

# 进水 COD 及投加方式对 A<sup>2</sup>O-BAF 工艺反硝化聚磷的影响

彭永臻, 吕冬梅, 王淑莹

(北京工业大学北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124)

**摘要:** 为了提高系统的反硝化除磷脱氮效率及碳源可利用性, 主要研究了进水 COD 及投加方式对 A<sup>2</sup>O-BAF 工艺反硝化聚磷的影响. 试验设计了不同的进水  $\rho(C)/\rho(P)$  (25~71) 及 COD 投加方式(1次投加、3次投加、连续投加), 分别考察各污染物的去除规律. 试验结果表明: 当  $\rho(C)/\rho(P) \leq 34$  时, A<sup>2</sup>O 中出现磷和硝态氮的累积, 去除效果恶化; 当  $45 \leq \rho(C)/\rho(P) \leq 59$  时, 磷的去除率稳定在 90% 左右, 出水  $\rho(P)$  低于  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; 当  $\rho(C)/\rho(P) \geq 63$  时, 磷的去除率随  $\rho(C)/\rho(P)$  的增加而下降. 当  $\rho(C)/\rho(P) \geq 39$  时,  $\rho(C)/\rho(P)$  的变化对 COD 和 TN 去除率影响不大, 平均去除率分别高于 83% 和 76%; 当  $\rho(C)/\rho(P) = 57$  时, 系统处理效果最佳. 相同质量浓度的 COD, 连续投加的方式可以提高碳源的可利用性, 增加厌氧释磷量, 提高缺氧反硝化除磷脱氮速率.

**关键词:** A<sup>2</sup>O-BAF 工艺; 进水  $\rho(C)/\rho(P)$ ; 反硝化除磷脱氮; 碳源投加方式

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2016)09-1406-08

doi: 10.11936/bjtxb2015090013

## Effects of Feed Water COD and Different Adding Ways of COD on Denitrifying Phosphorus Removal of A<sup>2</sup>O-BAF Process

PENG Yongzhen, LÜ Dongmei, WANG Shuying

(Engineering Research Center of Beijing, Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** To improve the denitrifying phosphorus and nitrate removal efficiency and availability of carbon source, the effects of influent COD and different addition methods of COD on the denitrifying phosphorus removal of A<sup>2</sup>O-BAF were investigated. Different feed water  $\rho(C)/\rho(P)$  ratios of 25-71 and three different addition ways of COD: one-time adding, three-time adding, and continuous adding were designed to study the variations of contaminants, respectively. The results of experiment show that when the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio is lower than 34, phosphorus and nitrate are accumulated in A<sup>2</sup>O, and the removal efficiency is worse; when the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio is 45-59, the P removal efficiency maintains about 90%, and the effluent P concentration is lower than 0.5 mg/L; while the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio is higher than 63, the P removal efficiency decreases as the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio increases. In contrast, when the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio is higher than 39, regardless of the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio, excellent COD (90%) and TN (76%) removal efficiency are maintained throughout the experiments, and when the  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio are 57, the removal efficiency of the system are optimal. When the COD concentration are the same, the way of continuous adding not only can enhance availability of carbon source, but also increase anaerobic

收稿日期: 2015-09-09

基金项目: 国家“863”计划资助项目(2012AA063406); 北京市教育委员会资助项目(2015ZX07218001)

作者简介: 彭永臻(1949—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事水污染控制工程方面的研究, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

phosphorus release amount and improve denitrifying phosphorus and nitrate removal rate.

**Key words:** A<sup>2</sup>O-BAF process; influent  $\rho(C)/\rho(P)$  ratio; denitrifying phosphorus and nitrate removal; different addition methods of carbon sources

