

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.19.013

# 典型城市污水生物处理工艺的冬季运行稳定性分析

尚越飞<sup>1,2</sup>, 宗倪<sup>3</sup>, 齐嵘<sup>1,2</sup>, 杨敏<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院生态环境研究中心 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100044)

**摘要:** 对 3 个典型的城市污水生物营养物去除 (BNR) 工艺进行了冬季低温运行期的连续监测, 通过分析碳 (C)、氮 (N)、磷 (P) 等目标污染物浓度在不同工艺单元中的连续变化趋势, 构建包括过程质量分析、简单化学计量和生物动力学计算在内的标准生物工艺过程快速分析方法, 确定了典型生物处理工艺冬季低温期出水水质稳定达到 GB 18918—2002 一级 A 标准的主要影响因素。结果显示, 在实际 BNR 工艺的冬季运行过程中, 尽管温度对生物硝化反应速率影响显著, 但非曝气区域 COD 的高去除比例 (>77%) 是工艺稳定去除整体目标污染物的关键因素。3 个工艺的活性污泥镜检结果显示, 在以缺氧/好氧 (A/O) 为主的 BNR 工艺中, 冬季低温期易诱发以 Type0092 和 Type0041 等骨架丝状菌为优势菌的污泥膨胀现象, 但对出水水质影响较小。

**关键词:** 生物营养物去除 (BNR) 工艺; 冬季低温运行; 过程分析; 丝状菌

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)19-0078-07

## Operation Stability of Typical Urban Sewage Biological Nutrients Removal Process in Winter

SHANG Yue-fei<sup>1,2</sup>, ZONG Ni<sup>3</sup>, QI Rong<sup>1,2</sup>, YANG Min<sup>1,2</sup>

(1. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100044, China)

**Abstract:** Three typical biological nutrients removal (BNR) processes for urban sewage treatment were monitored continuously during the low temperature period in winter. By analyzing the continuous variable trend of carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P) and other target pollutant concentrations in different units, a quick method of process analysis was established, including process quality analysis, simple stoichiometry calculation and biokinetic calculation, to find the main factors affecting the stability of effluent quality meeting the first level A of GB 18918-2002 of typical biological treatment process during the low temperature period in winter. The results showed that, during the operation of the BNR process in winter, although temperature had a significant effect on the biological nitrification rate, however, the high COD removal ratio (>77%) in the non-aerated area was the key factor for the stable removal of the overall target pollutants. The microscopy identification results showed that, the sludge bulking phenomenon was easily induced by the filamentous bacteria such as Type0092 and Type0041 in

the anoxic/aerobic (A/O) BNR process during low temperature periods in winter, but had little influence on the effluent quality.

**Key words:** biological nutrients removal process; operation under low temperature in winter; process analysis; filamentous bacteria

与物化处理工艺相比,以活性污泥为主体的生物处理工艺的运行成本相对较低,因而在排放总量相对较大的城市污水处理过程中得到广泛应用<sup>[1]</sup>。以营养物去除(BNR)工艺为代表的城市污水生物处理工艺通过构建不同的厌氧/缺氧(非曝气)及好氧(曝气)环境,发挥活性污泥中不同功能微生物在不同生境下对污染物的去除特性,达到高效稳定去除目标污染物的目的。我国北方城市季节性水温变化大<sup>[2]</sup>,城市污水处理厂冬季氮、磷去除失稳现象较为频繁<sup>[3]</sup>。相关研究指出,温度是影响生物处理工艺稳定性的重要因素,当运行水温从20℃下降到10℃时,污染物的生化去除速率会降低一半左右<sup>[4-6]</sup>;相对于异养菌,自养菌受温度的影响更大<sup>[7]</sup>,表现为硝化过程在冬季低温环境下更容易出现波动。随着我国城市黑臭水体治理的深入及排放标准的日趋严格,对氮、磷等污染物的低温期去除效率及稳定性提出了更为严格的要求。

