

陈达钊, 彭一佳, 叶定豪, 等. BFM 生物集效工艺的设计与应用[J]. 净水技术, 2024, 43(9): 165-172.

CHEN D Z, PENG Y J, YE D H, et al. Design and application of intensive and efficient BFM process[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(9): 165-172.

## BFM 生物集效工艺的设计与应用

陈达钊<sup>1</sup>, 彭一佳<sup>1</sup>, 叶定豪<sup>1</sup>, 李志伟<sup>2,\*</sup>, 张晶晶<sup>2</sup>, 赵廷<sup>3</sup>, 韩文杰<sup>2</sup>

(1. 肇庆市肇水污水处理有限公司, 广东肇庆 526060; 2. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东青岛 266510; 3. 青岛市即墨区排水和河道管理服务中心, 山东青岛 266299)

**摘要** 广东某污水处理项目出水标准由一级 B 提升至一级 A。该项目占地紧缺, 需原池改造, 且需要在 60 d 之内完成施工和通气达标。鉴于此情况, 最终采用纯膜移动床生物膜反应器 (MBBR) 与超效分离协同的 BFM (BioFilm & Magnetic) 工艺, 高效集约, 出水 COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>、氨氮、TN、SS、TP 的均值分别为 (14.0±4.2)、(2.5±0.2)、(1.1±0.9)、(10.7±2.0)、(4.1±1.4)、(0.1±0.1) mg/L, 稳定达到设计标准。好氧悬浮载体实现了硝化菌的有效富集, 保障了氨氮的有效去除; 缺氧悬浮载体实现了反硝化菌的有效富集, 保障了 TN 的达标排放。该污水处理升级改造项目建设运行电费为 0.167 元/m<sup>3</sup>, 直接运行费用为 0.42 元/m<sup>3</sup>, 为后期该类项目的实施提供了技术借鉴。

**关键词** 移动床生物膜反应器 (MBBR) 超效分离 悬浮载体 原池改造 硝化菌

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1009-0177(2024)09-0165-08

**DOI:** 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.09.021

## Design and Application of Intensive and Efficient BFM Process

CHEN Dazhao<sup>1</sup>, PENG Yijia<sup>1</sup>, YE Dinghao<sup>1</sup>, LI Zhiwei<sup>2,\*</sup>, ZHANG Jingjing<sup>2</sup>, ZHAO Ting<sup>3</sup>, HAN Wenjie<sup>2</sup>

(1. Zhaoqing Zhaoshui Sewage Treatment Co., Ltd., Zhaoqing 526060, China;

2. Qingdao Spring Water Treatment Co., Ltd., Qingdao 266510, China;

3. Qingdao Jimo District Drainage and River Management Service Center, Qingdao 266299, China)

**Abstract** In order to upgrade the effluent standard from level 1 B to level 1 A, a wastewater treatment plant with limit land occupation in Guangdong Province adopted the BFM (BioFilm & Magnetic) process combined of pure moving bed biofilm reactor (MBBR) and super-efficiency separation process to realize original pool reconstruction. The project implementation time is less than 60 days. In view of this situation, the BFM process of pure membrane moving bed biofilm reactor (MBBR) and super-efficient separation are finally adopted. The average effluent of COD<sub>Cr</sub>, BOD<sub>5</sub>, ammonia nitrogen, TN, SS and TP is (14.0±4.2), (2.5±0.2), (1.1±0.9), (10.7±2.0), (4.1±1.4), (0.1±0.1) mg/L, respectively, and reach the designed discharge standard steadily. The project construction is rapid, and the land occupation is compact. The engineering cost is low due to the original pool reconstruction. Aerobic suspended carrier realizes the effective enrichment of nitrifying bacteria and ensures the effective removal of ammonia nitrogen. Anoxic suspended carrier realizes the effective enrichment of denitrifying bacteria and ensures the standard discharge of total nitrogen. The electricity cost of the project is 0.167 yuan/m<sup>3</sup>, and the direct operating cost is 0.42 yuan/m<sup>3</sup>, which provided a technical reference for the implementation of such projects in the future.

**Keywords** moving bed biofilm reactor (MBBR) super-efficiency separation process suspended carrier original pool reconstruction nitrifying bacteria

随着我国不断发展壮大, 人民群众对生态环境的要求逐步提高。《“十四五”城镇污水处理及

[收稿日期] 2022-03-27

[基金项目] 泰山产业领军人才工程专项 (tsex202211036); 青岛市高新技术企业上市培育库在库企业技术创新项目 (23-2-2-gpssyf-14-qiye)