近年来,随着城市居民饮食习惯的改变,生活污水中污染物的组成与比例也发生了很大变化,其中氮磷等营养物质比例增大,化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)等有机物含量降低,从而引发严重的水体富营养化现象,破坏了水环境。为了解决水环境污染问题,改善水体富营养化状态,急需去除排放市政污水中的过量营养元素——氮和磷<sup>[1]</sup>。然而,污水中可利用COD的多少及能否有效利用直接影响生物脱氮除磷工艺的污染物去除效率,它是微生物代谢必需的物质和能量来源,许多学者对此进行了研究。Andrew等<sup>[2]</sup>认为进水 $\rho(C)/\rho(P)$ 直接影响聚磷菌(phosphorus accumulating organisms, PAOs)和聚糖菌(glycogen accumulating organisms, GAOs)对碳源的竞争优势,二者均可利用有机物合成内碳源PHA,前者是生物除磷的主导微生物,而后者对除磷无作用。王晓莲等<sup>[3]</sup>对配制啤酒废水的研究发现,A<sup>2</sup>O工艺中剩余污泥的含磷率随进水 $\rho(C)/\rho(P)$ 的下降而增加。Janssen等<sup>[4]</sup>也认为污水中有机物的含量对营养物质的去除有很大影响。唐旭光等<sup>[5]</sup>研究表明,采用连续进水方式,可提高碳源的有效利用,刺激厌氧释磷反应的发生。上述研究大多采用配水及序批式活性污泥法(sequencing batch reactor, SBR)工艺为研究对象,而关于对处理实际生活污水的A<sup>2</sup>O-BAF工艺性能影响的研究罕有报道。

A<sup>2</sup>O-BAF由A<sup>2</sup>O连续流反应器和曝气生物滤池(biological aerobic filter, BAF)顺序连接而成,A<sup>2</sup>O中主要完成反硝化除磷反应,BAF中主要进行硝化反应,是一种新型高效、运行稳定的双污泥反硝化除磷系统。它不仅具有传统双污泥反硝化除磷工艺的优点“一碳两用”,节省碳源,以及实现聚磷菌和硝化菌的分离,解决泥龄矛盾等<sup>[6-10]</sup>,从A<sup>2</sup>O-BAF工艺的自身特点来看,它还具有以下优势:进水COD绝大部分在A<sup>2</sup>O厌氧区利用,BAF中填料处于流化状态,进入BAF不易堵塞生物膜,且无需反冲洗;A<sup>2</sup>O缺氧区以BAF回流的确态氮为电子受体进行反硝化吸磷,不存在超越污泥,氮氮去除率高;占地面积小,运行管理方便,污染物去除率高。尽管A<sup>2</sup>O-BAF工艺具有以上诸多优点,但由于实际生活污水的 $\rho(C)/\rho(P)$ 过低,不足以满足系统同时脱氮

除磷的需要,所以,研究 $\rho(C)/\rho(P)$ 对系统脱氮除磷性能的影响,最大限度提高碳源的有效利用,对于提高系统的脱氮除磷效率及降低运行成本具有重要意义。

本文以实际生活污水为处理对象,通过投加无水乙酸钠改变进水 $\rho(C)/\rho(P)$ ,重点研究了不同进水 $\rho(C)/\rho(P)$ 对污染物去除特性的影响,同时采用静态试验考察了3种不同碳源投加方式对厌氧释磷及反硝化除磷脱氮的影响,以期寻求最优的进水 $\rho(C)/\rho(P)$ 及碳源投加方式,提高系统脱氮除磷效率,降低运行成本,从而为其在实际工程中的应用提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置和运行参数

A<sup>2</sup>O-BAF双污泥反硝化除磷系统装置如图1所示。反应器用有机玻璃制成,主要由A<sup>2</sup>O池、BAF池顺序连接而成。A<sup>2</sup>O池有效容积为29.7 L,共分为9个格室,前2个为厌氧段,后6个为缺氧段,最后1个为好氧段,厌氧:缺氧:好氧体积比为2:6:1,厌氧和缺氧段每个格室内均设有电动搅拌机,好氧段设有曝气头,从而保证A<sup>2</sup>O池每个格室泥水混合液处于悬浮状态。BAF池有效容积为14.13 L,内置塑料填料,微生物以生物膜的形态生长于悬浮活性填料上。A<sup>2</sup>O池每个格室和BAF池均设有取样口,系统运行稳定及试验条件下取样检测。A<sup>2</sup>O-BAF工艺运行参数见表1。

### 1.2 试验用水和检测方法

试验采用的是北京某高校住宅小区化粪池生活污水,具体水质指标如表2所示,试验期间进水的 $\rho(\text{COD})/\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$ 约为33.3,属于低 $\rho(C)/\rho(P)$ 生活污水。COD按照标准方法(APHA, 2005)测定;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P均由流动注射分析仪测定(Lachat Quik-Chem8000, Lachat Instrument, Milwaukee, USA);pH值采用WTW inolab level2在线监测;污泥浓度(mixed liquid suspended, MLSS)采用滤纸称重法测定(国家环保局, 1997);聚羟基脂肪酸(polyhydroxyalkanoate, PHA)采用Agilent DB-1型气象色谱柱,按照Oehmen等<sup>[11]</sup>改良后的方法测定。