在实际应用中,由于污水生物处理工艺为复杂工程体系,活性污泥为复杂的微生物生态聚集体,除了温度以外,进水水量与水质、工艺关键运行参数等多个控制因子的变化均会直接或者间接影响到功能微生物适宜生存环境的性质,而由不同功能微生物承担的碳、氮、磷生物处理过程的能力及发生顺序则会在不同性质生境影响下而发生改变,造成主要目标污染物生物转化过程的波动,并对其最终去除形成影响。目前大型城市污水处理工艺日趋复杂,但现有管理中往往只检测工艺总进出水的水质数据,造成各工艺单元名义生境与实际生境间状态差距较大;尽管具有一定设备或在线仪器信息辅助,但依旧无法在以上多因素复合影响下对生物过程进行快速准确的解析,无法真正寻找到制约工艺氮、磷高效稳定去除的实际主控因子;而若简单地将波动原因归结于温度下降,则为构建实际污水处理工艺的正确稳定调控策略带来极大的不确定性。

本研究针对北方城市污水处理过程中目前广泛使用的典型BNR工艺,通过必要沿程监测,阐明目标污染物在不同工艺单元中浓度的变化趋势,同时

构建包括过程质量分析、化学计量学转换与动力学参数分析在内的生物工艺过程分析方法,深入解析典型BNR工艺中目标污染物在冬季低水温期不同工艺单元中的分布与转化规律,快速判断现有工艺去除碳、氮、磷的真实运行水平,寻找现有工艺在低温期出水水质稳定达标排放的主控因子,以期为我国城市污水处理厂典型BNR工艺低温脱氮除磷稳定高效运行提供一定的科学依据和工程基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 目标BNR生物处理工艺

以北方城市污水处理3个典型BNR工艺为研究对象,实验周期为6个月(当年10月至次年4月),各处理工艺流程见图1。

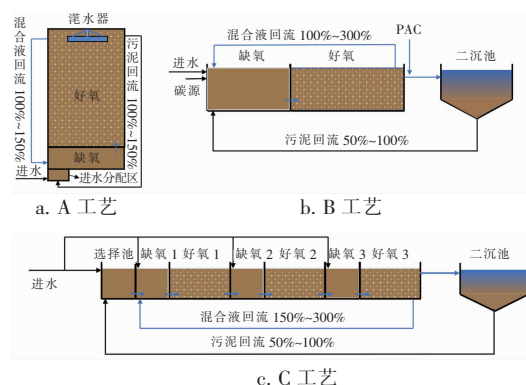


图1 BNR工艺流程

Fig.1 Flow chart of BNR processes

A工艺为周期循环活性污泥法(CASS),处理量为15 000 m<sup>3</sup>/d,4个系列平行运行,单系列工艺如图1(a)所示。工艺运行分为进水、曝气、沉淀、滗水4个阶段,每阶段运行时间分别为120、180、120和60 min。A工艺设计污泥回流比为100%~150%、混合液回流比为100%~150%。实验期间A工艺的平均污泥浓度(MLSS)为4 500~5 800 mg/L,运行水温为10~15℃,无碳源及化学药剂投加。

B工艺为改良A/O工艺,即在常规A/O工艺基础上增加由好氧末端至缺氧前端的混合液回流[见图1(b)],以期保证TN的稳定达标。该工艺也为4个系列平行运行,处理量为200 000 m<sup>3</sup>/d,缺氧/好

氧容积比例为1:3,污泥回流比为50%~100%,混合液回流比为100%~300%。实验期间B工艺平均污泥浓度为4 200~6 000 mg/L,运行水温为11~15℃,根据出水水质适时投加醋酸钠,在好氧池出水处投加PAC。

C工艺为多点进水A/O工艺[见图1(c)],处理量为20 000 m<sup>3</sup>/d。进水梯次分配至选择区、缺氧

1~3区,设计进水分分配比例分别为15%~30%、55%~70%、10%~20%及0~10%,污泥回流比为50%~100%,混合液回流比为150%~300%。实验期间,C工艺污泥浓度为4 000~5 000 mg/L,运行水温为10~15℃,无人工碳源及化学药剂投加。

实验期间,3个污水生物处理工艺的进水均为典型城市污水,水质如表1所示。

表1 BNR工艺进水水质

Tab.1 Influent quality of BNR processes

mg·L<sup>-1</sup>

项 目	COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N	TN	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P
A工艺	429 ± 112.6	49.5 ± 22.1	0.54 ± 0.43	1.2 ± 0.9	71.67 ± 11.1	5.3 ± 1.2
B工艺	189 ± 52.5	36.25 ± 9.9	0.25 ± 0.11	1.4 ± 0.65	40.6 ± 9.5	2.3 ± 0.7
C工艺	247 ± 36.1	40.3 ± 8.8	0.95 ± 0.72	0.94 ± 0.54	45.9 ± 6.5	3.5 ± 0.6