[作者简介] 陈达钊 (1986—), 男, 工程师, 主要从事城市污水处理厂运营研究。

[通信作者] 李志伟, 男, 高级工程师, 主要从事污水处理工作, E-mail: 1039790846@qq.com。

资源化利用发展规划》的提出,为我国新时代污水处理的发展指明了方向。各地需要根据当地的社会发展情况,制定因地制宜的污水处理行业发展战略。

移动床生物膜反应器 (moving bed biofilm reactor, MBBR) 是一种起源于 20 世纪 90 年代的污水处理工艺。MBBR 根据微生物的存在形态分为泥膜共存型 MBBR 和纯膜 MBBR 工艺。相比于污泥和悬浮载体共存的泥膜复合型 MBBR 工艺,纯膜 MBBR 工艺仅依靠悬浮载体对污染物进行去除<sup>[1-2]</sup>,不存在活性污泥。较高的悬浮载体填充率和功能菌的强化富集,使纯膜 MBBR 工艺负荷更高,其占地远低于传统活性污泥法,能够稳定去除污水中的氮素和易生物降解有机物<sup>[3-4]</sup>。超效分离技术源于传统的混凝沉淀池,通过向池体中投加优选的磁粉,进而强化沉淀效果,缩短沉降时间,减小占地面积<sup>[5-6]</sup>。纯膜 MBBR 工艺和超效分离技术的组合形成 BFM (BioFilm & Magnetic) 生物集效工艺,是一种新型的污水处理思路,能够广泛适用于集约型污水处理厂新建和提标改造。位于我国华南地区某污水处理厂<sup>[7]</sup>,在仅有 2 000 m<sup>2</sup> 用地的情况下,采用 BFM 工艺,新建 30 000 m<sup>3</sup>/d 规模的污水处理设施,出水 COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>、氨氮、总磷 (TP) 和悬浮物 (SS) 浓度稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 一级 A 标准,成功应对水量增加的问题。而在我国华北地区<sup>[8]</sup>,某污水处理厂在占地面积仅剩 4 300 m<sup>2</sup> 的情况下,采用纯膜 MBBR 和超效分离工艺,合理布局,紧凑设置,最终新建 20 000 m<sup>3</sup>/d 规模的污水处理设施,出水 COD<sub>Cr</sub>、氨氮、TP 稳定达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) V 类水标准,其他指标达到一级 A 标准,为改善当地的水环境作出了重要贡献。在占地紧缺的实际工程项目中,BFM 工艺的成功应用,表明是应对占地不足、出水标准高的有效策略。

## 1 项目概况

广东某污水处理厂于 2006 年 1 月正式投入使用,设计规模为 30 000 m<sup>3</sup>/d,设计标准为《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 中的一级 B 标准和广东省地方标准《水污染物排放限值》(DB44/26—2001) 第二时段一级标准的较严值。进水中含有一定量的工业污水,因此,其原核心工艺为升流式厌氧污泥床 (UASB)、高负荷生物滤池和固体接触池相结合。如图 1 所示,污水经过粗格栅、细格栅和旋流沉砂池预处理后,首先进入到 UASB 单元,对部分难降解有机物进行降解去除,提高进水的可生化性。随后污水经高负荷生物滤池和固体接触池处理后,有机物和氨氮得以去除。最终,污水经二沉池进行泥水分离后,消毒出水。

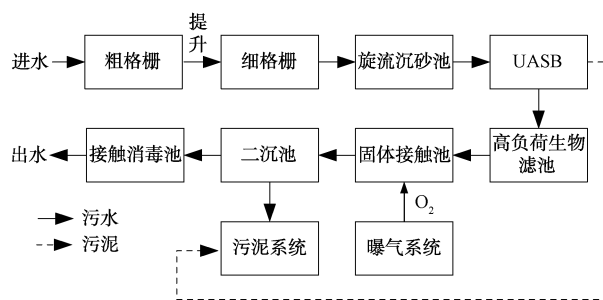


图 1 改造前工艺流程

Fig. 1 Process Flow before Reconstruction

至 2017 年,该污水处理厂的平均进水量达到 28 800 m<sup>3</sup>/d,已满负荷运行。根据广东省住房和城乡建设厅、广东省环境保护厅《关于进一步加快敏感区域污水处理设施提标改造工作的通知》(粤城建函[2018]491 号),需要对该污水处理厂进行提标改造,要求出水达到一级 A 标准及广东省地方标准《水污染物排放限值》(DB44/26—2001) 的较严值。脱水后的污泥含水率降低至 80% 以下。其改造前后的设计进出水水质如表 1 所示。

表 1 改造前后设计进出水水质

Tab. 1 Design Water Quality of Influent and Effluent before and after Reconstruction

项目	BOD <sub>5</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	COD <sub>Cr</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	SS/(mg·L <sup>-1</sup> )	氨氮/(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )
改造前设计进水	120	250	150	25	/	5.0
改造前设计出水	20	40	20	8	20	1.5
改造后设计进水	180	250	200	35	45	5.0
改造后设计出水	10	40	10	5(8)	15	0.5

## 2 改造难点

根据该污水处理厂的原有设计和长期运行情况,本次提标改造面临的困难在于以下几点。

(1)占地紧缺,需原池改造。本项目占地极为紧缺,无新增用地,需要充分利用原有工艺,充分挖掘系统潜能,实现原池水平上的提标改造。

(2)时间紧,任务重。本项目实施周期短,需要在 60 d 之内完成施工和通水达标。

(3)脱氮效果不佳。由于进水  $COD_{Cr}$ 、 $BOD_5$  较设计进水水质偏低,而进水氨氮和 TN 较高,且原工艺脱氮机理不明晰,导致脱氮效果不好。

