

论述与研究

## AAOA – MBR 工艺在超高污泥浓度下的运行

刘纪成, 张 勇, 陈春生, 李善强, 马泽宇, 熊晓丽  
(北京碧水源科技股份有限公司, 北京 102206)

**摘 要:** 为了解超高污泥浓度 (MLSS) 对膜生物反应器 (MBR) 工艺运行效果的影响, 分析了某采用厌氧/缺氧/好氧/缺氧 (AAOA) – MBR 工艺的城市污水处理厂在超高 MLSS 浓度下的运行情况。结果表明: MBR 工艺可在较高的污泥浓度下运行, 并且高污泥浓度有助于系统对有机物的去除。该污水厂的 MBR 膜池在 20 g/L 左右的超高污泥浓度下运行了超过 600 d 的时间, 出水 COD、氨氮、TN、TP 浓度分别约为 14、0.43、6.37 和 0.25 mg/L; 高污泥浓度可增强系统抵御低温、进水负荷冲击的能力, 并且联合后置缺氧段强化了系统的内源反硝化。MBR 系统在超高污泥浓度下运行, 需要密切注意膜通量及跨膜压差的变化, 适时进行膜清洗, 以免发生膜污染。

**关键词:** 膜生物反应器; 污泥浓度; 膜污染; 内源反硝化; 后置缺氧池

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)09-0001-05

### Operation Analysis of AAOA – MBR Process in Ultra-high Sludge Concentration

LIU Ji-cheng, ZHANG Yong, CHEN Chun-sheng, LI Shan-qiang, MA Ze-yu,  
XIONG Xiao-li

(Beijing Origin Water Technology Co. Ltd., Beijing 102206, China)

**Abstract:** The actual operation data of a wastewater treatment plant with anaerobic/anoxic/aerobic/post-anoxic (AAOA) – MBR process was analyzed in order to know the effect of ultra-high MLSS on the operation of AAOA – MBR process. The results showed that MBR process could operate at high MLSS concentration, which was beneficial to the removal of organic matter. The MBR system was running in MLSS concentration of about 20 g/L for more than 600 days, during the time the mean COD,  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TN, TP concentrations of effluent were about 14, 0.43, 6.37 and 0.25 mg/L respectively. The high MLSS could increase the anti-impact ability of the system to low temperature and influent load, and strengthen the system's endogenous denitrification combined with the post-anoxic phase. However, while running in a very high MLSS, the MBR system should be paid close attention to the membrane flux and transmembrane pressure (TMP) variation, and need timely washing, in order to avoid membrane fouling.

**Key words:** MBR; MLSS; membrane fouling; endogenous denitrification; post-anoxic tank

城市污水传统生物处理工艺中好氧池的 MLSS 浓度通常维持在 2.5 ~ 4.5 g/L 范围内, 污泥回流比为 50% ~ 100%, 在一些高浓度污水处理工程中, 设

计的污泥浓度可达到 8 ~ 10 g/L。高低污泥浓度下运行均有其优缺点, 在低污泥浓度下工艺的处理效率较低, 需要的池容更大; 而在高污泥浓度下运行的

工艺又会出现跑泥、死泥、污泥膨胀等问题。

膜生物反应器(MBR)工艺具有污泥浓度高、排泥量少、占地省、出水水质好等优点<sup>[1]</sup>,因而被应用于国内外许多新建及改造污水处理厂中<sup>[2]</sup>。目前,综合考虑膜的产水率、运行情况及寿命等因素后,MBR工艺通常设计的膜池污泥浓度为8~10 g/L。实际工程中也有在超过10 g/L的膜池污泥浓度下运行的,但在20 g/L甚至更高情况下运行的MBR实际工程尚未有过报道。笔者通过对南京某MBR工艺污水处理厂的运行数据及参数进行分析,探讨了MBR系统在超高污泥浓度下运行的可行性,以及需要注意的事项,以期为其他MBR工程在超高污泥浓度下运行提供参考。