## 1.2 分析方法

根据3个工艺的不同特性,A工艺进行多次单一完整周期的沿时采样,B、C工艺则进行多次沿程采样。根据《水和废水监测分析方法》(第4版)中相关方法检测各水样的COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N、TN、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P,同时检测各工艺(时)段中的污泥浓度(MLSS)及SVI。每个工艺平均每月采样1~2次。

同时对A、B、C工艺的新鲜活性污泥样品进行染色镜检,观察活性污泥性状,通过革兰氏染色和奈瑟氏染色确定活性污泥中优势丝状菌<sup>[8]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同工艺不同单元中污染物表观浓度变化

3个工艺非曝气区域氮类污染物浓度的沿程(时)变化趋势见图2。A工艺为时间序列,其中表观反硝化反应显著:NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N浓度在30 min内由初始的10 mg/L迅速降至0.72 mg/L,并在之后的90 min内一直保持在0.2 mg/L以下。在B、C工艺整体缺氧单元中表观反硝化过程并不显著,NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N、TN浓度基本保持较低且平稳水平(<3 mg/L)。A工艺在非曝气时段其整体生物池均为搅拌状态,因此水中NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N浓度随着进水量的逐渐增加而呈现逐渐降低的趋势;当生物池内所有NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N均被反硝化完全后,生物池长时间保持较低的NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N浓度。推流式的B、C工艺则有所不同:B工艺中,其进水、污泥回流及混合液回流在较近距离内迅速搅拌均匀后,水中NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N表观浓度稳定保持在较低水平;C工艺由于其进水点与污泥回流距离较远,尽管其NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N浓度同样较低,但经历了与回流的

混合液充分接触后的先升后降趋势。因此,3个工艺非曝气阶段的最终NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N浓度均较低,但在过程中却体现了不同的水力特性。

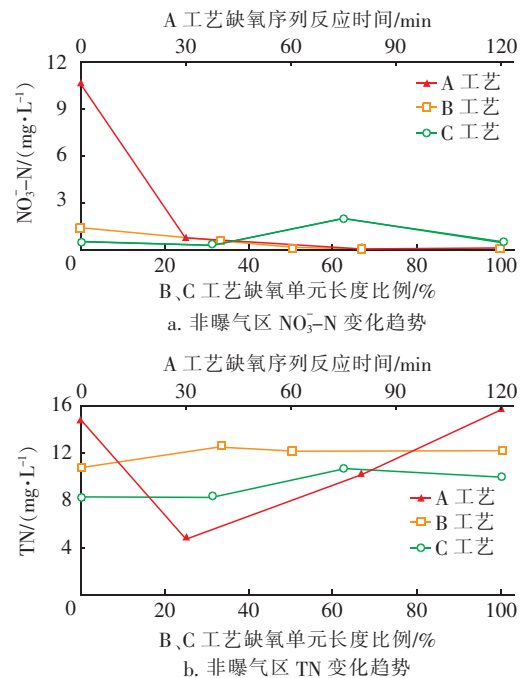


图2 非曝气区氮类污染物浓度沿程(时)变化趋势

Fig.2 Variation of nitrogen pollutants concentrations in non-aeration zone

3个BNR工艺在设计时均将其非曝气段设计为缺氧单元,即不考虑PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P的生物去除。但在A工艺非曝气阶段的实际运行过程中,其PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P浓度却发生了变化(见图3)。PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P浓度在进水阶段前30 min时无明显变化,随生物池内NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N在30 min内反硝化至较低水平后,池内出现了显著的生物释磷现象,即PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P浓度在剩余的90 min

内显著上升,在整个非曝气阶段, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度达到了14.2 mg/L,远远高于B、C两个工艺。而在推流式的B、C工艺中,整体缺氧工艺段中 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 一直维持在较低的浓度水平,没有发生明显的生物释磷现象。

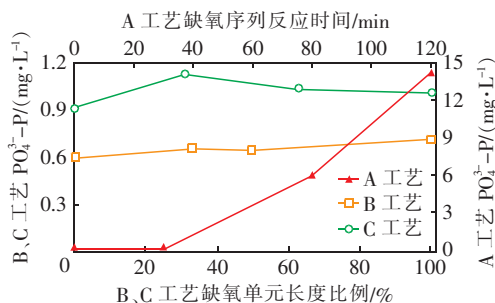
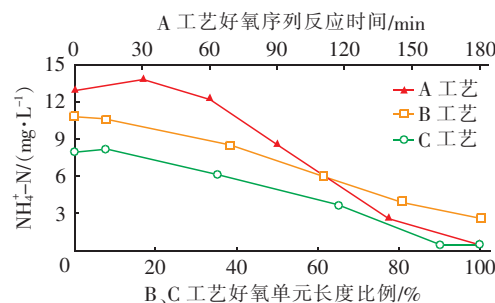