(4)出水要求高。针对一级 A 排放标准及广东省地方标准两者较严者,现状出水 TN、SS、TP 还需要进一步去除,特别是 TP 及 TN。

## 3 技术路线选择

本工程处理的重点、难点在于去除 TN、氨氮,根据上述对各污染物指标的分析及各工艺的比较,同时结合污水处理厂现状工艺的特点,初选出两个工艺方案。

方案一:UASB 厌氧池+高负荷生物滤池+两级 AO+MBBR (缺氧纯膜 MBBR 池+好氧纯膜 MBBR 池)+超效分离工艺+接触消毒。该方案沿用现状的“UASB 厌氧池+高负荷生物滤池”工艺,同时,为了提高增强有机物、TN、TP 的去除效果,保证稳定达到一级 A 标准及广东省地标两者最严值,通过改造现状固体接触池及二沉池变为缺氧纯膜 MBBR 池及好氧纯膜 MBBR。深度处理段去除胶体、SS 及 TP,考虑采用超效分离工艺,消毒采用次氯酸钠接触消毒方式。将固体接触池和二沉池改造为 MBBR 区。其中将原有的 2 座固体接触池分别改造为 1 座一级纯膜 MBBR 缺氧池和 1 座一级纯膜 MBBR 好氧池。并将原有的 2 座二沉池分别改造为 1 座二级纯膜 MBBR 缺氧池和 1 座二级纯膜 MBBR 好氧池。原污泥回流泵房改造为中间提升泵房,原回流取消。设置超效分离装置,进行充分的泥水分离。最终污水经过接触消毒池后,达标排放。

方案二:AO 生化池+固体接触池+二沉池+中间提升泵房+高效沉淀池+滤布滤池+接触消毒。本方案考虑将 UASB 池改造为缺氧池,将高负荷生物滤池改造为好氧池,沿用固体接触池,固体接触池作为 AO 工艺好氧池的一部分。本方案二级处理段采用

着重于脱氮的 AO 工艺,深度处理段主要用于去除胶体、SS 及 TP,故采用“高效沉淀池+滤布滤池”工艺,消毒采用次氯酸钠接触消毒方式。

对比以上两种方案,进行了技术和经济性比较。从运行稳定性上来看,两种方案的处理效果均较好且稳定,能够同时脱氮除磷。在辅以化学除磷时,以上两方案均可以控制出水 TP 和 SS。在日常维护方面,两种方案均可以根据进水水质,合理确定絮凝剂投加量及碳源投加量;运行工艺简单,自动化程度高,正常运行无需值守。然而在改造难度方面,方案一仅需要增加超效分离池单体和改造厂区管路,但方案二需要新建高效沉淀池、滤布滤池和中间提升泵房等单体。此外,高负荷生物滤池结构较为复杂,改造难度较大,这些使方案二的劣势凸显。在经济方面,方案一的投资费用(1 975 万元)低于方案二(2 291 万元)。在充分比较两种方案的情况下,最终确定方案一为本次改造的工艺方案。其改造后的工艺流程如图 2 所示。

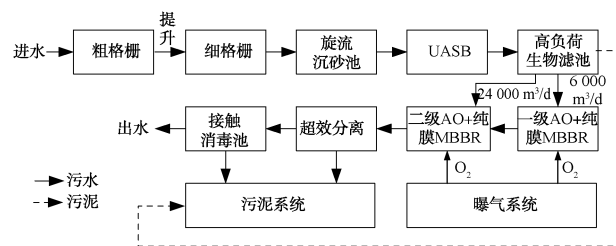


图 2 改造后工艺流程

Fig. 2 Process Flow after Reconstruction

## 4 工艺设计

### 4.1 生物池改造

本次改造中,粗格栅至高负荷生物滤池的工艺流程保持不变。其中 UASB 池体共有两座,每座的平面尺寸为 42 m×20 m,设计水力停留时间为 6 h,内设布水装置和集气装置。共有 6 座圆形高负荷生物滤池,平均直径为 22 m,设计水力停留时间为 3.6 h。每座高负荷生物滤池均含有一套旋转布水系统和 4 根布水横管。

如图 3 所示,一级 AO+纯膜 MBBR 池是由固体接触池改造而来,两格固体接触池串联运行。其平面尺寸为 32.0 m×10.0 m,总深度为 4.5 m,设计回流比为 200%。主要设备包括:6 台 5.5 kW 的 MBBR 专用推流器,1 套不锈钢进出水拦截筛网,1 套 MBBR 好氧区底部曝气系统,2 台流量为 500 m<sup>3</sup>/h 的

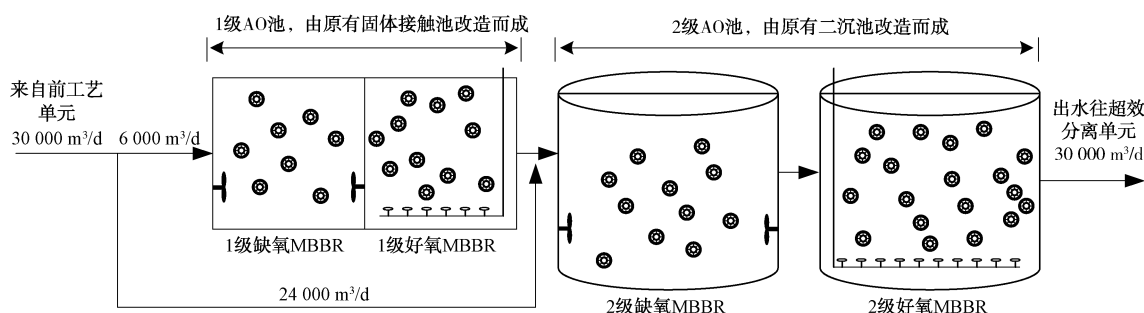


图3 改造后生物池

Fig. 3 Biological Tank after Reconstruction

硝化液回流泵。一级 AO 池的体积较小,因此,其设计水量仅为  $6\,000\text{ m}^3/\text{d}$ 。一级 A 池和 O 池的设计水力停留时间均为  $2.7\text{ h}$ 。一级 A 池由 3 组串联的廊道组成,每组廊道均布设推流器以确保悬浮载体的充分流化;一级 O 池则采用合理的曝气布置,实现微动力混合条件下的悬浮载体充分流化。一级 A 池和 O 池的悬浮载体填充率分别为  $19\%$  和  $58\%$ 。

