



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201908121

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

吕利平, 李航, 庞飞, 等. 交替好氧/缺氧短程硝化反硝化工艺处理低 C/N 城市污水[J]. 环境工程学报, 2020, 14(6): 1529-1536.

LYU Liping, LI Hang, PANG Fei, et al. Alternating aerobic/anoxic short-cut nitrification and denitrification process for treating low C/N urban sewage[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(6): 1529-1536.

## 交替好氧/缺氧短程硝化反硝化工艺处理低 C/N 城市污水

吕利平<sup>1,2</sup>, 李航<sup>2,3,\*</sup>, 庞飞<sup>3</sup>, 张欣<sup>3</sup>

1. 长江师范学院化学化工学院, 重庆 408100

2. 西南石油大学化学化工学院, 成都 610500

3. 重庆市三峡水务渝北排水有限责任公司, 重庆 401120

第一作者: 吕利平(1987—), 女, 博士, 讲师。研究方向: 水处理技术。E-mail: lvliping@yznu.edu.cn

\*通信作者: 李航(1986—), 男, 硕士, 工程师。研究方向: 环境污染治理技术。E-mail: lihng0213@163.com

**摘要** 采用好氧/缺氧交替运行模式处理低 C/N 城市污水, 考察了低温环境下启动短程硝化反硝化的可行性, 重点研究了缺氧池区域 I、区域 II、区域 III 溶解氧分布对短程硝化反硝化脱氮效果的影响。结果表明, 采用好氧/缺氧交替运行模式, 对缺氧池溶解氧进行分区优化后, 在低温环境下启动短程硝化反硝化具有可行性。在所采用的 7 种工况中, 较为优化的工况是区域 I、区域 II、区域 III, 溶解氧分别为 0.8~1.2、<0.5、1.2~1.8 mg·L<sup>-1</sup>, 该工况下亚硝态氮累积率稳定在 78% 以上, 出水总氮去除率在 73% 左右。相比短程硝化反硝化启动前, 去除率提高了 19.4%, 氨氮浓度低于 0.60 mg·L<sup>-1</sup>, 出水氮素指标显著优于 GB 18918-2002 一级 A 排放标准, 出水 COD 去除率为 86.9%~94.9%, 出水总磷浓度低于 0.15 mg·L<sup>-1</sup>, 可控性仍然较强。对于已启动短程硝化反硝化的 A/O 工艺处理低 C/N 城市污水, 全年可节约碳源投加资金 97×10<sup>4</sup> 元左右, 节约电费 42×10<sup>4</sup> 元左右, 有效实现了成本与水质的双赢。以上结果可为短程硝化反硝化工艺的推广提供参考。

**关键词** 短程硝化反硝化; 交替好氧/缺氧; 亚硝态氮累积率; 氮素; 溶解氧; 低 C/N

在全程硝化反硝化工艺中, 总氮的去除是在有氧环境下经由 NH<sub>3</sub>-N→NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N→NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 等一系列氧化过程, 再在缺氧环境下经由 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N→NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N→N<sub>2</sub> 等一系列还原过程来实现<sup>[1]</sup>。从硝化与反硝化路径可以看出, 硝化反应中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 氧化成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与反硝化反应中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 还原成 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 是刚好相反的路径, 如果将其从反应路径中去掉, 采用短程硝化反硝化工艺, 即 NH<sub>3</sub>-N→NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N→N<sub>2</sub>, 总氮的去除是同样可以实现的<sup>[2]</sup>。相比全程硝化反硝化工艺而言, 短程硝化反硝化工艺因为略去了 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 向 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的转化步骤, 硝化阶段可节约曝气量 25% 左右<sup>[3-8]</sup>; 因为省去了 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 还原为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 步骤, 根据反应计量学, 1 mol NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 1 mol NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 还原为 N<sub>2</sub>, 分别需要 2.86 mol 和 1.71 mol 的 BOD<sup>[9]</sup>, 从理论上讲, 可节约反硝化碳源 40% 左右<sup>[10-12]</sup>; 因为整个反应路径缩短, 反应器容积减小, 可节约大笔污水处理厂基建费用<sup>[13-14]</sup>。成功启动短程硝化反硝化的关键在于使氨氧化细菌(AOB)达到富

收稿日期: 2019-08-22; 录用日期: 2019-12-04

基金项目: 重庆市教委科学技术研究计划青年项目(KJQN201901429)