## 1 工程概况

### 1.1 处理工艺

该污水厂采用厌氧/缺氧/好氧/缺氧(AAO)-MBR工艺,设计规模为 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,现实际处理水量为 $(6 \sim 8) \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。工艺流程见图1。

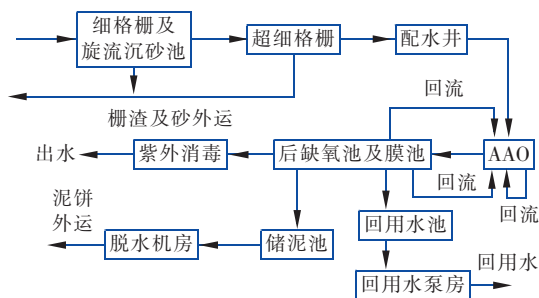


图1 工艺流程示意

Fig. 1 Schematic diagram of AAO-MBR process

### 1.2 进水水质

该污水厂进水为城市污水,其COD、BOD<sub>5</sub>、TP、TN、氨氮浓度范围分别为57~348、21~168、2~8、18~50、5~50 mg/L,平均值依次为206、75.4、4、29.7、22.7 mg/L;pH值范围为7~7.6,均值为7.3;水温在13~28℃之间波动,均值为22℃。

### 1.3 运行参数

系统的SRT为18 d,厌氧段、缺氧段、好氧段、后置缺氧段、膜池的HRT分别为1.95、2.45、4.35、2.5、1.3 h,好氧段DO为0.2~1 mg/L,膜池的曝气强度为60~90 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h),膜池至好氧池、好氧池至缺氧池、后置缺氧池至厌氧池的回流比分别为600%、500%、300% (设计值分别为400%、400%、200%),膜池的MLSS为10~25 g/L,MLVSS/MLSS

值为0.3~0.6 (平均为0.4),膜通量为18~25 L/(m<sup>2</sup>·h),温度为13~28℃。

## 2 运行情况与分析

### 2.1 高污泥浓度的产生

该污水厂设计的污泥浓度是8~10 g/L,但由于在实际运行过程中出现污泥脱水设备故障等问题,导致系统无法正常排泥、脱水,污泥浓度逐渐升高(见图2)。该系统中的污泥浓度最高约为26 g/L,2016年3月—2017年10月的610 d内,膜系统在20 g/L以上的污泥浓度下连续运行时间长达100 d以上,膜池MLSS平均浓度维持在18.4 g/L左右,均属于超高污泥浓度(图2中相邻污泥浓度变化幅度较大的主要原因是每天混合液取自不同膜池,主要反映系统整体污泥浓度变化趋势)。然而,从膜系统跨膜压差(TMP)及膜通量的变化(见图3)可以看出系统整体并没有崩溃,跨膜压差平均为-24 kPa左右,对应的膜通量平均为18.4 L/(m<sup>2</sup>·h)左右。