二级 AO-纯膜 MBBR 池是由两座二沉池改造而来,两座二沉池串联运行。两座二沉池的平面尺寸为  $\Phi 28\text{ m}\times 5.5\text{ m}$ ,有效水深为  $4.0\text{ m}$ ,设计回流比为  $200\%$ ,每座的设计水力停留时间和有效容积均为  $2.7\text{ h}$  和  $3\,419\text{ m}^3$ 。其中,二级缺氧纯膜 MBBR 池中设置 20 台功率为  $5.5\text{ kW}$  的 MBBR 专用推流器和 1 套不锈钢的进出水拦截系统、1 套 MBBR 专用曝气系统和 1 套不锈钢的进出水拦截系统。另有 2 台流量为  $2\,500\text{ m}^3/\text{h}$  的硝化液回流泵。其中二级 A 池通过推流器保证悬浮载体在池体中的充分流化,悬浮载体填充率为  $22\%$ ;好氧 O 池为微动力混合池型,能够保障悬浮载体充分流化,悬浮载体填充率为  $45\%$ 。

本项目投加 SPR 型悬浮载体,悬浮载体直径为  $(25\pm 0.5)\text{ mm}$ ,高为  $(10\pm 1)\text{ mm}$ ,挂膜后比重与水接近,在轻微的水力扰动下,即可实现充分流化。

#### 4.2 深度处理新建

本次改造新建了超效分离模块作为深度处理单元,其位于一级 AO-纯膜 MBBR 池的北侧。超效分离模块共有两组,采用一体化箱体形式。其平面尺寸为  $17.2\text{ m}\times 16.2\text{ m}$ ,其中混合池、磁种加载池和絮凝反应池的水力停留时间分别为  $1.9$ 、 $2.4\text{ min}$  和  $4.2\text{ min}$ ,分流区沉淀池的表面负荷为  $14\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。主要设备包括:2 台  $3.0\text{ kW}$  的混合池搅拌器,2 台  $4.0\text{ kW}$  的磁种加载池搅拌器,2 台  $3.0\text{ kW}$  的絮凝

池搅拌器,4 台长 $\times$ 宽 $\times$ 高为  $13.0\text{ m}\times 3.0\text{ m}\times 3.1\text{ m}$  的刮泥机,4 台  $30\text{ m}^3/\text{h}$  的污泥回流泵,4 台  $30\text{ m}^3/\text{h}$  的剩余污泥泵,2 台  $40\text{ m}^3/\text{h}$  的排泥泵,2 台  $20\text{ m}^3/\text{h}$  的高剪机,2 台  $20\text{ m}^3/\text{h}$  的磁分离机。改造前后的平面布置如图 4 所示。

#### 4.3 鼓风机房改造

本次提标改造,需要对生物池曝气量进行重新核算。鼓风机房平面尺寸为  $10\text{ m}\times 6\text{ m}$ ,高度为  $4\text{ m}$ 。并新增 3 台空浮风机,其包含消声器、出口管路配套阀门等配套设备。 $Q=70\text{ m}^3/\text{min}$ , $H=5.5\text{ m}$ , $N=75\text{ kW}$ ,共 3 台,2 用 1 备,均为变频。

#### 4.4 提升井改造

提升井是利用现状污泥回流泵房改造而来,用于提升 MBBR 池出水至超效分离池,保证后续处理水能够自流。其直径为  $5.45\text{ m}$ ,深为  $5.40\text{ m}$ ,有效水深为  $4.40\text{ m}$ 。共有 3 台变频潜水泵,2 用 1 备, $Q=907\text{ m}^3/\text{h}$ , $H=10\text{ m}$ , $N=37\text{ kW}$ ,配套耦合导轨导链。

#### 4.5 储泥池新建

新建储泥池 1 座,用于储存剩余污泥。储泥池中的污泥由污泥螺杆泵提升至污泥脱水机,进行脱水处理。其平面尺寸为  $8.5\text{ m}\times 8.5\text{ m}$ ,深为  $4.5\text{ m}$ ,有效水深为  $4\text{ m}$ 。新增潜水搅拌器 1 台,功率为  $3\text{ kW}$ 。

#### 4.6 加药装置

新增碳源投加装置、聚丙烯酰胺(PAM)投加装置、聚合氯化铝(PAC)投加装置和次氯酸钠投加装置。其中,碳源投加装置包括 1 台  $5\text{ m}^3$  的乙酸钠储罐和 3 台  $0\sim 50\text{ L/h}$  的隔膜计量泵,配套安全阀、背压阀、Y 型过滤器、脉冲阻尼器,变频控制。PAM 投加装置包括 1 台  $2.2\text{ kW}$  的一体化加药机和 3 台  $0\sim 500\text{ L/h}$  的螺杆泵。PAC 加药装置由一座直径为  $5\text{ m}$  的圆形混凝土池体改造而来,并配备 3 台  $0\sim$

