

# 多模式 AAO 系统处理城市污水的 冬季运行优化研究\*

顾晓丹<sup>1</sup> 黄 勇<sup>1</sup> 丁永伟<sup>2</sup> 黄继会<sup>3</sup> 尤 岚<sup>2</sup> 王 伟<sup>3</sup> 张 俊<sup>3</sup> 陈芳芳<sup>3</sup>

(1.苏州科技大学环境科学与工程学院,江苏 苏州 215009;

2.苏州市水务集团,江苏 苏州 215001;3.苏州市排水有限公司,江苏 苏州 215001)

**摘要** 针对冬季低温条件下城市污水生物脱氮效果不佳的普遍问题,采用数学模拟方法,结合现场取样试验对苏州某污水处理厂多模式 AAO 系统开展了不同运行模式的研究。结果表明:(1)利用历史运行数据对 ASDM 模型进行校准,模型模拟结果理想。(2)在最优运行工况(倒置 AAO 模式、泥龄 16 d、内回流比 300%)下,冬季出水水质可满足《太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限值》(DB32/1072—2018)。

**关键词** 城市污水 AAO 工艺 冬季 数学模型 现场试验

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2021.03.004

**Study on operation optimization of multimode AAO process for municipal sewage treatment in winter** GU Xiaodan<sup>1</sup>, HUANG Yong<sup>1</sup>, DING Yongwei<sup>2</sup>, HUANG Jihui<sup>3</sup>, YOU Lan<sup>2</sup>, WANG Wei<sup>3</sup>, ZHANG Jun<sup>3</sup>, CHEN Fangfang<sup>3</sup>. (1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou Jiangsu 215009; 2. Suzhou Water Group Co., Ltd., Suzhou Jiangsu 215001; 3. Suzhou Drainage Company Limited, Suzhou Jiangsu 215001)

**Abstract:** Aiming at the common problem of poor effect of nitrogen removal from municipal sewage under low temperature in winter, multimode AAO process in a Suzhou wastewater treatment plant was studied with mathematical model and field sampling test. The results showed that: (1) the ASDM model was calibrated with historical operational data, and the simulation results were ideal. (2) The effluent quality in winter reached "Discharge standard of main water pollutants for municipal wastewater treatment plants & key industries of Taihu area" (DB32/1072-2018) under the optimal condition (inverted AAO mode, SRT 16 d, internal reflux ratio 300%).

**Keywords:** municipal sewage; AAO process; winter; mathematical model; field test

我国城市污水处理厂的运行受季节影响显著,季节性影响主要体现在水温及进水水量水质的季节性波动<sup>[1-3]</sup>。大量污水处理厂的运行数据和研究表明,冬季低温导致生物活性降低,出水氨氮、TN 浓度偏高<sup>[4-5]</sup>、<sup>[6]2429</sup>。延长泥龄(SRT)、增加曝气量是污水处理厂冬季普遍采取的调控策略。然而,过长的 SRT 影响生物除磷效率;曝气过度影响反硝化脱氮。

活性污泥数学模型已逐渐成为一种工程工具在工艺调控中得到应用。BioWIN 软件的核心是 ASDM 模型,该模型起源于综合各种活性污泥动力学模型的 Barker/Dold 模型。与广泛采用的 ASM2d 模型相比,ASDM 模型除可模拟碳、氮、磷的去除过程,还能模拟 pH 平衡、厌氧消化、厌氧氨氧

化、气体转移过程<sup>[7]</sup>、<sup>[8]20</sup>。取代 ASM2d 模型中的一步硝化,ASDM 模型将两步硝化作为插入模型描述生物硝化过程。ASDM 模型可追踪 50 个模型组分和 60 多个物理、化学、生物反应,拥有 246 个模型参数(包括动力学参数和化学计量学系数)<sup>[9]</sup>。基于世界上数百座生产性城市污水处理厂的观测数据,ASDM 模型提供了较符合实际的模型参数缺省值。目前,BioWIN 软件在污水处理厂模拟、优化改造中得到广泛的应用,如智利污水处理厂的动态运行<sup>[10]</sup>、高碑店污水处理厂脱氮效果改造工程<sup>[8]22</sup>、F. Wayne Hill 污水处理厂节能工程<sup>[11]</sup>等。