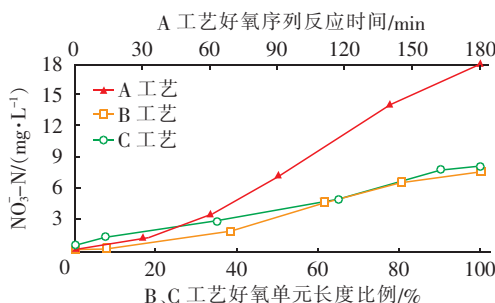
图3 非曝气区 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度沿程(时)变化趋势

Fig. 3 Variation of  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  concentration in non-aeration zone

3个BNR工艺的曝气区域中氮类污染物浓度变化趋势见图4,其中各工艺的溶解氧(DO)浓度均控制在2 mg/L左右。



a. 曝气区 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 变化趋势



b. 曝气区 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 变化趋势

图4 曝气区氮类污染物浓度沿程(时)变化趋势

Fig. 4 Variation of nitrogen pollutants concentrations in aeration zone

由图4可看出,3个工艺的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 表观去除水平略有不同:尽管最终各好氧单元出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度均在5 mg/L以下,但是B工艺好氧单元的出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 浓度要高于A工艺和C工艺。与各工

艺的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 线性去除趋势相对应,各工艺好氧区间内 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度基本呈线性上升趋势。A工艺中 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 浓度在30 min后呈现匀速线性上升趋势, $\text{NO}_3^--\text{N}$ 生成斜率基本稳定;而B、C工艺则相对缓慢;同时C工艺为多点进水,沿程不断有碳源进入各缺氧段,因此硝酸盐的生成速率略低于B工艺。

3个工艺的 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度在好氧单元均呈现下降趋势(见图5),但下降趋势却存在显著差异。A工艺中 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 在30 min内完成了生物好氧过量吸磷,其浓度从14.15 mg/L迅速降至0.08 mg/L,并在之后的曝气阶段始终维持在0.1 mg/L以下。在低温期的多次采样中,A工艺出水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度均维持在0.1~0.35 mg/L之间,平均浓度为0.23 mg/L,展现出较强的生物除磷能力。而在B、C工艺中,尽管 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度在整个好氧单元呈现沿程逐渐降低的趋势,但表现为生物同化作用,即微生物摄入自身生长合成所需要的磷元素且浓度较低。

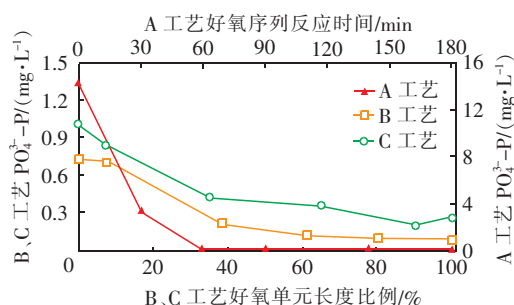


图5 曝气区 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度沿程(时)变化趋势

Fig. 5 Variation of  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  concentration in aeration zone

## 2.2 污染物实际去除能力分析

目标污染物的表观浓度变化除受生物去除影响外,也会受到包括工艺运行参数(如回流比)在内的多种因素的影响。同时,各工艺对碳、氮、磷等污染物的真实去除能力与外部影响因子形成的适宜生境关系紧密,并在不同生境下显示出不同的污染物去除顺序与去除能力。因此,要准确判定污染物在不同工艺单元中的去除效率,需要在浓度变化趋势判断的基础上,利用过程质量分析、简单化学计量学系数和生物动力学参数计算,构建标准生物工艺过程分析方法,准确判定工艺运行关键参数值,快速清晰地获得目标污染物在不同工艺单元中的分配比例与真实去除能力。

通过A工艺中COD、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 及 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的表观浓度变化趋势(见图6)可知,若仅从浓度变化区