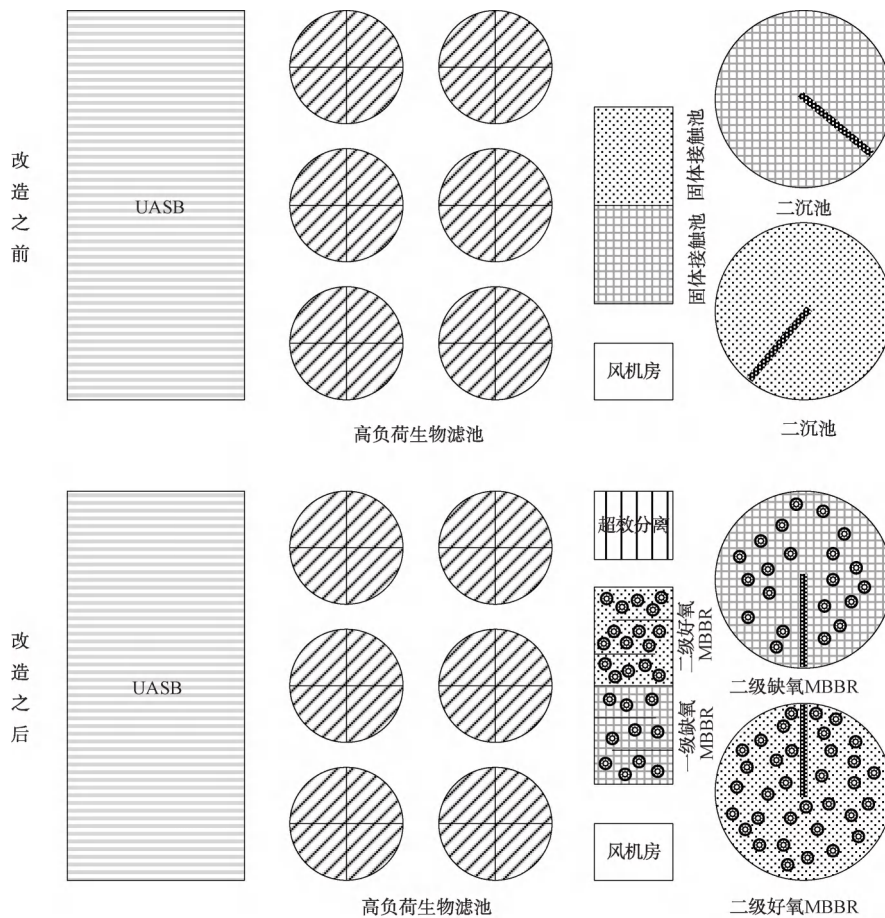


图4 改造前后平面布置

Fig. 4 Layout Plan before and after Reconstruction

200 L/h 的隔膜计量泵和 1 台 30 m<sup>3</sup>/h 的卸料泵;隔膜计量泵配套安全阀、背压阀、Y 型过滤器、脉冲阻尼器,进行变频控制。次氯酸钠投加装置包括 1 台 10 m<sup>3</sup> 的次氯酸钠储罐,并配备 2 台 150 L/h 的隔膜计量泵和 1 台 15 m<sup>3</sup>/h 的卸料泵。

### 5 运行效果分析

本工程于 2020 年 12 月开始,至 2021 年 1 月中旬,处理水量已经达到了 30 000 m<sup>3</sup>/d 满负荷运行。本文分析了 2021 年 1 月中旬—2021 年 12 月下旬共计 351 d 的进出水水质数据。如表 2 所示,经过本次改造后,各指标均能够稳定达到设计标准。根据进水污染物的浓度,灵活调整曝气量,实际运行的汽水比为 2 : 1~5 : 1。出水 TN 质量浓度稳定低于 15 mg/L,表明该工艺路线具有良好的脱氮效果。在此期间,脱水污泥的平均含水率为 77.9%,低于 80%,表明该污水厂的污泥脱水效果达到基本要求。

表 2 改造后实际进出水水质

Tab. 2 Actual Water Quality of Influent and Effluent after Reconstruction

项目	实际进水	实际出水	平均去除率
BOD <sub>5</sub>	(32.5±8.4) mg/L	(2.5±0.2) mg/L	82.10%
COD <sub>Cr</sub>	(78.0±19.3) mg/L	(14.0±4.2) mg/L	92.30%
SS	(116.8±43.5) mg/L	(4.1±1.4) mg/L	96.50%
氨氮	(16.7±4.7) mg/L	(1.1±0.9) mg/L	93.40%
TN	(22.5±3.8) mg/L	(10.7±2.0) mg/L	52.40%
TP	(2.3±0.7) mg/L	(0.1±0.1) mg/L	95.70%
pH 值	7.2±0.1	7.2±0.2	/

### 6 污染物沿程分析

为了进一步揭示各个工艺单元对污染物的去除情况,对各个单元的 COD<sub>Cr</sub>、氨氮和 TN 浓度进行了测定,其结果如图 5 所示。在实际运行过程中,为了充分挖掘系统的潜能,因此,尽可能提高一级 AO 池的进水比例,经过核算一级 AO 池的进水量占总进水量的 30%。进水的 COD<sub>Cr</sub>、氨氮、TN 质量浓度分别为 100.3、17.5、26.4 mg/L。污水经过预处理、