针对城市污水处理厂冬季运行的普遍问题,为充分发挥系统脱氮除磷能力,采用模型模拟结合现场试验对苏州某污水处理厂多模式 AAO 系统进行

第一作者:顾晓丹,女,1986 年生,博士,讲师,研究方向为污水处理系统运行调控及模型构建。

\* 国家水体污染控制与治理科技重大专项子课题(No.2017ZX07205-0203);江苏省水处理技术与材料协同创新中心项目;苏州科技大学科研基金资助项目(No.XKZ2018001)。

研究,以期获得冬季低温条件下多模式 AAO 系统处理生活污水高效运行的控制策略。

## 1 材料与方法

### 1.1 多模式 AAO 工艺

污水处理厂原水经曝气沉砂后进入多模式 AAO 系统。单组 AAO 工艺分 3 个廊道,每个廊道长 72.0 m、宽 14.0 m、有效水深 7.5 m。每个廊道设 4 个挡墙,将廊道平均分成 5 个完全混合反应池。第 1 个廊道为非曝气池,即厌/缺氧 1~5;后两个廊道底部安装了曝气头,第 2 个廊道即厌/好氧 6、7 和好氧 8~10,第 3 个廊道即好氧 11~15。系统设有 3 个进水点,位于厌/缺氧 1、3、5;设有 4 个内回流点,位于厌/缺氧 1、3、5 和厌/好氧 7;设 1 个外回流点,位于厌/缺氧 1。第 3 个廊道后二沉池采用平流式沉淀池,共设 4 组,每组长 37.7 m、宽 8.6 m、有效水深 2.9 m,表面负荷为  $1.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

采用两组多模式 AAO 系统并行运行,单组处理规模  $3 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。多模式 AAO 系统运行控制灵活,可根据进水条件和处理要求,在 AAO 工艺(厌/缺氧 1、3 进水流量比 3:7,打开厌/缺氧 3 内回流)、倒置 AAO 工艺(厌/缺氧 1、3 进水流量比 7:3,打开厌/缺氧 1 内回流)、改良型 AAO 工艺(厌/缺氧 1、3、5 进水流量比 2:3:5,打开厌/缺氧 5 内回流)模式之间切换。

冬季平均水温  $14^\circ\text{C}$ ,水力停留时间(HRT)15.6 h,SRT 控制在 20 d 左右,污泥回流比为 63%,混合液回流比为 250%,好氧区 DO 控制在  $1 \sim 3 \text{ mg/L}$ 。

### 1.2 原水水质

该厂主要接纳生活污水,冬季进水水质数据见表 1。冬季进水  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  均值 0.47,进水可生化性较好; $\text{BOD}_5/\text{TN}$  均值为 3.6,其比值最低为 2.3,最高为 6.9,原水中的碳源基本能满足生物脱氮需求; $\text{BOD}_5/\text{TP}$  均值 41.7,原水中的碳源可满足生物除磷需求。

结合物化试验<sup>[13-15]</sup>和模型校准结果,该厂冬季进水 COD 组分见表 2。 $S_0$  为 0.27 表明进水中可直接被异养微生物吸收利用的 COD 组分高于

表 1 苏州某污水处理厂冬季进水水质  
Table 1 Influent quality of a sewage plant in Suzhou in winter

| 水质指标           | 质量浓度/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | 平均值/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) |
|----------------|------------------------------------------|-----------------------------------------|
| COD            | 150~527                                  | 320.0                                   |
| $\text{BOD}_5$ | 51~273                                   | 150                                     |
| 氨氮             | 20~37                                    | 30.0                                    |
| TN             | 23~56                                    | 42.0                                    |
| TP             | 2.4~6.4                                  | 4.0                                     |