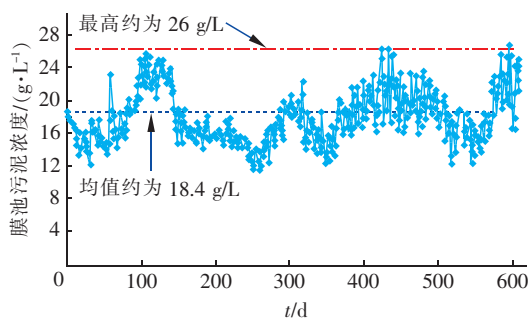


图2 系统污泥浓度变化

Fig. 2 Variation of MLSS in membrane tank

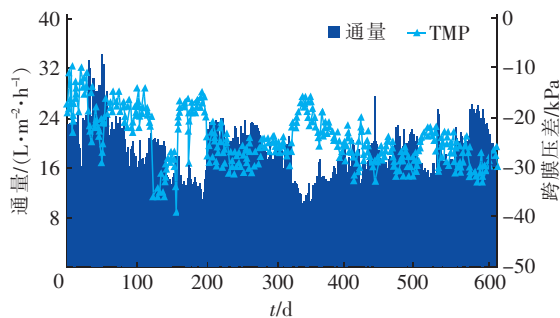


图3 高污泥浓度下膜通量及跨膜压差的变化

Fig. 3 Variation of membrane flux and TMP at high sludge concentration

在膜池MLSS浓度最高(超过20 g/L)的一段时间,系统的跨膜压差较大,频繁超过了-30 kPa,说明此阶段膜污染严重,膜系统有一定的运行风险,故进行了频繁的化学清洗。在修复污泥脱水等设备后

通过加大排泥量将污泥浓度降低,并进行维护性清洗,使得膜系统的 TMP 恢复至正常区间。

综上所述,MLSS 浓度在 20 g/L 以内时,膜池通过正常的在线化学清洗及根据压差变化适当增加清水反冲洗可实现膜系统的正常运行,但当膜池 MLSS 增加至 20 g/L 以上时,膜系统的运行效果会明显恶化,所以膜系统污泥浓度不宜超过 20 g/L。这个污泥浓度比 Rosenberger 等<sup>[3]</sup>报道的污泥浓度限值还高 5 g/L,这可能与进水水质及污泥的黏度不同有一定的关系。实际上目前普遍认为,污泥浓度本身并不直接影响膜通量的衰减,当 MLSS 浓度较高时会迅速形成滤饼层,对膜起到潜在的保护作用;而当浓度较低时,膜孔堵塞比较严重,起主要生物污染作用的因素是微生物代谢产物 EPS<sup>[4]</sup>。但是在高于污泥浓度的临界值后,混合液黏度及 EPS 含量会增加得更快,如 Itonaga 等曾报道当 MLSS 高于临界值(10~17 g/L)时,黏度随 MLSS 呈指数增长,而根据本系统的实际情况推测其临界值为 19~20 g/L。

## 2.2 高污泥浓度下对有机物及TP 的去除效果

在高污泥浓度下系统一直保持着良好的 COD 去除效果,系统的进水 COD 平均约为 206 mg/L,出水 COD 平均约为 14 mg/L。此外,系统的进水 BOD<sub>5</sub> 较低,平均约为 75.4 mg/L,进水 B/C 值约为 0.36,表明该进水可生化性并不佳。然而,系统对有机物的去除效果依然很好,COD 平均去除率达到 90% 以上,出水 COD 浓度稳定优于地表水Ⅳ类水标准。分析原因这可能与系统的高污泥浓度以及 MBR 系统去除有机物的优越性有关:一方面,高污泥浓度降低了系统的有机负荷,虽然 MLVSS/MLSS 平均值仅有 0.4,但由于污泥浓度高,所以还是有大量的微生物参与降解有机物,在易降解的有机物不足时,微生物开始降解难降解的大分子有机物;另一方面,好氧池与膜池两段良好的好氧环境又为好氧微生物分解大分子难降解有机物提供了优越的环境条件。

该系统主要是通过化学法除磷,除磷药剂为聚合氯化铝(PAC)。尽管系统的进水 TP 浓度波动较大,但出水 TP 浓度基本稳定在 0.5 mg/L 以下,平均为 0.25 mg/L。由此可见,通过化学方式除磷基本不受超高污泥浓度的影响,而俞开昌等<sup>[5]</sup>的研究也表明除磷药剂的投加不会增加膜污染。但在超高污泥浓度下系统的生物除磷能力是否受到了影响尚需