UASB 和高负荷生物滤池后,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  质量浓度分别为 99.2、98.4 mg/L 和 89.2 mg/L, 氨氮质量浓度分别为 17.3、17.0 mg/L 和 16.3 mg/L, TN 质量浓度分别为 25.8、25.3 mg/L 和 25.2 mg/L。预处理至高负荷生物滤池, 对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、氨氮和 TN 的去除率贡献率合计分别为 17.3%、12.5% 和 8.8%, 表明该部分工艺流程虽然具备一定的污染物去除能力, 然而其能力较差。实际上, 预处理单元往往对于有机物和氮的去除能力有限。而本项目在实际运行过程中, 进水污染物浓度远低于设计值, 因此 UASB 的作用并未得以充分发挥, 这也是其污染物去除贡献率不高的原因。相比于高负荷生物滤池, 污水经过一级 AO、二级 AO 和超效分离单元后,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  质量浓度分别降低至 31.4、28.3 mg/L 和 18.6 mg/L, 氨氮质量浓度分别降低至 0.9、0.5 mg/L 和 0.4 mg/L, TN 质量浓度分别降低至 12.3、11.6 mg/L 和 11.3 mg/L。其中一级 A 池和二级 A 池的 TN 去除贡献率分别为 28.6% 和 59.7%, 表明纯膜缺氧区对 TN 的去除占据主导作用; 一级 O 池和二级 O 池的氨氮去除贡献率分别为 24.3% 和 50.4%, 表明纯膜好氧区主要承担了氨氮的去除任务。经过核算, 一级 A 池和二级 A 池的总氮去除负荷分别为 0.110 kg N/(m<sup>3</sup>·d) 和 0.076 kg N/(m<sup>3</sup>·d); 一级 O 池和二级 O 池的氨氮去除负荷分别为 0.127 kg N/(m<sup>3</sup>·d) 和 0.088 kg N/(m<sup>3</sup>·d)。污水经过一级 AO 池后, 部分污染物被去除, 从而降低了二级 AO 池的污染物浓度, 这也是一级池的负荷高于二级池的原因。

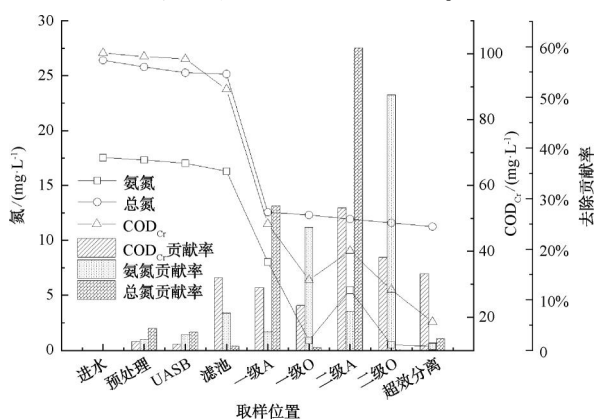


图 5 改造后沿程污染物浓度变化

Fig. 5 Variations of Pollutant Concentration along the Process after Reconstruction

## 7 微生物群落分析

分别取缺氧 MBBR 和好氧 MBBR 的悬浮载体

进行高通测序, 门水平物种丰度如图 6 所示。两种悬浮载体中丰度较高的微生物包括蛭弧菌门 (Bdellovibrionota)、放线菌门 (Actinobacteriota)、拟杆菌门 (Bacteroidota)、酸杆菌门 (Acidobacteriota) 硝化菌门 (Nitrospirota)、Armatimonadota 和 Caldise-ricota 等。在缺氧悬浮载体上, Bdellovibrionota、Actinobacteriota、Bacteroidota、Acidobacte-riota、Arma-timonadota 和 Caldise-ricota 的相对丰度分别为 4.3%、32.1%、6.2%、38.2%、11.1% 和 4.2%, 且未检测到 Nitrospirota 的存在。而在好氧悬浮载体上, Bdellovibrionota、Actinobacteriota、Bacteroidota、Acido-bacteriota、Armatimonadota 和 Caldise-ricota 的相对丰度分别达到 39.9%、22.1%、15.3%、12.8%、1.7% 和 1.6%, 表明了缺氧和好氧悬浮载体在微生物学上的差异性。好氧悬浮载体上 Nitrospirota 的相对丰度为 5.6%, 表明好氧悬浮载体更加有利于硝化菌的富集。

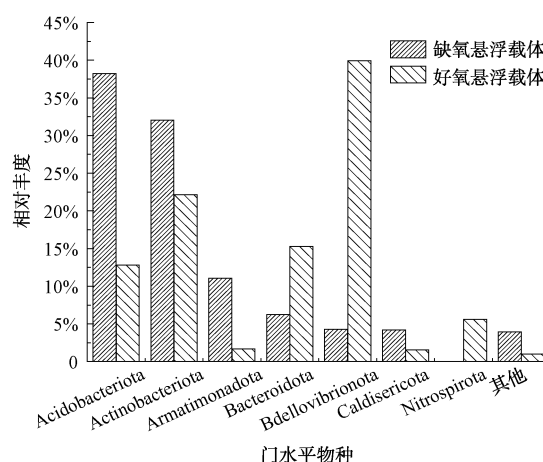


图 6 门水平物种相对丰度

Fig. 6 Relative Abundance Distribution at Phylum Level

为了进一步对系统中功能化微生物进行分析, 因此, 对属水平上的微生物组成进行研究 (图 7)。硝化螺菌属 (*Nitrospira*) 是污水生物处理系统中常见的硝化菌属, 在好氧情况下, 能够将氨氮转化为硝酸盐。由于该菌属对基质的亲和力大, 在低氨氮浓度的情况下更具竞争优势<sup>[9]</sup>。*Nitrospira* 在好氧悬浮载体上的相对丰度为 5.5%。该结果表明, 悬浮载体有利于硝化菌属的富集, 这也从微观角度上保证了纯膜 MBBR 工艺的硝化性能。