集状态,同时抑制亚硝态氮氧化细菌(NO<sub>B</sub>)的增殖或活性,使AOB在整个系统中成长为优势菌种,逐步将NO<sub>B</sub>淘洗出系统,从而使硝化反应中氮素的转化停留在NO<sub>2</sub>-N环节,达到NO<sub>2</sub>-N累积的目的<sup>[15-16]</sup>。

当前,我国城市污水C/N普遍为3.8~8.5,属于典型低C/N污水<sup>[17-18]</sup>,采用传统污水处理工艺往往会因为碳源不足,导致总氮的去除困难重重<sup>[19-20]</sup>,无法满足当下国家对污水排放标准不断升级的要求。而短程硝化反硝化工艺因能节约大量反硝化碳源,实现低C/N下氮素的深度去除而备受研究人员和工程技术人员的广泛关注。高春娣等<sup>[21]</sup>在(24±2)℃下采用交替好氧缺氧短程硝化工艺处理低C/N生活污水,NO<sub>2</sub>-N累积率可稳定维持在90%以上,NH<sub>3</sub>-N的去除率可达100%,COD的去除率在80%左右,TN的去除率要高于普通好氧缺氧模式,能达到70%左右。徐浩等<sup>[22]</sup>在(30±1)℃下成功启动短程硝化工艺,处理低C/N城市污水,NH<sub>3</sub>-N的平均转化率可达99%,NO<sub>2</sub>-N的平均累积率可达90%以上。可以看出,在已有的研究中,普遍开展的是基于实验室或中试规模的中、高温条件下的短程硝化反硝化工艺研究,但将其成功应用于低温环境下的工程实践却鲜有报道。

鉴于此,本研究针对低C/N城市污水,在具体工程实例中,探讨了低温环境下启动短程硝化反硝化的可行性,通过对好氧池溶解氧进行分区定量优化,实现了对好氧池的“缺氧扰动”,考察了不同溶解氧分布对短程硝化反硝化工艺的影响,从而为该工艺在实际生产运行中的优化控制提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 污水处理厂概况

重庆市渝北区肖家河污水处理厂一、二期项目设计规模为 $2 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ,采用A/O+滤布滤池工艺,工程占地 $1.3 \times 10^4 \text{ m}^2$ ,铺设污水截流管网16.5 km,主要收集处理服务片区内的生活污水及少量工业废水。进水水质如图1所示,出水执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级A标。

### 1.2 实验背景

肖家河污水处理厂排污口位于肖家河下游,当前肖家河水质属V类水体,水质条件恶劣。为保护三峡库区水环境,重庆市政府要求敏感区域城镇污水处理厂排放标准全部提升至一级A标准。但肖家河污水处理厂初设时无缺氧反应工艺段,无内回流设施设备,加之进水C/N不足,碳源不充分,导致出水TN波动较大,冬季低温(实验期间系统温度:11.5~15.8℃)时为 $12.8 \sim 14.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,存在严重的水质风险。

### 1.3 分析项目与方法

COD采用重铬酸盐法(HJ 828-2017)测定;TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636-2012)测定;NH<sub>3</sub>-N采用蒸馏中和滴定法(HJ 537-2009)测定;NO<sub>2</sub>-N采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法(GB/T 7493-1987)测定;NO<sub>3</sub>-N采用紫外分光光度法(HJ/T 346-2007)测定;TP采用钼酸铵分光光度法(GB/T 11893-1989)测定;DO采用便携式溶解氧仪检测法(HJ 925-2017)测定。

### 1.4 实验安排

本实验对A/O工艺实施好氧/缺氧交替运行模式的摸索,开展了溶解氧对短程硝化反硝化工艺

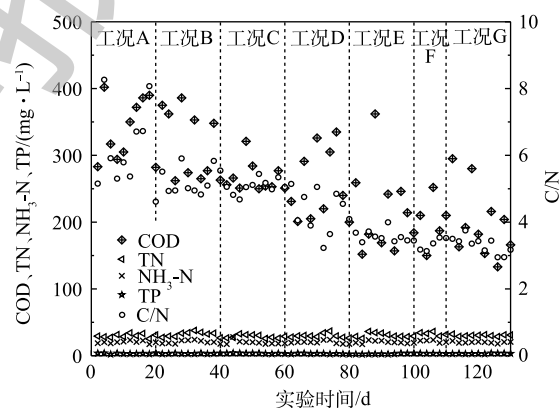
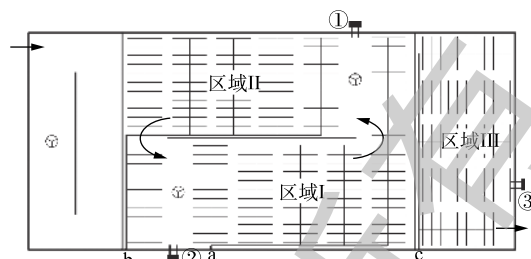