BioWIN 中的推荐值(0.16)。荷兰 21 个污水处理厂进水 COD 组分表征结果<sup>[14]</sup>表明, $S_0$  为 0.09~0.42。 $S_1$  以进入系统相同的浓度随出水排出系统<sup>[15]</sup>。因此,采用二沉池出水经  $0.45 \mu\text{m}$  膜过滤后测得的 COD 浓度作为进水  $S_1$  组分。通过试验测得,该厂进水  $S_1$  为 0.07,略高于 BioWIN 推荐值,但与国际水协(IWA)的建议值(0.05~0.10)<sup>[16]</sup>一致。由于污水处理厂服务区域有雨、污管道混接现象,降雨径流携带大量的颗粒物渗入污水管网,导致该厂进水  $X_1$  为 0.20,高于 BioWIN 推荐值。

### 1.3 模型构建

#### 1.3.1 模型框架构建

以 BioWIN 软件为平台,ASDM 模型描述生物碳、氮、磷的去除过程,Takacs 一维模型描述二沉池固液分离过程。由于多模式 AAO 系统不存在厌氧消化过程,运行条件的设置不会激发 ASDM 模型中厌氧消化反应的发生。ASDM 中活性污泥模型包含的反应过程如下:普通异养菌的生长和衰减;氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的生长和衰减;聚磷菌的生长和衰减;亚硝酸盐和硝酸盐的同化反硝化。

依据多模式 AAO 系统流程,采用 5 个非曝气完全混合反应池和 10 个曝气完全混合反应池串联模拟多模式 AAO 系统运行特征,通过分离器实现进水和内回流的调控。

#### 1.3.2 模型校准

温度对微生物生长和衰减速率有重要影响,其影响由对温度敏感的参数通过 Arrhenius 方程进行转化。冬季运行设置模式下,选择两组历史数据(2017 年 12 月至 2018 年 2 月,2019 年 12 月)分别进行模型的校准和验证。

灵敏度分析<sup>[17]</sup>表明,动力学参数和化学计量学

表 2 苏州某污水处理厂冬季进水 COD 组分

Table 2 Influent COD composition of a sewage plant in Suzhou in winter

| 名称                               | 平均值  | BioWIN 推荐值 |
|----------------------------------|------|------------|
| 溶解性不可生物降解 COD 占总 COD 比例( $S_1$ ) | 0.07 | 0.05       |
| 易生物降解 COD 占总 COD 比例( $S_0$ )     | 0.27 | 0.16       |
| 颗粒性不可生物降解 COD 占总 COD 比例( $X_1$ ) | 0.20 | 0.13       |
| 慢速可生物降解 COD 占总 COD 比例( $X_0$ )   | 0.46 |            |

表 3 模型校准结果  
Table 3 Calibrated results of the model

| 指标   | 实测值/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | 模拟值/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | 绝对误差/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | 相对误差/% |
|------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|--------|
| COD  | 26.0                                    | 26.8                                    | 0.8                                      |        |
| 氨氮   | 1.4                                     | 2.2                                     | 0.8                                      |        |
| TN   | 10.2                                    | 11.1                                    | 0.9                                      |        |
| TP   | 0.8                                     | 0.6                                     | 0.2                                      |        |
| SS   | 12                                      | 11                                      | 1                                        |        |
| MLSS | 4 900                                   | 5 100                                   |                                          | 4.10   |