分, COD 整体变化不大; 但通过课题组自主开发、以质量平衡与化学计量转换计算为核心的过程计算软件分析(软件著作权号: No. 05217524), 在确定了工艺运行关键参数(污泥回流比和混合液回流比)较为准确的数值区间(分别为 135% 和 120%)的基础上, 尽管 COD 浓度进水时域为缓慢上升, 但此时间段内由于反应区存在好氧末端硝化生成  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ , COD 首要供给反硝化使用而被大量消耗: 在进水 COD 为 424 mg/L、COD 总进水质量为 317.2 kg 的条件下, 反硝化共消耗 213.1 kg 的 COD ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度由 10.46 mg/L 快速降低至 0.72 mg/L), 非曝气时域反硝化消耗 COD 量达到了进水 COD 总量的 67.2%。随着  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度降至 1 mg/L 以下, 且其抑制效应消失后, 生物释磷反应以持续进水中的 COD 为碳源而顺序发生, 经计量学与质量平衡计算, 生物释磷所消耗 COD 总量为 57.4 kg, 占进水 COD 总量的 18.1%。在随后的好氧时域内, 衡算好氧去除 COD 量为 13.9 kg, 仅占 COD 总量的 4.4%。

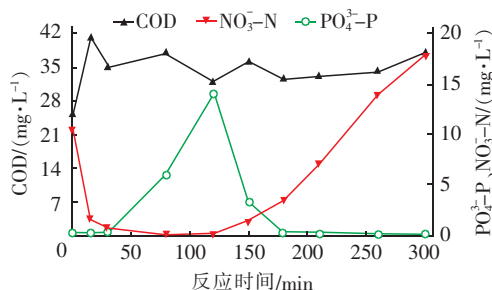


图6 A 工艺中污染物的浓度变化趋势

Fig. 6 Variation of pollutants concentrations of A process

对 A 工艺活性污泥样品进行高通量测序, 发现活性污泥中承担硝化反应的硝化细菌(氨氧化菌 + 亚硝酸盐氧化菌)仅占整体细菌数量的 0.47%, 数量上的劣势导致硝化反应需要在异养菌生化活动(好氧 COD 降解)结束后才能发生; 由于 A 工艺中大多数 COD 已经在非曝气时域去除, 因此好氧曝气时域的水力停留时间充分留给硝化反应,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度得以快速线性上升, 硝化程度完全; 而由聚磷菌(PAOs)承担的生物吸磷也快速同步发生, 并且在 60 min 内完成。同理, 尽管 B 工艺和 C 工艺的非曝气区域  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度变化不大, 在比较好氧末端生成  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度及回流比例, 并经计量学与质量平衡计算同样发现两个工艺的反硝化反应显著, 反硝化消耗 COD 量占总 COD 量的比例分别为 81.9% 和

77.7%, 而好氧区域去除的 COD 比例仅分别为 6.5% 和 8.9%。

在 3 个工艺中, 进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  平均浓度为 36 ~ 49 mg/L, 通过污泥回流、混合液回流及异化作用, 计算获得进入各好氧区内的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度分别为 13、10 和 8 mg/L, 与实际检测值差别不大。通过动力学计算排除不同污泥浓度因素影响, A、B、C 工艺曝气区的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  生物降解速率分别为 0.022、0.017 和 0.015 kgN/(kgMLSS · d)。与夏季 3 个工艺的平均硝化速率为 0.029 kgN/(kgMLSS · d) 相比, 冬季各工艺的硝化速率确实受到温度明显影响而下降, 其中 C 工艺在冬季低温情况下硝化速率仅为夏季时的一半左右。但由于大量 COD 在非曝气区域得到去除, 因此 3 个工艺曝气区域的设计水力停留时间均能充分留给硝化过程; 尽管水温对硝化速率影响显著, 但对工艺整体的出水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  指标没有造成影响。

在污水处理工艺的日常生活中, 往往以目标污染物在工艺中的总进、出水浓度来对工艺状态进行判断, 但实际上这种方法由于无法明晰功能微生物在不同工艺单元中对污染物的真实去除能力, 无法对工艺不同单元的实际生境进行准确定性, 在问题出现时无法有效进行运行控制策略的调整。利用污染物沿程浓度、化学计量与生物动力学计算构建的完整生物过程分析方法: 一是可以通过目标污染物沿程浓度波动来准确定性目标生物反应的发生与否, 如除磷过程; 二是在浓度变化较小时, 以质量平衡与化学计量转换计算为核心, 在确认关键工艺运行参数的同时, 准确定量目标污染物的去除能力; 在综合以上数据的基础上, 对实际工艺的整体运行状态与关键控制因子进行准确完整的解析。