图1 肖家河污水处理厂进水水质

Fig. 1 Influent water quality of Xiaojiahe sewage treatment plant

脱氮效果的研究, 实验时间从2018年11月上旬至次年3月中旬。由于该厂初设无内回流, 所以维持较高的外回流比(150%~200%)来补充内回流。实验系统如图2所示, 图2中a、b、c分别为好氧3段风管控制阀, 用于控制整个生物池好氧段曝气量, 确保生物池达到好氧/缺氧交替运行目的, 其中, 阀a为好氧前端控制阀, 阀b为好氧中端控制阀, 阀c为好氧尾端控制阀; 仪表①、②、③分别为好氧3段在线溶解氧仪, 用于实时监控整个生物池好氧段溶解氧浓度, 从而指导3个风管控制阀的开启, 其中, 仪表①为好氧前端在线溶解氧仪, 仪表②为好氧中端在线溶解氧仪, 仪表③为好氧尾端在线溶解氧仪; 整个A/O生物池设有3台推流器, 分别安装在厌氧池、好氧池前端、好氧池中端, 用于生物池中泥水混合液的导流。

调整3个风管控制阀, 使生物池中的好氧段整体实现好氧/缺氧交替运行模式, 人为缩短硝化进程, 促使硝化反应中氮素的转化停留在 $\text{NO}_2\text{-N}$ 环节, 然后立即转入缺氧环境实现反硝化脱氮, 从而提高总氮去除率。7种工况下区域I、区域II、区域III溶解氧分布以及对应的MLSS、MLVSS、污泥负荷、容积负荷、产泥率、污泥龄等运行参数如表1所示。



注:a、b、c为风管控制阀;①、②、③为在线溶解氧仪。

图2 A/O工艺生物池实验示意图

Fig. 2 Experimental schematics of biological pool in A/O process

表1 工况参数

Table 1 Parameters of the operating conditions

工况	溶解氧/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )			MLSS/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	MLVSS/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	污泥负荷/ ( $\text{kg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ )	容积负荷/ ( $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ )	产泥率/ ( $\text{t}\cdot(10^4\text{m}^3)^{-1}$ )	污泥龄/d
	区域I	区域II	区域III						
工况A	1.0~1.5	1.5~2.0	2.0~2.5	4 016	1 740	0.23	0.41	1.70	18
工况B	1.0~1.5	0.5~1.0	2.0~2.5	4 114	1 651	0.22	0.37	1.65	18
工况C	0.8~1.2	0.5~1.0	2.0~2.5	4 032	1 592	0.22	0.34	1.53	18
工况D	0.8~1.2	<0.5	2.0~2.5	3 977	1 548	0.20	0.31	1.46	18
工况E	0.8~1.2	<0.5	1.5~2.0	3 893	1 484	0.18	0.26	1.19	17
工况F	0.8~1.2	<0.5	1.0~1.5	3 967	1 457	0.18	0.27	1.23	17
工况G	0.8~1.2	<0.5	1.2~1.8	3 816	1 402	0.19	0.26	1.07	17

## 1.5 亚硝态氮累积率的计算

亚硝态氮累积率按式(1)进行计算。

$$R = \frac{C_{\text{NO}_2\text{-N}}}{C_{\text{NO}_2\text{-N}} + C_{\text{NO}_3\text{-N}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中:  $R$  为亚硝态氮累积率;  $C_{\text{NO}_2\text{-N}}$  和  $C_{\text{NO}_3\text{-N}}$  分别为好氧尾端  $\text{NO}_2\text{-N}$  与  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 氮素的形态转化及去除情况

本实验通过对好氧池溶解氧进行分区定量优化, 实现好氧/缺氧交替运行, 好氧尾端氮素的形态及亚硝态氮累积情况如图3所示, 氮素的去除情况如图4所示。由图3可以看出, 在工况A和工况B下, 好氧尾端  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度较高, 平均值在  $13.7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  左右波动, 而  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度不足  $0.20\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,