束毛球菌属 (*Trichococcus*) 和 *Portibacter* 分别与脱落生物膜的沉降性有关<sup>[10-11]</sup>, 在缺氧悬浮载体中的相对丰度分别为 0.65% 和 3.61%, 在好氧悬浮载

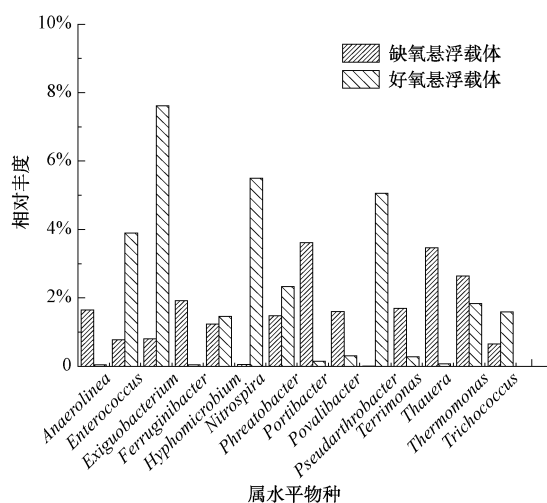


图7 属水平物种相对丰度

Fig. 7 Relative Abundance Distribution at Genus Level

体中的相对丰度分别为 1.59% 和 0.15%。热单胞菌属 (*Thermomonas*)、*Terrimonas*、*Ferruginibacter*、陶厄氏菌属 (*Thauera*) 为污水处理系统当中常见的反硝化菌属<sup>[12]</sup>。*Thermomonas*、*Terrimonas*、*Ferruginibacter*、*Thauera* 在缺氧悬浮载体中的相对丰度为 2.64%、1.69%、1.92%、3.47%，高于好氧悬浮载体 (1.83%、0.28%、0.04%、0.07%)，表明反硝化菌的富集以缺氧悬浮载体为主，从而保证了系统的反硝化功能。

### 8 经济分析

本次升级改造,采用 BFM 生物集效工艺,实现原池改造,土建少,不额外增加占地面积,从而极大地节约了占地。

据厂里统计,该污水处理厂实际每日总用电量为 7 735.4 kW·h,其中每日生产用电量为 7 593.2 kW·h,吨水总电耗平均为 0.304 kW·h/m<sup>3</sup>,合计吨水处理电费为 0.167 元/m<sup>3</sup>。每日平均产泥量为 11.4 t,合计吨水的污泥处置费用为 0.154 元/m<sup>3</sup>。

该项目投加 6% 的 PAC 溶液除磷,PAC 费用总计 0.058 元/m<sup>3</sup>。投加 PAM 固体,PAM 费用总计 0.030 元/m<sup>3</sup>。投加次氯酸钠溶液消毒,次氯酸钠费用总计 0.012 元/m<sup>3</sup>。磁粉费用总计 0.001 元/m<sup>3</sup>。

综合能耗、药耗和污泥处置费用,该污水处理项目吨水直接运行费用为 0.42 元/m<sup>3</sup>,年运行费用为 376.1 万元。

### 9 结语

广东省某污水处理厂采用 BFM 生物集效技术

进行提标改造,使出水 COD<sub>Cr</sub>、BOD<sub>5</sub>、氨氮、TN、SS、TP 的均值分别为 (14.0±4.2)、(2.5±0.2)、(1.1±0.9)、(10.7±2.0)、(4.1±1.4)、(0.1±0.1) mg/L,稳定达到设计标准。好氧悬浮载体能够充分富集硝化菌属,缺氧悬浮载体能够充分富集反硝化菌属,从而保障了系统的氨氮和 TN 的去除。本项目为 BFM 生物集效工艺在我国南方地区的首次成功使用,采用原池改造的办法,施工周期短,土建费用低,占地紧凑,吨水直接运行费用为 0.42 元/m<sup>3</sup>,处理效果稳定,为今后该类工艺在国内的推广奠定基础。

### 参考文献

[1] MCQUARRIE J, BOLTZ J. Moving bed biofilm reactor technology: Process applications, design, and performance [J]. Water Environment Research, 2011, 83(6): 560-575.

[2] 陈胜. 悬浮填料生物膜特性及其处理高浓度有机废水效能研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.

CHEN S. Characteristics and efficiency investigation of suspended carrier biofilm for treating highly concentrated organic wastewater [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2006.

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

[4] 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.

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.

[5] 周曼莉. 磁混凝沉淀技术在污水处理中的应用 [J]. 环境与发展, 2019, 31(8): 88-89.

ZHOU M L. Application of magnetic coagulating sedimentation technology in sewage treatment [J]. Environment & Development, 2019, 31(8): 88-89.

[6] 郑利兵, 吴振军, 张鹤清, 等. 介质加载混凝过程中磷和溶解性有机物的去除特征及混凝机理 [J]. 环境工程学报, 2020, 14(12): 3352-3362.

ZHENG L B, WU Z J, ZHANG H Q, et al. Insight into the medium-loaded coagulation and the removal feature of phosphorus and DOM [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(12): 3352-3362.

[7] LI Z W, CHEN H, ZHANG J J, et al. Combined application analysis of MBBR and magnetic coagulation process in a full-scale project [J]. Journal of Water Process Engineering, 2022, 49: 102955. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102955.