在完整的冬季低温运行期间, 不难发现 A、B、C 工艺的硝化速率尽管受到了温度下降的显著影响, 但由于在适当回流比条件下创造出合适生境, 使得非曝气区域所消耗 COD 比例均在 77% 以上, 与夏季非曝气区域 COD 平均去除比例 81.17% 相差不大, 因此为冬季硝化反应提供了充足的好氧反应空间, 不仅有效降低了低温对硝化反应速率的影响, 并最终保证了工艺在冬季低温期对 COD 与氮类污染物的稳定去除; 同时, 各工艺在低温期间维持适当污泥浓度(4 000 ~ 6 000 mg/L)、污泥停留时间(15 ~ 20 d)及曝气区域溶解氧水平(2 mg/L 左右), 保证

了硝化反应的顺利进行。值得注意的是,A工艺在冬季出现了生物除磷现象,也证明了在实际工艺中提供充分的生境条件(非曝气、碳源、无 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )而不是反应工艺单元名称,是生物除磷反应发生的根本原因。可以合理推测,在未来进水水质与水量发生波动时,以过程分析方法获得准确工艺状态参数为基础,满足关键化学计量转换总量,通过简单调整关键参数的方式,在保证非曝气区域COD有效去除比例的前提下,可以保持工艺冬季低温期目标污染物的高效稳定去除。

### 2.3 活性污泥性状

在冬季低水温运行条件下,BNR工艺易出现丝状菌优势生长而诱发的污泥膨胀现象<sup>[9-10]</sup>,因此利用多维度耦合检测方法对3个工艺的活性污泥性状进行了快速定性与定量,以确认污泥膨胀现象的发生与否及对出水水质的影响。

镜检结果见图7。可以看出,A工艺活性污泥絮体较为松散,絮体直径为100~120  $\mu\text{m}$ ,丝状菌丰度为4~5级,丝状菌生长状态为破团生长;革兰氏及奈瑟氏染色镜检显示,活性污泥中主要优势丝状菌为Type0092,视野可见少量*Microthrixparvicella*(微丝菌),SVI值为120~150 mL/g,属于污泥膨胀现象的初始状态,但工艺出水水质未受影响。B工艺活性污泥絮体较紧密,絮体直径>100  $\mu\text{m}$ ,丝状菌丰度为2~3级,优势丝状菌为骨架丝状菌Type0041,SVI值为90~110 mL/g,污泥沉降性能良好,出水水质良好。C工艺活性污泥絮体松散,絮体直径为50~100  $\mu\text{m}$ ,丝状菌丰度为4~5级,SVI值为130~160 mL/g,优势丝状菌依旧为骨架丝状菌Type0041和Type0092,出水水质依旧良好。

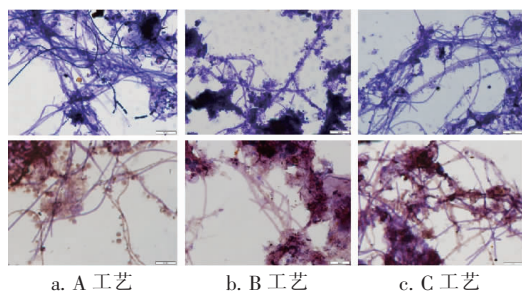


图7 活性污泥染色镜检结果

Fig.7 Gram & Neisser staining microscopic identification of activated sludge

不难发现,尽管3个污水处理工艺均在冬季低温期发生了不同程度的污泥膨胀现象,但由于优势

丝状菌均为骨架菌Type0041和Type0092,因此对工艺的出水水质影响有限。同时,A、B、C工艺的非曝气区域均以缺氧反硝化过程为主,因此污泥膨胀现象中出现微丝菌的比例较低,这是因为微丝菌过量生长的优势条件是厌氧-好氧交替<sup>[11]</sup>而非缺氧-好氧交替。