亚硝态氮累积率低于1.5%，此过程属于全程硝化，该工况下水氨氮平均浓度低于 $0.30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率在98%以上，但总氮浓度为 $12.8\sim 14.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率低于60%，并接近一级A标准浓度限值。为此，对区域I的溶解氧进行了优化，发现在工况C的后期， $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度出现了轻微的下陷趋势， $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度从不足 $0.20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $0.82\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。而在工况D和工况E下，分别对区域II、区域III溶解氧进行进一步优化后发现，好氧尾端 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度首先延续了工况C缓慢下降的变化趋势，在工况E呈现快速下降趋势，其浓度也由 $12.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $2.62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，与此同时， $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度从 $0.82\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $5.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水氨氮浓度低于 $0.70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，总氮浓度降至 $8.55\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，去除率升至70%左右，较工况A升高了15.2%。在工况F下，进一步优化了区域III溶解氧后发现，虽然出水总氮去除率还有进一步下降的趋势，但氨氮浓度上升明显，最高值达到了 $2.52\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，其数值已超过一级A标准浓度限值的50%。考虑到氨氮指标的变化特性，从水质安全角度出发，果断终止工况F的实验，并将区域III溶解氧优化为 $1.2\sim 1.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，经过一个周期的调试运行后发现，亚硝态氮累积率稳定在78%以上，出水总氮去除率在73%左右，相比在短程硝化反硝化启动前，去除率提高了19.4%，氨氮浓度低于 $0.60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水氮素指标显著优于一级A排放标准。

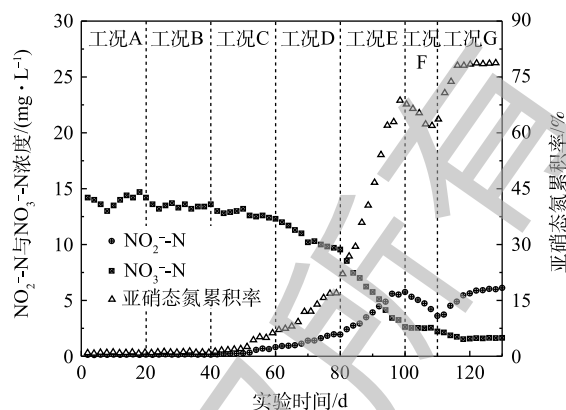


图3 好氧尾端氮素形态及亚硝态氮累积率

Fig. 3 Nitrogen forms and nitrite accumulation rate at the end of aerobic tail

在工况F下，进一步优化了区域III溶解氧后发现，虽然出水总氮去除率还有进一步下降的趋势，但氨氮浓度上升明显，最高值达到了 $2.52\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，其数值已超过一级A标准浓度限值的50%。考虑到氨氮指标的变化特性，从水质安全角度出发，果断终止工况F的实验，并将区域III溶解氧优化为 $1.2\sim 1.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，经过一个周期的调试运行后发现，亚硝态氮累积率稳定在78%以上，出水总氮去除率在73%左右，相比在短程硝化反硝化启动前，去除率提高了19.4%，氨氮浓度低于 $0.60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，出水氮素指标显著优于一级A排放标准。