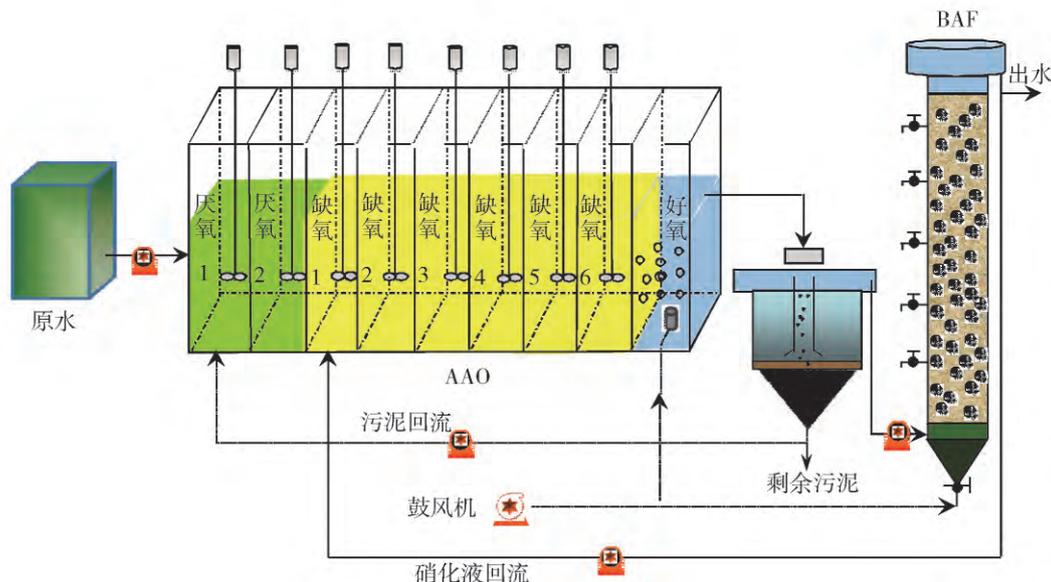


图1 A²O-BAF 工艺流程

Fig. 1 Schematic diagram of A²O-BAF process

表1 A²O-BAF 工艺运行参数

Table 1 Operational parameters of A²O-BAF

参数	数值	参数	数值
A²O-HRT/h	7.5	A²O-Q <sub>in</sub> /(L·h <sup>-1</sup> )	4
BAF-HRT/h	3.5	BAF-Q <sub>in</sub> /(L·h <sup>-1</sup> )	12
A²O-SRT/d	15	Q <sub>r</sub> /(L·h <sup>-1</sup> )	4
A²O-MLSS/(mg·L <sup>-1</sup> )	2 500	Q <sub>R</sub> /(L·h <sup>-1</sup> )	12
A²O-DO/(L·h <sup>-1</sup> )	40	r	1
BAF-DO/(L·h <sup>-1</sup> )	80	R	3
T/°C	22	V <sub>厌</sub> :V <sub>缺</sub> :V <sub>好</sub>	2:6:1

注: HRT—水力停留时间(hydraulic retention time); SRT—污泥龄(sludge retention time); Q<sub>in</sub>—进水流量; Q<sub>r</sub>—污泥回流量; r—污泥回流比; Q<sub>R</sub>—硝化液回流量; R—硝化液回流比; V<sub>厌</sub>:V<sub>缺</sub>:V<sub>好</sub>—厌氧/缺氧/好氧体积比.

表2 实际生活污水水质

Table 2 Characteristics of actual domestic wastewater

参数	$\rho(\text{COD}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_4^+ \text{-N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{PO}_4^{3-} \text{-P}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{C}) / \rho(\text{N})$	$\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$
范围	130 ~ 240	43.2 ~ 57.8	4.9 ~ 5.8		
均值	170	51.3	5.1	3.3	33.3

1.3 试验方法

1.3.1 进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  试验

试验过程中,将  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  作为独立变量,通过向原生活污水中投加无水乙酸钠,改变进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$ . 试验共分为4个阶段:阶段1维持

进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  为 25 ~ 34; 阶段2维持进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  为 39 ~ 49; 阶段3维持进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  为 52 ~ 59; 阶段4维持进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  为 63 ~ 71,每个阶段系统运行 30 d,确定最佳进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$ .