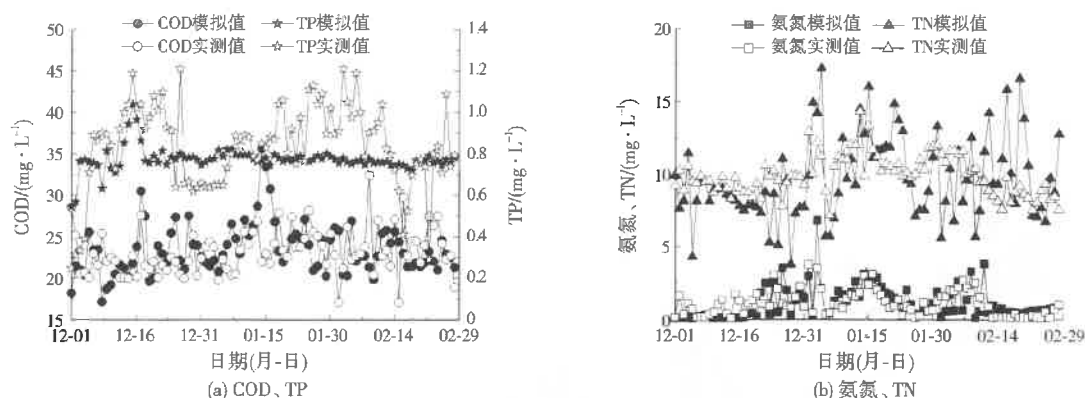


图 1 模型验证结果

Fig.1 Validation results of the model

系数对 COD、TP 无影响或灵敏度低;对氨氮的灵敏度依次为氨氧化菌最大比生长速率>异养菌产率系数>氨氧化菌衰减速率>聚磷菌产率系数,对 TN 的灵敏度依次为氨氧化菌最大比生长速率>异养菌产率系数>聚磷菌产率系数,其中氨氧化菌最大比生长速率对氨氮、TN 的灵敏度均最高,其余属于中等灵敏度水平。

模拟结果表明,将氨氧化菌最大比生长速率校准为  $0.7 \text{ d}^{-1}$  时,冬季出水氨氮模拟值和实测值误差  $<1 \text{ mg/L}$ 。针对不同市政进水的活性污泥系统,氨氧化菌最大比生长速率的波动范围为  $0.2 \sim 1.0 \text{ d}^{-1}$ 。

通过调整进水 COD 组分(见表 2)和氨氧化菌最大比生长速率,出水 COD、氨氮、TN、TP 拟合绝对误差  $\leq 1 \text{ mg/L}$ ,生物池污泥质量浓度(MLSS)拟合相对误差  $<10\%$ (见表 3);主要出水水质变化趋势拟合基本一致(见图 1)。模型校准和验证结果理想。

## 2 结果与讨论

### 2.1 对出水水质的影响

#### 2.1.1 COD 去除

在冬季低温条件下,进水 COD 为  $150 \sim 527 \text{ mg/L}$ ,平均约  $320 \text{ mg/L}$ ,3 种模式的出水 COD 为  $19 \sim 38 \text{ mg/L}$ (见图 2),稳定达到《太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限值》

(DB32/ 1072—2018)。由于 3 种模式的曝气强度相同、好氧停留时间一致,因此 3 种模式获得了相近的有机物降解效果。

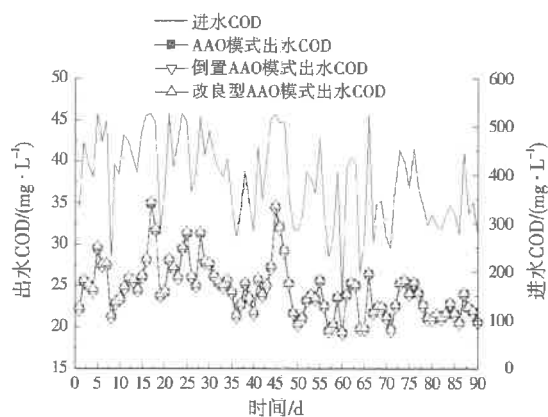


图 2 多模式 AAO 系统对 COD 的去除效果

Fig.2 COD removal effect of multimode AAO process

#### 2.1.2 硝化性能

硝化菌作为一种自养微生物,受 SRT 影响显著<sup>[18]</sup>。3 种模式出水氨氮随 SRT 的升高而降低(见图 3)。当 SRT 从  $10 \text{ d}$  增大到  $14 \text{ d}$ ,3 种模式出水氨氮从约  $25 \text{ mg/L}$  降低到约  $5 \text{ mg/L}$ ;当 SRT 从  $18 \text{ d}$  继续增大到  $20 \text{ d}$ ,对 3 种模式出水氨氮影响不大。当  $\text{SRT} > 16 \text{ d}$  时,3 种模式出水氨氮基本能满足 DB32/ 1072—2018。相同的 SRT 控制下,倒置 AAO 模式出水氨氮略低,改良型 AAO 模式出水氨

氨相对最高。通过适当延长系统 SRT,生物池 MLSS 增大,提高硝化菌总量,同时维持系统内一定的 DO,保证低温条件下系统硝化能力的稳定。过长的 SRT 不仅对控制出水氨氮无意义,而且会造成系统内生物量过多,曝气量消耗过大;曝气设备供氧能力有限,可能造成微生物生长所需的 DO 不足,出水氨氮浓度升高。