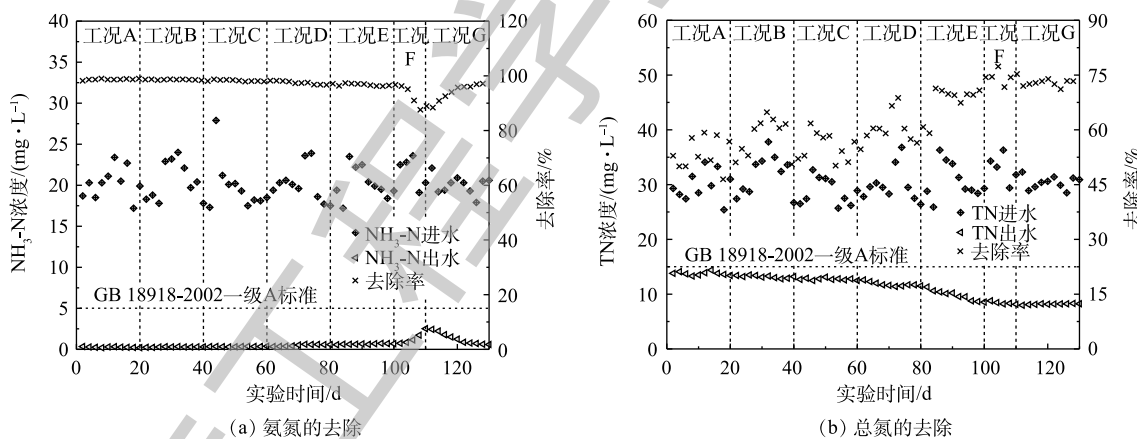


图4 氮素的去除

Fig. 4 Removal of nitrogen

通过分析可知，原工况出水总氮浓度偏高是因为在整个好氧阶段溶解氧控制过高，硝化反应进行较为彻底，但对厌氧池内的反硝化脱氮产生了抑制作用，加之无缺氧工艺段，使得厌氧池内存在释磷与脱氮对碳源的竞争，从而导致出水中氮素绝大部分以 $\text{NO}_3\text{-N}$ 形式存在，总氮去除率严重偏低。在工况C下，对区域I的溶解氧进行优化后，虽然 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度有了轻微下降趋势，但亚硝态氮累积率仍然只有6.25%，仍远远低于短程硝化反硝化工艺对亚硝态氮累积率的要求<sup>[23-24]</sup>，这仅仅表明降低溶解氧有利于抑制NOB的增殖。在工况D和工况E下，逐步将区域II、区域III的溶解氧进行优化，实现将A/O工艺中好氧池整体优化为缺氧与好氧交替运行模式后，亚硝态氮累积率达到了68%左右，远远超过了短程硝化反硝化工艺对亚硝态氮累积率的要求<sup>[23-24]</sup>，表明此工况

下已成功启动短程硝化反硝化, 这同时也说明低温环境下启动短程硝化反硝化是可行的。而在工况 F 下, 由于区域 III 溶解氧控制过低, 导致氨氮指标出现了较大波动。在工况 G 下, 出水氨氮与总氮指标得到了较为合理的平衡, 且实现了更加稳健的控制, 这主要是因为该工况下的溶解氧分布正好满足了富集 AOB, 抑制 NOB 对溶解氧的要求。另外, 有研究<sup>[11,25]</sup>认为, 好氧/缺氧交替运行模式有利于抑制 NOB 的生长繁殖, 而对 AOB 不会产生影响, 经过一段时间的运行后, NOB 被逐步淘洗出系统, 而 AOB 则逐渐成长为优势菌种, 该结论与本实验结果基本一致。

## 2.2 COD 的去除情况

短程硝化反硝化对 COD 的去除情况如图 5 所示。由图 5 中可以看出, 实验前 80 d, 进水 COD 浓度整体相对较高, 这主要与进水投加碳源有关。虽然实验期间进水 COD 浓度波动较大, 但出水均能稳定在  $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以内, 去除率为  $86.9\%\sim 94.9\%$ , 未受明显影响。

## 2.3 总磷的去除情况

短程硝化反硝化对总磷的去除情况如图 6 所示。由图 6 中可以看出, 实验期间进水总磷浓度为  $2.06\sim 4.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 波动幅度较大。在工况 A 和工况 D 下, 出水浓度相对稳定, 从工况 E 开始, 出现了小幅上升。

究其原因, 主要是因为缺氧环境下虽然同时存在磷的释放与反硝化聚磷, 但由于在工况 A~工况 D, 往系统中投加了碳源, 使得反硝化聚磷菌能够充分合成聚- $\beta$ -羟丁酸 (poly- $\beta$ -hydroxybutyrate, PHB) 所需的还原性产物  $\text{NADH}_2$ , 从而最大限度抑制了磷的释放<sup>[26]</sup>, 但从工况 E 开始, 随着碳源投加的终止, 这种抑制作用出现了下降, 使得出水总磷指标出现了小幅上升, 但浓度仍然低于  $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 指标可控性仍然较强。