### 1.3.2 碳源投加方式试验

取稳定运行的 A<sup>2</sup>O-BAF 工艺好氧活性污泥 2 L, 用清水对其反复冲洗, 压缩至 1.5 L, 平均分成 3 份, 置于 1.5 L 间歇小试装置中, 如图 2 所示, 将等量无水乙酸钠分别加入装有 1 L 稀释后(释磷 3 倍)生活污水的烧杯中, 然后分 3 种进水方式厌氧搅拌, 控制厌氧初始 pH 值为 7.20, 厌氧反应 3 h 后, 保证可利用外碳源基本降解完全, 3 个反应器中分别同时加入等量的硝态氮, 进行缺氧搅拌, 缺氧反应 3 h 结束. 试验期间隔一段时间取水样检测 COD、N、P 质量浓度, 以分析碳源投加方式对厌氧释磷及反硝化除磷的影响, 试验方案如表 3 所示.

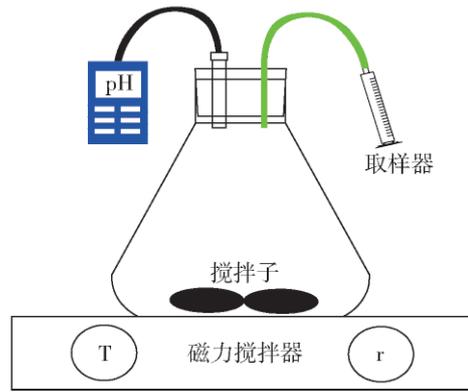


图 2 小试装置

Fig. 2 Schematic diagram of experimental equipment

表 3 碳源投加方式试验方案设计

Table 3 Project design of adding methods of carbon sources experiment

碳源投加方式	厌氧初始 $\rho(\text{COD}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	厌氧进水流量	MLSS / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	缺氧初始 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
1 次投加	153.9	厌氧开始 1 次加入 1 L	3 145	22.96
3 次投加	151.5	厌氧阶段分 3 次加入 1/3 L	3 136	22.97
连续投加	150.4	厌氧前 2 h 连续加入 0.5 L/h	3 129	22.84

## 2 试验结果分析

### 2.1 $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$ 对 COD 去除的影响

由图 3 知, 当  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P}) < 34$  时, 此时 A<sup>2</sup>O-BAF 系统对 COD 的去除率不高, 均低于 80%, 相比于王晓莲等<sup>[3]</sup> 研究进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  试验, 本试验结果进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  偏高, 且去除率偏低, 分析原因是: 其试验用水采用配水, 直接添加易降解有机物作为碳源, 本试验采用实际生活污水, 而生活污水本身含有一部分难降解有机物, 微生物在短时间内不能将其吸收利用, 所以导致了 COD 的去除率偏低. 当进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P}) > 34$  时, 发现随着  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  的升高, 系统对 COD 的去除率增加, 当  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P}) = 57$  时, COD 去除率达到 90% 以上. 然而随着  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  的进一步升高, 当  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P}) = 63$  时, COD 去除率有所下降, 原因是投加外碳源量过多, 可利用有机物在系统反应结束时仍有剩余. COD 经过厌氧段都有大幅度降低, 降解的 COD 大部分为聚磷菌吸收利用, 转化为 PHA 储存于体内, 为后续缺氧段反硝化吸磷提供电子受体. 从缺氧段至 BAF 至出水, COD 变化幅度较小, 降解的 COD 主要用于微生物的细胞生长和少量反硝化消耗, 有时 COD 会出现较小幅度的上升, 原因是有部分老化脱落的生物膜和死亡微生物细胞壁等残留的难降解物质又重新释放

到泥水混合液中, 导致系统中 COD 有时反而增加.