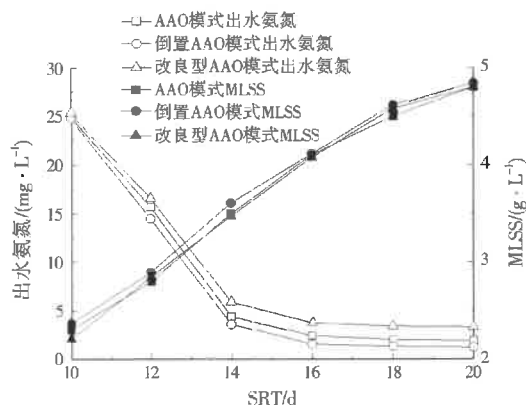


图3 多模式 AAO 系统出水氨氮、MLSS 随 SRT 的变化  
Fig.3 The change of ammonia nitrogen in effluent and MLSS of multimode AAO process with SRT

### 2.1.3 反硝化性能

反硝化过程主要发生在缺氧区和好氧区内局部缺氧环境。影响反硝化作用的因素<sup>[19]</sup>主要有:(1)水温,低温影响反硝化菌的活性;(2)碳源,反硝化菌利用污水中的易降解有机物作为碳源及电子供体;(3)内回流量,影响反硝化菌可还原的硝酸盐总量;(4)缺氧区容积,影响反硝化菌在缺氧段的 HRT。

当内回流比从 200% 逐渐增大到 350%,3 种模式出水 TN 逐渐下降(见图 4),说明随内回流比的升高,反硝化去除的氮量逐渐增加。内回流比对出水 TN 的影响主要受硝酸盐氮浓度调控。随着内回

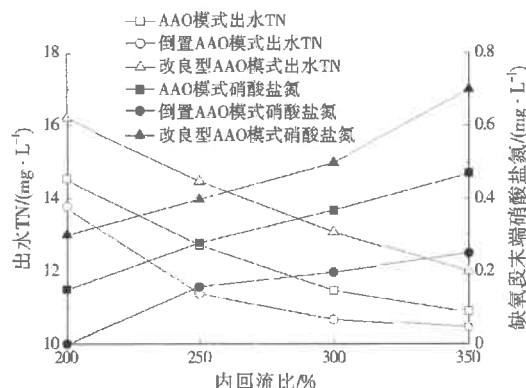


图4 多模式 AAO 系统出水 TN、缺氧段末端硝酸盐氮随内回流比的变化  
Fig.4 The change of effluent TN, nitrate in anoxic terminal with internal reflux ratio in multimode AAO process

流比的升高,缺氧段末端硝酸盐氮呈升高趋势。当内回流比  $\leq 250\%$  时,3 种模式缺氧段末端硝酸盐氮  $< 0.5 \text{ mg/L}$ ,说明缺氧段反硝化彻底;当内回流比增大到 300%,改良型 AAO 模式缺氧段末端硝酸盐氮超过  $0.5 \text{ mg/L}$ ,回流的硝酸盐氮量逐渐超出了缺氧段的反硝化能力。

3 种模式下,TN 去除效果有较大的差别。在内回流比和其他运行条件一致的情况下,出水 TN 依次为倒置 AAO 模式  $<$  AAO 模式  $<$  改良型 AAO 模式。造成这一现象的原因是 3 种模式下不同的缺氧区 HRT 依次为倒置 AAO 模式  $>$  AAO 模式  $>$  改良型 AAO 模式。

当碳源相对充足时,以缺氧段末端硝酸盐氮为监控指标,通过提高内回流比提升脱氮效能;在反硝化不完全的情况下,通过提高缺氧段 HRT 进一步提升脱氮能力。

### 2.1.4 TP 去除

试验期间,进水 TP 为  $2.4 \sim 6.4 \text{ mg/L}$ ,平均为  $4.0 \text{ mg/L}$ ,3 种模式出水 TP 在  $0.2 \sim 0.3 \text{ mg/L}$  波动(见图 5)。稳定达到 DB32/1072—2018。