进一步研究。

## 2.3 高污泥浓度下系统的脱氮效果

传统生物脱氮通常分为硝化和反硝化两个过程,所以系统的脱氮效果主要由这两个过程共同决定。经测定,该系统在高污泥浓度下一直保持着良好的硝化效果,平均氨氮去除率约为 98.1%,出水氨氮浓度基本维持在 1 mg/L 以下。由于硝化细菌泥龄长,生长缓慢<sup>[6,7]</sup>,所以通常活性污泥系统中硝化细菌的含量均不高,特别是在冬季水温较低的情况下,硝化细菌生长更慢,以至于很多传统活性污泥系统在冬季的硝化效果均较差。而本系统中超高污泥浓度对硝化效果的促进作用主要体现在高污泥浓度增加了系统中的硝化细菌总量,此外系统也始终保持着充足的溶解氧供应,因此在运行过程中始终未出现硝化不足的情况。同时,系统始终保持着良好的脱氮效果,TN 去除率平均约为 77.0%,出水 TN 平均浓度约为 6.37 mg/L(见图 4)。这表明系统的反硝化效果极佳,但从进水 BOD<sub>5</sub> 浓度可知,其碳氮比不足 3,并不适合反硝化脱氮,故推测发生了内源反硝化。

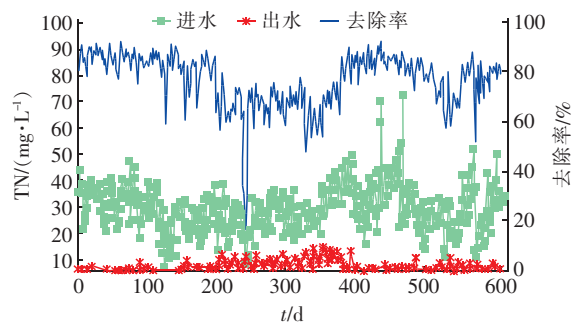


图4 系统进出水总氮浓度变化

Fig. 4 Influent and effluent TN concentration of AAOA-MBR system

## 2.4 高污泥浓度下的内源反硝化

理论上单纯发生反硝化的碳氮比约为 2.86:1,加上同化作用会消耗碳源,以及能量不能充分利用等因素,在实际工程中反硝化所需碳氮比一般在 5 以上。然而,在所统计的时间内,该厂进水 BOD<sub>5</sub> 平均只有 75.4 mg/L 左右,而平均 TN 去除量约为 23 mg/L,每天消耗的 BOD<sub>5</sub> 与当天去除的 TN 量平均比值约为 3.3(见图 5),有时甚至还达不到理论最低值,但系统却能始终保持良好的脱氮效果,故推测存在“其他碳源”来弥补进水 BOD<sub>5</sub> 的不足。根据碳源来源划分,反硝化所需的碳源通常可分为三种:



外碳源、原水中碳源及内碳源。其中内碳源反硝化又有两种情况,一种是污泥死后或水解酸化后溶出细胞内储存的碳源,被用于反硝化<sup>[8]</sup>;另一种是某些可储存内碳源的微生物(如聚磷菌 PAOs、聚糖菌 GAOs)在特定的条件下分解储存的内碳源进行反硝化,如反硝化除磷过程<sup>[9,10]</sup>。根据该系统的运行条件推断这两种情况均有可能发生。