[8] 周家中, 韩文杰, 宋平周, 等. 华北某集约型污水厂 BFM 工

- 艺设计与运行分析[J]. 中国给水排水, 2023, 39(18): 126-132.
- ZHOU J Z, HAN W J, SONG P Z, et al. BFM process design and operation analysis of an intensive WWTP in North China[J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39(18): 126-132.
- [9] 姚倩, 彭党聪, 赵俏迪, 等. 活性污泥中硝化螺菌 (*Nitrospira*) 的富集及其动力学参数[J]. 环境科学, 2017, 38(12): 5201-5207.
- YAO Q, PENG D C, ZHAO Q D, et al. Enrichment of *Nitrospira* in activated sludge and kinetic characterization [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(12): 5201-5207.
- [10] 陆鑫, 刘波, 谭云飞, 等. 低温条件下城市污水厂污泥膨胀的生物学成因[J]. 环境工程学报, 2016, 10(7): 3925-3930.
- LU X, LIU B, TAN Y F, et al. Biological causes of sludge bulking in municipal wastewater treatment plant under low-temperature condition [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(7): 3925-3930.
- [11] 林琳琳. 城市污水处理厂中泡沫污泥形成机理及调控措施研究 [D]. 福州: 福州大学, 2018.
- LIN L L. Study on formation mechanism and control measures of foaming sludge in municipal wastewater treatment plants [D]. Fuzhou: Fuzhou University, 2018.
- [12] 侯洁. 生物炭对潜流人工湿地生物脱氮影响机理研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2017.
- HOU J. Influences of biochar on biological nitrogen removal in subsurface flow constructed wetland [D]. Chongqing: Southwest University, 2017.
- 
- (上接第 13 页)
- [42] LIU C, CONG H T, LI F, et al. Semi-continuous synthesis of single-walled carbon nanotubes by a hydrogen arc discharge method[J]. *Carbon*, 1999, 37(11): 1865-1868.
- [43] WANG S Y, LI X N, ZHANG Y B, et al. Electrochemically enhanced adsorption of PFOA and PFOS on multiwalled carbon nanotubes in continuous flow mode [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2014, 59(23): 2890-2897.
- [44] NIU Z J, WANG Y J, LIN H, et al. Electrochemically enhanced removal of perfluorinated compounds (PFCs) from aqueous solution by CNTs-graphene composite electrode [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 328: 228-235. DOI: 10.1016/j.cej.2017.07.033.
- [45] DIVYAPRIYA G, MOHANALAKSHMI J, KUMAR K V, et al. Electro-enhanced adsorptive removal of ciprofloxacin from aqueous solution on graphite felt [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2020, 8(5): 104299. DOI:10.1016/j.jece.2020.104299.
- [46] LIU L, LIU Y, CHE N, et al. Electrochemical adsorption of perfluorooctanoic acid on a novel reduced graphene oxide aerogel loaded with Cu nanoparticles and fluorine [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 125866. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125866.
- [47] ZHOU J Y, SAEIDI N, WICK L Y, et al. Adsorption of polar and ionic organic compounds on activated carbon: Surface chemistry matters [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 794. DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.148508.
- [48] LI X, HU Y, SHE D, et al. Modified activated carbon fiber felt for the electrosorption of norfloxacin in aqueous solution [J]. *Sustainability*, 2020, 12(10): 3986. DOI: 10.3390/su12103986.
- [49] 白雪婷. MOFs 衍生多孔碳/Cu@Cu<sub>2</sub>O 的制备及其(电)吸附去除水中污染物性能研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2021.
- BAI X T. MOFs derived porous carbon/Cu@Cu<sub>2</sub>O study on the preparation and (electro) adsorption performance of water pollutants removal [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2021.
- [50] 李雨昕. ZIF-8 碳化的多孔碳吸附/电增强吸附磺胺甲恶唑的研究 [D]. 大连: 大连理工大学, 2017.
- LI Y X. Research on ZIF-8 carbonized porous carbon adsorption/electro-enhanced adsorption of sulfamethoxazole [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2017.
- [51] SUN N, ZHOU H, ZHANG H, et al. Synchronous removal of tetracycline and water hardness ions by capacitive deionization [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 316: 128251. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.128251.
- [52] SAEIDI N, KOPINKE F D, GEORGI A. What is specific in adsorption of perfluoroalkyl acids on carbon materials? [J]. *Chemosphere*, 2021, 273: 128520. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128520.
- [53] 赵文君, 贾秉鑫, 张亚南, 等. 活性炭纤维电吸附重金属及磺胺甲恶唑性能研究 [J]. 电化学, 2019, 25(6): 669-681.
- ZHAO W J, JIA B X, ZHANG Y N, et al. Study on electro-sorption of heavy metals and sulfamethoxazole on activated carbon fibers [J]. *Electrochemistry*, 2019, 25(6): 669-681.
- [54] SAEIDI N, KOPINKE F D, GEORGI A. Controlling adsorption of perfluoroalkyl acids on activated carbon felt by means of electrical potentials [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 416: 129070. DOI:10.1016/j.cej.2021.129070.
- [55] YEH C L, HSI H C, LI K C, et al. Improved performance in capacitive deionization of activated carbon electrodes with a tunable mesopore and micropore ratio [J]. *Desalination*, 2015, 367: 60-68. DOI:10.1016/j.desal.2015.03.035.