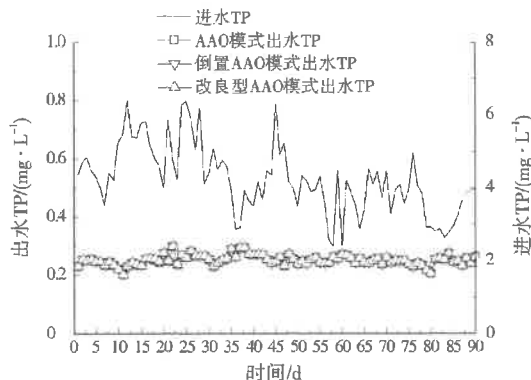


图5 多模式 AAO 系统对 TP 的去除效果  
Fig.5 TP removal effect of multimode AAO process

研究表明,温度对吸磷、释磷速率影响不大;同时低温不利于聚糖菌生长<sup>[6]2433</sup>,聚磷菌可充分利用污水中的底物进行释磷、吸磷。由于厌氧区 HRT 充足,聚磷菌将厌氧区内的易降解 COD 转化成聚  $\beta$  羟基烷酸(PHA),因此 3 种模式下,系统内都存在明显的释磷、吸磷过程(见图 6),保证了冬季稳定的除磷效果。低温条件下,硝化过程不会产生大量的硝酸盐带入厌氧区,引起反硝化菌和聚磷菌的竞争,因此冬季 3 种模式获得理想的除磷效果。

### 2.2 优选模式的运行优化

为保证冬季出水氨氮、TN 稳定达标,选择倒置 AAO 模式、SRT = 16 d、内回流比为 300% 作为优

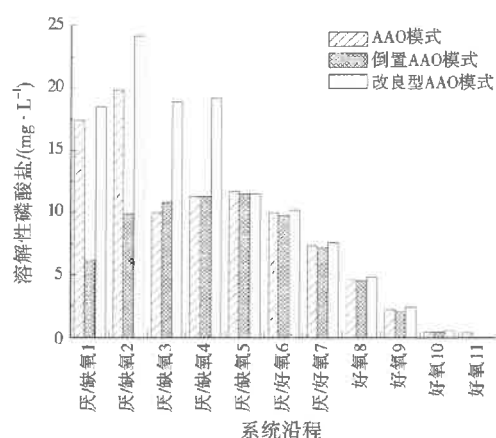


图6 多模式 AAO 系统沿程溶解性磷酸盐变化情况  
Fig.6 The change of soluble phosphate along the path of multimode AAO process

化工况。优化后,倒置 AAO 模式出水氨氮、TN、TP 分别稳定在 3.8、10.4、0.3 mg/L 以下(见图 7),满足 DB32/ 1072—2018。工况优化前后,在有机物去除率基本不变的情况下,出水氨氮、TN、TP 平均值分别降低了 4.8、3.0、0.2 mg/L。

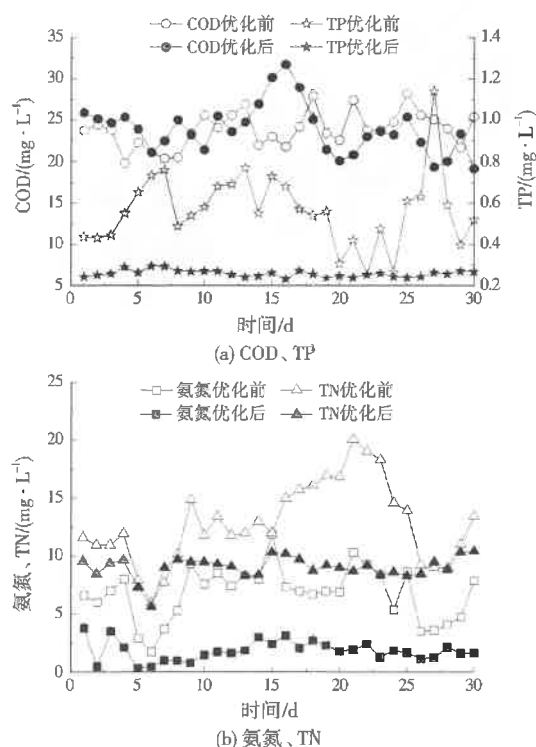


图7 冬季工况优化前后系统出水水质的对比  
Fig.7 Comparison of effluent quality between the optimal operation condition and the original operation condition in winter