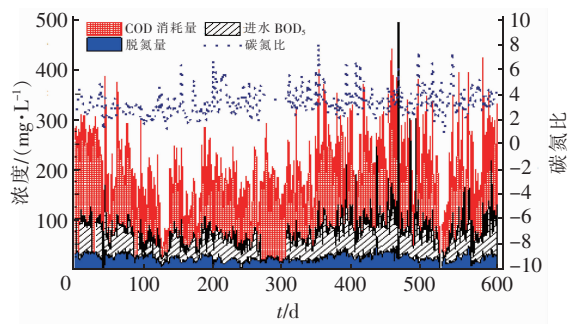


图5 系统的碳氮比情况

Fig. 5 Ratio of carbon to nitrogen in system

从图5可知,消耗的COD量远大于进水BOD<sub>5</sub>浓度(图中红色方格区域为两者差值),且系统对COD的去除率达到了90%以上,表明进水中的绝大部分COD都已被降解,由此可见进水中的COD主要为可降解但不易降解的大分子有机物。上述内源反硝化的第一种情况则可能由两方面促成,一方面,在高污泥浓度下,有大量异养菌需要碳源,在易降解有机物不足的情况下,开始利用原水中的难降解大分子有机物,微生物将其分解成小分子有机物,并将部分有机物以糖原等形式储存在体内。另一方面,由于污泥浓度极高,污泥老化较严重(由MLVSS/MLSS值仅有0.4可知),所以系统中难免有部分污泥溶出有机物以作为反硝化的碳源。因此,由于内源反硝化的发生,其实际反硝化反应的碳氮比应大于前述的表观值(3.3),但具体值还需通过进一步试验确定。上述内源反硝化的第二种情况,主要归功于后置缺氧段,及后置缺氧段往厌氧段的回流。研究发现,只要存在厌、缺氧交替的环境就能够发生反硝化除磷作用<sup>[11,12]</sup>,通过强化这种厌、缺氧交替环境即可得到较为典型的反硝化除磷工艺,如UCT、DEPHANOX、AAO-BAF工艺等。该污水厂的后置缺氧段没有投加外碳源,除了发生前述第一种内源反硝化的情况外,其剩余的硝态氮通过回流进入前端厌氧段,在缺、厌氧交替的环境下发生了反硝化除磷反应,实现了对部分硝态氮的去除,进一步强

化了系统的脱氮效果。

## 2.5 MBR系统在超高污泥浓度下的运行管理

污水生物处理工艺的类型决定了其处理效果的上限,日常的运行管理则保证了其处理效果的下限。为保障系统在超高污泥浓度下的运行稳定,该污水厂主要在以下几个方面进行了强化管理:

① 控制膜池回流量,充分利用膜池富余溶解氧,同时配合调节生化池风机风量,针对四组生化池分别进行风量精确控制,采用梯度曝气的方式,在保证NH<sub>3</sub>-N充分硝化的情况下,防止了好氧末端溶解氧过高,进入缺氧和后缺氧池后影响反硝化和内源反硝化效果。

② 根据进出水水质、水量和过程工艺参数的变化趋势及时调整曝气和回流量,处理好脱氮和除磷的关系,防止碳源在厌氧和好氧段过度消耗,从而保证碳源被充分用于反硝化脱氮。

③ 由于污泥浓度较大,为防止污泥堆积在膜池,适当提高了回流比,该系统在高污泥浓度下各段的回流比均大于设计值。但考虑节能降耗因素,需在实际运行过程中根据MLSS变化、进水水质情况适当调整使得系统运行更加经济合理。