## 2.4 碳源及电耗使用情况

碳源是维持微生物正常生长繁殖的必备要素, 对微生物功能的发挥具有重要影响。对于低 C/N 城市污水而言, 总氮的去除往往受碳源影响较大, 碳源不足会抑制低氧环境下反硝化反应的进行, 从而导致总氮去除率偏低。一般理论认为, 当 C/N 为  $5.0\sim 7.0$ , 即可确保系统反硝化所需碳源, 不必再外加碳源<sup>[27]</sup>。但本工程 C/N 常年为  $2.5\sim 5.0$ , 属于典型低 C/N 污水, 需要通过外加碳源的方式来实现总氮的深度去除。实验期间碳源使用情况如图 7 所示。由图 7 可以看出, 在工况 A 下, 碳源投加量为  $600 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ , 该工况下出水总氮勉强控制在一级 A 标范围内。随着各区域溶解氧的定量优化, 总氮指标呈现阶梯式下降, 而碳源投加量也呈现逐步下降趋势。在工况 D 下, 碳源投加量已降为  $100 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ , 该工况下出水总氮能稳定控制在  $11.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以内。对区域 III 溶解氧进行进一步优化后, 总氮指标呈现急剧下降趋势, 在不投加碳源情况下能将总氮指标稳定控制在  $8.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以内。对工况 A 与工况 G 进行比较后发现, 按照目前葡萄糖市价  $4427 \text{ 元}\cdot\text{t}^{-1}$  计算, 启动了短程硝化反硝化的 A/O 工艺全年可节约碳源投加资金  $97\times 10^4$  元左右。

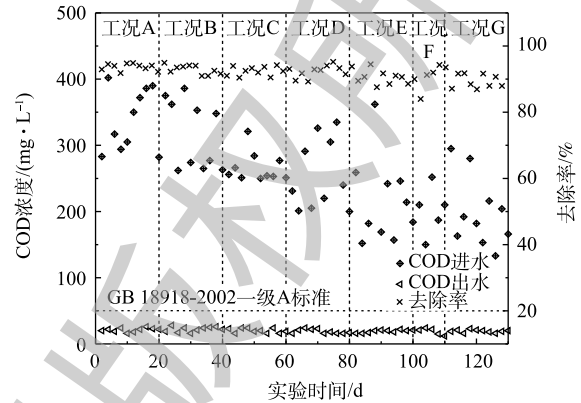


图 5 COD 的去除

Fig. 5 Removal of COD

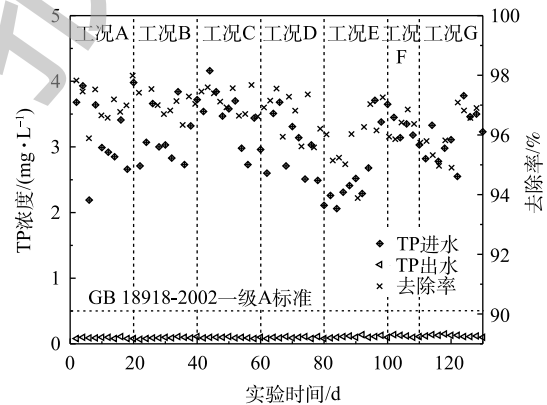


图 6 总磷的去除

Fig. 6 Removal of TP

污水处理厂属于能耗密集型企业, 据统计, 其能耗费用一般占运行费用的 30%~60%, 而其中用于曝气供氧的能耗又占据总能耗的 50%~70%<sup>[28]</sup>。可以看出, 在确保水质稳定达标前提下尽可能降低曝气供氧量, 对污水处理厂的持续经济运行至关重要。实验期间电耗使用情况如图 8 所示。可以看出, 对好氧阶段的溶解氧进行逐步分区优化后, 电单耗呈现明显下降趋势, 其平均电单耗由实验前的  $0.464 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  降至工况 G 下的  $0.356 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ , 下降幅度达 23.3%, 按照目前水量负荷率 100% 计算, 启动了短程硝化反硝化的 A/O 工艺全年可节约电费  $42\times 10^4$  元左右, 有效实现了成本与水质的双赢。