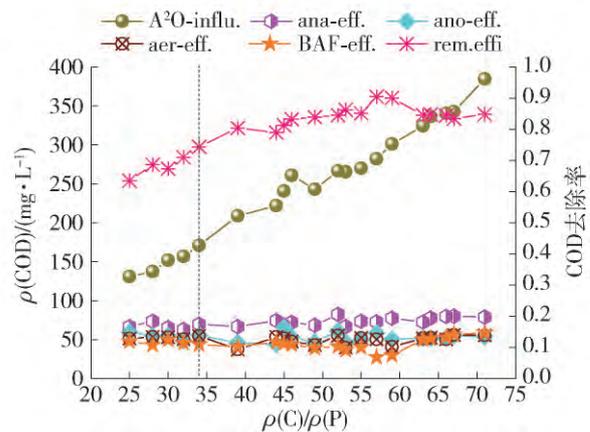


图 3 不同  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  下 COD 的变化

Fig. 3 Variation of COD with different  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  ratios

### 2.2 $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$ 对 P 去除的影响

由图 4 可知, 厌氧释磷量随进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  的增加而增加, 说明进水中可利用有机物越充足, 可供 PAO<sub>s</sub> 利用的小分子有机物越多, PAO<sub>s</sub> 通过水解聚合磷将更多的磷酸盐释放到溶液中, 从而增加厌氧区磷酸盐释放量. 当  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  在 45 ~ 59 变化时, 磷的去除率始终稳定维持在 90% 左右, 系统出水  $\rho(\text{P})$  均低于 0.5 mg/L, 表明当进水  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  达 45 时, 系统出水即可满足排放标准. 张华等<sup>[12]</sup> 采用模拟生活污水研究  $\rho(\text{C}) / \rho(\text{P})$  比试验中, 发现当进水

COD 为 250 mg/L 时,系统释磷量只有 16 mg/L,而本系统采用实际生活污水在相应的 COD 质量浓度下,厌氧释磷量已达到 30 mg/L 左右. 当  $\rho(C)/\rho(P)$  在 25~34 变化时,厌氧释磷量很低,且在缺氧段及好氧段均出现磷酸盐累积现象,导致系统出水  $\rho(P)$  高于进水  $\rho(P)$ ,分析原因是:由于  $\rho(C)/\rho(P)$  过低,可供 PAO<sub>s</sub> 利用的小分子易降解有机物过少,从而使得厌氧释磷储存体内的 PHA 很少,在后续缺氧及好氧段无法提供足够的电子供体过量吸磷,长期运行出现磷酸盐的累积现象. 当进水  $\rho(C)/\rho(P)$  高于 59 时,磷的去除率随着  $\rho(C)/\rho(P)$  的增加反而呈现下降趋势,出水  $\rho(P)$  不达标,均高于 0.5 mg/L,原因是随着进水  $\rho(C)/\rho(P)$  的增加,厌氧释磷量增加,而回流到缺氧段的硝态氮保持不变,硝态氮作为电子受体反硝化吸磷完全后,反应器中还有一部分磷剩余,且此时形成厌氧环境,容易发生二次释磷现象,造成出水  $\rho(P)$  升高.

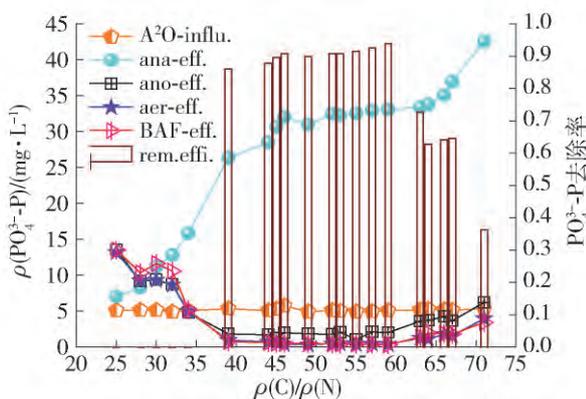


图4 不同  $\rho(C)/\rho(P)$  下 P 的变化

Fig. 4 Variation of P with different  $\rho(C)/\rho(P)$  ratios

当  $\rho(C)/\rho(P)$  维持在 57 时,磷的去除率最高,达 92.5%,约 93% 的磷在缺氧区经反硝化吸磷作用去除,约 5% 的磷经过最后好氧格的好氧吸磷作用去除. 归其原因,PAO<sub>s</sub> 经厌氧释磷吸收有机物储存大量内碳源 PHA,进入缺氧区后,反硝化聚磷菌 (denitrifying phosphorus-accumulating organisms, DPAOs) 以回流的硝态氮为电子受体,氧化分解体内储存的 PHA 提供能量,过量吸收水中磷酸盐,磷污染物得以去除,同时 DPAOs 得到增殖;而后进入好氧区,由于大部分 PHA 在缺氧区被氧化分解,相应的好氧区磷的去除量随之减少,所以,厌氧释磷体内储存 PHA 的多少决定着缺/好氧吸磷作用的好坏,PHA 的储存量取决于 PAOs 可利用有机物的多少<sup>[13-14]</sup>  $\rho(C)/\rho(P)$  则将成为 PAOs 释磷及吸磷的

制约因素,决定着 PAOs 与 GAOs 所占优势程度,前者是生物除磷的主导微生物菌群而后者则对于除磷无作用.