结合现场沿程采样分析,采用优化工况,在倒置 AAO 系统各反应区内,沿水流方向,COD、氨氮、硝酸盐氮、溶解性磷酸盐的变化见图 8。受回流污泥

及混合液的稀释作用影响,系统首端的 COD、氨氮迅速降低。回流的混合液携带硝酸盐氮进入厌氧1,但受进水稀释作用,厌氧1内硝酸盐氮略升高。反硝化菌利用进水中易降解有机物进行反硝化,消耗有机物同时去除了硝酸盐氮,因此 COD、硝酸盐氮在厌氧1、2中呈下降趋势,厌氧2内已无硝酸盐氮,说明反硝化彻底。在厌氧1~5,溶解性磷酸盐从 6.4 mg/L 逐渐上升到 13.7 mg/L,由于反硝化彻底,聚磷菌和反硝化菌之间不存在碳源竞争,释磷现象明显。在厌氧/好氧 6、7 和好氧 8~12,异养微生物降解有机物,COD 逐渐降低;同时发生硝化反应,氨氮逐渐降低,硝酸盐氮逐渐升高;聚磷菌好氧吸磷导致溶解性磷酸盐逐渐降低,到好氧 11,水中溶解性磷酸盐已基本转移到聚磷菌体内。因此,硝化和吸磷过程主要发生在好氧段沿程。好氧段末端(好氧 13~15),氨氮、硝酸盐氮呈下降趋势,溶解性磷酸盐浓度不变。在运行控制过程中,为避免回流混合液携带过多 DO,好氧段末端 DO 控制在 0.3 mg/L 左右。研究表明,当  $DO < 0.8$  mg/L,可发生同步硝化反硝化(SND)<sup>[20]</sup>,因此好氧末端可能发生了 SND。

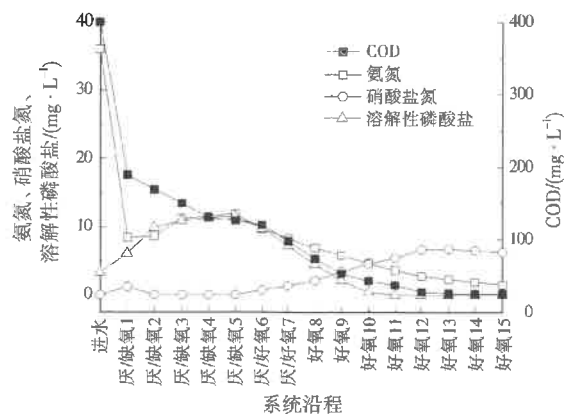


图8 最优工况下污染物的沿程变化情况  
Fig.8 The change of pollutant concentration along the path under the optimal condition

### 3 结 论

(1) 针对冬季污水处理厂脱氮性能差的现状,通过多模式 AAO 系统 3 种模式对比发现,倒置 AAO 模式出水氨氮、TN 明显低于 AAO 和改良型 AAO 模式。