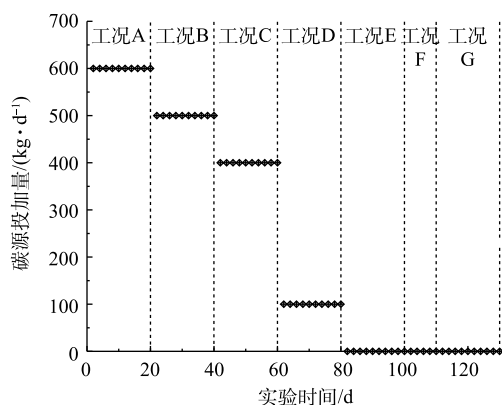


图7 碳源使用情况

Fig. 7 Usage of carbon source

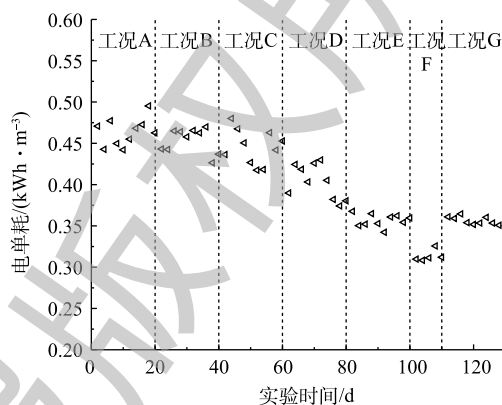


图8 电耗使用情况

Fig. 8 Power consumption

### 3 结论

1) 采用好氧/缺氧交替运行模式, 对好氧池溶解氧进行分区定量优化后, 在低温环境下启动短程硝化反硝化具有可行性, 此举拓宽了该工艺的适用范围。

2) 在本实验所采用的 7 种工况中, 较为优化的工况是区域 I、区域 II、区域 III, 溶解氧分别为  $0.8\sim 1.2$ 、 $<0.5$ 、 $1.2\sim 1.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 该工况下亚硝态氮累积率稳定在 78% 以上, 出水总氮去除率在 73% 左右, 相比短程硝化反硝化启动前, 去除率提高了 19.4%, 氨氮浓度低于  $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水氮素指标显著优于一级 A 排放标准; 出水 COD 去除率为  $86.9\%\sim 94.9\%$ , 未受明显影响; 出水总磷浓度低于  $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 可控性仍然较强。

3) 对于已启动短程硝化反硝化的 A/O 工艺处理低 C/N 城市污水, 全年可节约碳源投加资金  $97\times 10^4$  元左右、电费  $42\times 10^4$  元左右, 有效实现了成本与水质的双赢。

### 参考文献

- [1] WANG F, LIU Y, WANG J H, et al. Influence of growth manner on nitrifying bacterial communities and nitrification kinetics in three lab-scale bioreactors[J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2012, 39(4): 595-604.
- [2] 张周, 赵明星, 阮文权, 等. 短程硝化反硝化工艺处理低C/N餐厨废水[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(9): 4165-4170.
- [3] KATSOGIANNIS A N, KORAROS M, LYBERATOS G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs[J]. *Water Science & Technology*, 2003, 47(11): 53-59.
- [4] ZHU G B, PENG Y Z, GUO J H. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2006, 73(1): 15-26.
- [5] 郭建华, 彭永臻, 黄惠珺, 等. 好氧曝气时间实时控制实现短程硝化[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2009, 49(12): 1997-

2000.

- [6] GAO C D, FAN S X, JIAO E L, et al. Operation and optimization of an alternating oxic-anoxic shortcut nitrification-denitrification system[J]. *Advanced Materials Research*, 2014, 1030-1032: 387-390.
- [7] 常赓, 孙宁, 李召旭, 等. 硫化物抑制亚硝酸氧化菌推动短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(5): 1416-1423.
- [8] 高春娣, 赵楠, 安冉, 等. FNA对短程硝化污泥菌群结构的影响[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(5): 1977-1984.
- [9] JENNI S, VLAEMINCK S E, MORGENROTH E, et al. Successful application of nitritation/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios[J]. *Water Research*, 2014, 49(2): 316-326.
- [10] ZHU G B, PENG Y Z, LI B K, et al. Biological removal of nitrogen from wastewater[J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 192: 159-195.
- [11] KORAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7245-7253.
- [12] TOBINO T, CHEN J X, SAWAI O, et al. Inline thickener-MBR as a compact, energy efficient organic carbon removal and sludge production devise for municipal wastewater treatment[J]. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2016, 107: 177-184.
- [13] VERSTRAETE W, PHILIPS S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102(1): 717-726.
- [14] 高大文, 彭永臻, 王淑莹. 交替好氧/缺氧短程硝化反硝化生物脱氮 I. 方法实现与控制[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(5): 761-768.
- [15] 曾薇, 张悦, 李磊, 等. 生活污水常温处理系统中AOB与NOB竞争优势的调控[J]. *环境科学*, 2009, 30(5): 1430-1436.
- [16] MA B, BAO P, WEI Y, et al. Suppressing nitrite-oxidizing bacteria growth to achieve nitrogen removal from domestic wastewater via anammox using intermittent aeration with low dissolved oxygen[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5(1): 13048.
- [17] 李思敏, 杜国帅, 唐锋兵. 多点进水改良型复合A<sup>2</sup>/O处理低C/N污水[J]. *化工学报*, 2013, 64(10): 3805-3811.
- [18] 刘春, 王聪聪, 陈晓轩, 等. 微气泡曝气生物膜反应器处理低C/N比废水脱氮过程[J]. *环境科学*, 2019, 40(2): 754-760.
- [19] CHEN Y Z, LI B K, YE L, et al. The combined effects of cod/n ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (A<sup>2</sup>/O)-biological aerated filter (BAF) systems[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2015, 93(10): 235-242.
- [20] PELAZ L, GOMEZ A, LETONA A, et al. Nitrogen removal in domestic wastewater. Effect of nitrate recycling and COD/N ratio[J]. *Chemosphere*, 2018, 212: 8-14.
- [21] 高春娣, 李浩, 焦二龙, 等. 交替好氧缺氧短程硝化及其特性[J]. *北京工业大学学报*, 2015, 41(1): 116-122.
- [22] 徐浩, 李捷, 罗凡, 等. 低C/N比城市污水短程硝化特性及微生物种群分布[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(3): 1477-1481.
- [23] 张功良, 李冬, 张肖静, 等. 低温低氨氮SBR短程硝化稳定性试验研究[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(3): 610-616.
- [24] 吴春雷, 荣懿, 刘晓鹏, 等. 基于分区供氧与溶解氧调控的低C/N比污水短程硝化反硝化[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 314-320.