### 3 结论

如何保证城市污水生物处理工艺在冬季低温期的出水水质稳定达标是目前亟需解决的技术性难题。而以目标污染物在复杂工艺中的总进出水浓度来对工艺状态进行判断,则无法确定功能微生物对污染物的真实去除能力,往往影响对关键因素的准确性。以3个典型BNR工艺为对象,通过监测目标污染物在不同工艺单元中浓度变化趋势,构建包括过程质量分析、简单化学计量和生物动力学计算在内的标准过程分析方法,对其冬季低温期运行状态进行了准确的定性与定量解析。在明确工艺对不同目标污染物的准确去除能力的前提下,发现尽管低水温条件(10~15  $^{\circ}\text{C}$ )下污水生物处理特别是硝化过程会存在显著的速率下降现象,但非曝气区域的COD高比例去除则是冬季低温期稳定达标排放的关键,这也为未来有效控制策略的构建奠定了一定的科学基础。而在以缺氧/好氧(A/O)为主的BNR工艺冬季运行发生的污泥膨胀现象中,主要优势丝状菌为骨架丝状菌Type0041和Type0092,对出水水质影响较小。

### 参考文献:

- [1] 端正花,潘留明,陈晓欧,等. 低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构研究[J]. 环境科学,2016,37(3): 1070-1074.  
DUAN Zhenghua, PAN Liuming, CHEN Xiaou, et al. Changes of microbial community structure in activated sludge bulking at low temperature[J]. Environmental Science,2016,37(3):1070-1074(in Chinese).
- [2] 冯叶,杨立中,陈进斌,等. 废水生物脱氮低温硝化研究进展[J]. 水处理技术,2014,40(3):5-10.  
FENG Ye, YANG Lizhong, CHEN Jinbin, et al. Research progress on biological nitrification at low temperature in wastewater treatment[J]. Technology of Water Treatment,2014,40(3):5-10(in Chinese).
- [3] 金羽. 温度对 $\text{A}^2/\text{O}$ 系统的影响特征及脱氮除磷强化技术研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2013:15-

20.  
JIN Yu. Effect of Temperature on the Performance of an A<sup>2</sup>/O Process and Enhancement of Nitrogen and Phosphorus Removal [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2013: 15–20 (in Chinese).
- [4] HEAD M A, OLESZKIEWICZ J A. Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures [J]. *Water Research*, 2004, 38(3): 523–530.
- [5] 郑志佳, 白华清, 孟涛, 等. 低温下 MBBR 强化硝化原理分析和应用 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(23): 6–11.  
ZHENG Zhijia, BAI Huaqing, MENG Tao, *et al.* Principle analysis and application of MBBR enhanced nitrification at low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(23): 6–11 (in Chinese).
- [6] DULKADIROGLU H, COKGOR E U, ARTAN N, *et al.* The effect of temperature and sludge age on COD removal and nitrification in a moving bed sequencing batch biofilm reactor [J]. *Water Science and Technology*, 2005, 51(11): 95–103.
- [7] HU Z, LOTTI T, DE KREUK M, *et al.* Nitrogen removal by a nitrification – anammox bioreactor at low temperature [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2013, 79(8): 2807–2812.
- [8] 范念斯, 王润芳, 齐嵘, 等. 多维度耦合丝状菌监测方法在污泥膨胀中的应用 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(15): 6–12.  
FAN Niansi, WANG Runfang, QI Rong, *et al.* Application of multi-dimensional integrated filamentous monitoring method in sludge bulking dynamic process [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(15): 6–12 (in Chinese).
- [9] 刘振超, 李凤, 李倩. 低温下投加臭氧控制丝状菌膨胀的生产性试验研究 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(15): 35–39.  
LIU Zhenchao, LI Feng, LI Qian. Effect of ozone on filamentous bulking under low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(15): 35–39 (in Chinese).
- [10] 方雷, 姚俊芹, 杨立新, 等. 乌鲁木齐市氧化沟膨胀污泥的菌群结构分析 [J]. *中国给水排水*, 2019, 35(13): 101–106.  
FANG Lei, YAO Junqin, YANG Lixin, *et al.* Analysis of microbial communities structure of bulking sludge in an oxidation ditch in Urumqi [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(13): 101–106 (in Chinese).
- [11] NIELSEN P H, ROSLEV P, DUEHOLM T E, *et al.* *Microthrix parvicella*, a specialized lipid consumer in anaerobic – aerobic activated sludge plants [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(1/2): 73–80.

作者简介: 尚越飞 (1994 – ), 男, 内蒙古鄂尔多斯人, 硕士研究生, 主要从事城市生活污水处理技术的研究。

E-mail: yuefeishang@outlook.com

收稿日期: 2020-01-17

修回日期: 2020-02-03

(编辑: 任莹莹)

强化水资源监管,

落实最严格水资源管理制度