(2) 采用倒置 AAO 模式、SRT=16 d、内回流比为 300%,冬季出水水质可满足 DB32/ 1072—2018。

# 参考文献:

- [1] 张晓红,姜博,张文武,等.京津冀区域市政污水厂活性污泥种群结构的多样性及差异[J].微生物学通报,2019,45(8):1896-1906.
- [2] 高晨晨,郑兴灿,游佳,等.城市污水脱氮除磷系统的活性污泥菌群结构特征[J].中国给水排水,2015,31(23):37-42.
- [3] 王衫允,马斌,贾方旭,等.AAO污水处理工艺中厌氧氨氧化效能及微生物交互作用[J].中国环境科学,2016,36(7):1988-1996.
- [4] 姜伟胜,杨琪,尚海涛,等.温度和pH值对活性污泥法脱氮除磷的影响[J].环境工程学报,2007,1(9):10-14.
- [5] 戴兴春.城市污水A<sup>2</sup>/O工艺调控、监控体系优化与异常修复技术研究[D].上海:华东师范大学,2008.
- [6] 张玲,彭党聪,常蝶.温度对聚磷菌活性及基质竞争的影响[J].环境科学,2017,38(6).
- [7] 沈童刚,邱勇,应启峰,等.污水处理厂模拟软件BioWin的应用[J].给水排水,2009,35(增刊1):459-462.
- [8] 胡志荣,周军,甘一萍,等.基于BioWin的污水处理工艺数学模拟与工程应用[J].中国给水排水,2008,24(4).
- [9] 胡志荣,CHAPMAN K,DOLD P,等.全污水处理厂数学模拟的BioWin模型[J].给水排水,2008,34(增刊2):159-166.
- [10] NOLASCO D A. Software applications in large wastewater treatment plants in Latin America[C]//Water Environment Federation;Proceedings of the Water Environment Federation 78th Annual Technical Exhibition and Conference. Washington, D.C.; Water Environment Federation, 2005:8043-8046.
- [11] LATIMER R,PITT P A. Development and implementation of a whole plant simulator of the F. Wayne Hill waster resources center for process optimization[C]//Water Environment Federation;Proceedings of the Water Environment Federation 78th Annual Technical Exhibition and Conference. Washington, D. C.: Water Environment Federation, 2005: 4288-4315.
- [12] MELCER H,DOLD P L,JONES R M, et al. Methods for wastewater characterisation in activated sludge modeling[M]. Alexandria, VA: Water Environment Research Foundation, 2003.
- [13] RIEGER I,GILLOT S,LANGERGRABER G, et al. Guidelines for using activated sludge models[M]. London: IWA Publishing, 2012.
- [14] ROELEVELD P J,LOOSDRECHT M C V. Experience with guidelines for wastewater characterisation in the Netherlands [J]. Water Science and Technology, 2002, 45(6): 77-87.
- [15] MARAIS D,JENKINS D,PITT P A. A rapid physical-chemical method for determination of readily biodegradable COD in municipal wastewater[J]. Water Research, 1993, 27(1): 195-197.
- [16] HENZE M, GUJER W, MINO M, et al. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3[M]. London: IWA Publishing, 2000.
- [17] 董嫚燕,姚重华.单级活性污泥过程数学模型ASM2D参数的灵敏度分析[J].环境化学,2005,24(2):129-133.
- [18] POCHANA K,KELLER J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) [J]. Water Science and Technology, 1999, 39(6): 61-68.
- [19] 张智,李柏林,相欣奕,等.处理低温低碳源城市污水的A/A/O氧化沟工艺脱氮运行工况优化[J].环境工程学报,2012,6(8):2565-2570.
- [20] KATIE A T,NATALIE B,RALF C R. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, 83(6): 706-720.

编辑:黄苇 (收稿日期:2020-03-22)

(上接第288页)

- [30] BERGE N D,RO K S,MAO J D, et al. Hydrothermal carbonization of municipal wastestreams[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(13): 5696-5703.
- [31] AREEPRASERT C,ZHAO P,MA D. Alternative solid fuel production from paper sludge employing hydrothermal treatment[J]. Energy & Fuels, 2014, 28(2): 1198-1206.
- [32] HE C,GIANNIS A,WANG J Y. Conversion of sewage sludge to clean solid fuel using hydrothermal carbonization: hydrochar fuel characteristics and combustion behavior[J]. Applied Energy, 2013, 111.
- [33] 涂剑成.污水厂污泥中重金属脱除技术及污泥特性变化的研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2011.
- [34] 王经臣,杨骞宁,KO J H,等.市政污泥热解过程颗粒物中重金属分布[J].中国环境科学,2018,38(10):3781-3787.
- [35] UDAYANGA W,VEKSHA A,GIANNIS A, et al. Fate and distribution of heavy metals during thermal processing of sewage sludge[J]. Fuel, 2018, 226: 721-744.
- [36] 钟晓兰,周生路,黄明丽,等.土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J].生态环境学报,2009,18(4):1266-1273.
- [37] JIN J W,LI Y A,ZHANG J Y, et al. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 320: 417-426.
- [38] 王甘霖.城市污泥热化学处理过程中重金属迁移规律的研究[D].武汉:华中科技大学,2016.

编辑:胡翠娟 (收稿日期:2020-02-03)