④ 在高污泥浓度下需要加强对膜池各项参数的监测,主要包括污泥浓度、跨膜压差、过滤性、膜通量等,通过这些数据的变化和分析,及时调整运行方式,强化清洗。

⑤ 根据膜的污染情况灵活调整膜的清洗方式,通过调整浸泡药剂的浓度、药剂种类、清洗频次、清洗流程来满足膜清洗的需要,必要时配合离线清洗来控制膜污染。

⑥ 在高污泥浓度下及时排泥,保持污泥的活性,避免死泥的积累。

## 3 结论

① 在城市生活污水处理厂中,采用增强型PVDF材料的MBR膜系统在20 g/L以内的膜池污泥浓度下运行具有可行性。

② 在超高污泥浓度下,该污水厂MBR工艺仍可长期稳定运行,出水COD、氨氮、TN、TP平均浓度分别为14、0.43、6.37和0.25 mg/L。

③ 高污泥浓度及后置缺氧池可强化AAOA-MBR工艺的内源反硝化,从而提高了系统脱氮效果。

④ 在超高污泥浓度下运行的MBR系统,需要

更严格、更全面的运行管理,主要涉及回流比、曝气量、膜清洗方式、排泥等方面的综合控制。

### 参考文献:

- [1] Santos A, Ma W, Judd S J. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation[J]. Desalination, 2011, 273: 148 - 154.
- [2] 黄霞, 曹斌, 文湘华, 等. 膜 - 生物反应器在我国的研究与应用新进展[J]. 环境科学学报, 2008, 28(3): 416 - 432.
- Huang Xia, Cao Bin, Wen Xianghua, *et al.* State-of-the-art membrane bioreactors: research and application in China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(3): 416 - 432 (in Chinese).
- [3] Rosenberger S, Laabs C, Lesjean B, *et al.* Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment[J]. Water Res, 2006, 40: 710 - 720.
- [4] 韩永萍, 肖燕, 宋蕾, 等. MBR 膜污染的形成及其影响因素研究进展[J]. 膜科学与技术, 2013, 33(1): 102 - 110.
- Han Yongping, Xiao Yan, Song Lei, *et al.* Progress of MBR membrane fouling formation and its influence factors[J]. Membrane Science and Technology, 2013, 33(1): 102 - 110 (in Chinese).
- [5] 俞开昌, 薛涛, 黄霞, 等. MBR 城市污水处理工艺中化学除磷的研究与应用[J]. 膜科学与技术, 2013, 33(1): 81 - 85.
- Yu Kaichang, Xue Tao, Huang Xia, *et al.* Study and application of chemical phosphorus removal in MBR process for municipal wastewater treatment[J]. Membrane Science and Technology, 2013, 33(1): 81 - 85 (in Chinese).
- [6] Dea S L, Che O J, Jong M P. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system[J]. Water Res, 2001, 35(16): 3968 - 3976.
- [7] 张杰, 臧景红, 杨宏, 等.  $A^2/O$  工艺的固有缺欠和对策研究[J]. 给水排水, 2003, 29(3): 22 - 26.
- Zhang Jie, Zang Jinghong, Yang Hong, *et al.* A study on the inherent shortcomings and countermeasures of the  $A^2/O$  process[J]. Water & Wastewater Engineering, 2003, 29(3): 22 - 26 (in Chinese).
- [8] 王建龙, 彭永臻, 高永青, 等. 强化内源反硝化脱氮及污泥减量化研究[J]. 环境科学, 2008, 29(1): 134 - 138.
- Wang Jianlong, Peng Yongzhen, Gao Yongqing, *et al.* Nitrogen removal by enhanced endogenous denitrification with excess activated sludge reduction technology[J]. Environmental Science, 2008, 29(1): 134 - 138 (in Chinese).
- [9] 刘钢, 谌建宇, 黄荣新, 等. 新型后置反硝化工艺处理低  $C/N(C/P)$  比污水脱氮除磷性能研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(11): 2979 - 2986.
- Liu Gang, Chen Jianyu, Huang Rongxin, *et al.* Nutrient removal performance of a novel post-anoxic process in treating wastewater with low  $C/N(C/P)$  ratios[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(11): 2979 - 2986 (in Chinese).
- [10] Zhao W, Zhang Y, Lv D, *et al.* Advanced nitrogen and phosphorus removal in the pre-denitrification anaerobic/anoxic/aerobic nitrification sequence batch reactor (pre- $A_2NSBR$ ) treating low carbon/nitrogen ( $C/N$ ) wastewater[J]. Chem Eng J, 2016, 302: 296 - 304.
- [11] Kapagiannidis A G, Zafiriadis I, Aivasidis A. Comparison between UCT type and DPAO biomass phosphorus removal efficiency under aerobic and anoxic conditions[J]. Water Sci Technol, 2009, 60: 2695 - 2703.
- [12] Ma Y, Peng Y Z, Wang X L. Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal[J]. Desalination, 2009, 246(1/3): 534 - 544.



作者简介:刘纪成(1984 - ), 男, 河南信阳人, 硕士, 工程师, 从事水污染控制技术研究。

E-mail: liujicheng@originwater. com

收稿日期:2018 - 01 - 26