- [25] 吴朕君, 穆剑楠, 单润涛, 等. 基于DO和ORP的短程硝化SBR控制方法研究[J]. 水处理技术, 2019, 45(7): 114-118.
- [26] 邱春生, 聂海伦, 孙力平, 等. 不同碳源条件下聚磷菌代谢特性[J]. 环境工程学报, 2014, 8(6): 2191-2197.
- [27] SHISKOWSKI D M, MAVINIC D S. Biological treatment of a high ammonia leachate: Influence of external carbon during initial startup[J]. *Water Research*, 1998, 32(8): 2533-2541.
- [28] 楚想想, 罗丽, 王晓昌, 等. 我国城镇污水处理厂的能耗现状分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(7): 70-74.
- (本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

## Alternating aerobic/anoxic short-cut nitrification and denitrification process for treating low C/N urban sewage

LYU Liping<sup>1,2</sup>, LI Hang<sup>2,3,\*</sup>, PANG Fei<sup>3</sup>, ZHANG Xin<sup>3</sup>

1. College of Chemistry and Chemical Engineering, Yangtze Normal University, Chongqing 408100, China

2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Southwest Petroleum University, Chengdu 610500, China

3. Chongqing Three Gorges Water Yubei Drainage Co. Ltd., Chongqing 401120, China

\*Corresponding author, E-mail: lihang0213@163.com

**Abstract** The alternating aerobic/anoxic operation mode was used to treat low C/N urban sewage. The starting up feasibility of the short-cut nitrification and denitrification in low temperature environment and the effect of dissolved oxygen distribution in aerobic zone I, II and III on the nitrogen removal by the short-cut nitrification and denitrification were studied. The results show that it was feasible to start up the short-cut nitrification and denitrification at low temperature by using the alternating aerobic/anoxic operation mode and partition-optimizing the dissolved oxygen in aerobic tank. Based on the seven different operating conditions, the dissolved oxygen distributions in the more optimal zones I, II and III were 0.8~1.2 mg·L<sup>-1</sup>, lower than 0.5 mg·L<sup>-1</sup>, and 1.2~1.8 mg·L<sup>-1</sup>, respectively. Under this operating condition, the accumulation rate of nitrite nitrogen maintained above 78%, the removal rate of total nitrogen in the effluent was about 73%. Compared with that before the start-up of the short-cut nitrification and denitrification, the removal rate increased by 19.4%, the concentration of ammonia nitrogen was lower than 0.60 mg·L<sup>-1</sup>, and the nitrogen index of effluent was significantly better than the emission standard of the first level A of GB 18918-2002. The COD removal rate of the effluent was between 86.9% and 94.9%. The total phosphorus concentration of the effluent was lower than 0.15 mg·L<sup>-1</sup> with strong controllability. For the low C/N urban sewage treated by using the short-cut nitrification and denitrification A/O process, it can save more than 970 000 yuan of carbon source investment fund and 420 000 yuan of electricity cost in the whole year, and effectively realize the win-win of cost and water quality. This study provides a case and parameter support for the engineering popularization of the short-cut nitrification and denitrification process.

**Keywords** short-cut nitrification and denitrification; alternating aerobic/anoxic; accumulation rate of nitrite nitrogen; nitrogen; dissolved oxygen; low C/N