### 2.3 $\rho(C)/\rho(P)$ 对 N 去除的影响

由图 5 可以发现,当  $\rho(C)/\rho(P)$  在 28~34 变化时,随  $\rho(C)/\rho(P)$  的升高, TN 去除率升高,但厌氧区及缺氧区出水均出现不同程度的硝态氮累积现象,原因是当进水可利用有机物不足时,PAO<sub>s</sub> 无法储存大量 PHA,导致缺氧段电子供体缺乏,回流的硝态氮不能完全被反硝化,剩余的硝态氮经好氧区流至二沉池通过污泥回流到厌氧区,影响厌氧释磷,继而影响系统对氮的去除效果. 当  $\rho(C)/\rho(P)$  高于 39 时,试验范围内,不论  $\rho(C)/\rho(P)$  怎样变化, TN 去除率始终稳定在 75%~80%,出水 TN < 15 mg/L,满足排放标准.

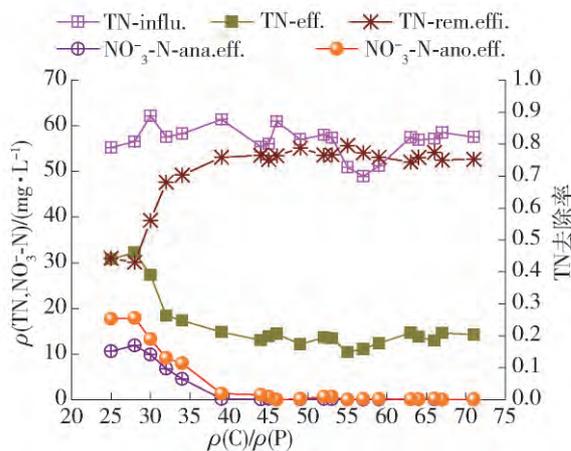


图5 不同  $\rho(C)/\rho(P)$  下 TN 和  $\text{NO}_3^- -\text{N}$  的变化

Fig. 5 Variation of TN and  $\text{NO}_3^- -\text{N}$  with different  $\rho(C)/\rho(P)$  ratios

### 2.4 不同投加方式对 COD 的去除影响

PAO<sub>s</sub> 对有机底物的利用情况直接影响厌氧释磷及缺氧吸磷脱氮效果,考察碳源的有效利用方式,对提高系统污染物去除效率及降低运行成本具有重要的意义.

从图 6 的 COD 变化曲线可以看出,3 种碳源投加方式在厌氧段对 COD 的利用率不同,即 PAOs 在厌氧释磷阶段储存的内碳源 PHA 存在差别. 1 次投加碳源时, COD 在厌氧前 30 min 内有大幅下降,原因是泥水混合后,存在稀释、部分 COD 被微生物吸附作用,易生物降解有机物浓度较高,微生物快速吸收利用转化,但此时 COD 并没有完全被消耗. 而在随后的厌氧阶段, COD 变化很小,说明此阶段主要利用了微生物自身吸附剩余的有机物,对原水中

的有机物利用率较低. 3次投加碳源时, COD在每次投加碳源后都有小幅上升, 在随后的厌氧30 min内得到利用. 厌氧结束后 COD的剩余量较一次投加时低. 在厌氧前2 h连续投加碳源的过程中, COD呈一直上升趋势, 即厌氧段 PAOs 可利用的有机物含量一直增加, 在厌氧最后1 h内 COD快速下降, 最后 COD的剩余量低于3次投加时. 这样不仅提高了 COD的可利用性, 且促进了 PAOs 的充分释磷, 增加内碳源的储存量. 试验结果表明: 在厌氧释磷过程中, 碳源的供给越缓慢越有利于提高碳源的有效利用时间及利用效率.

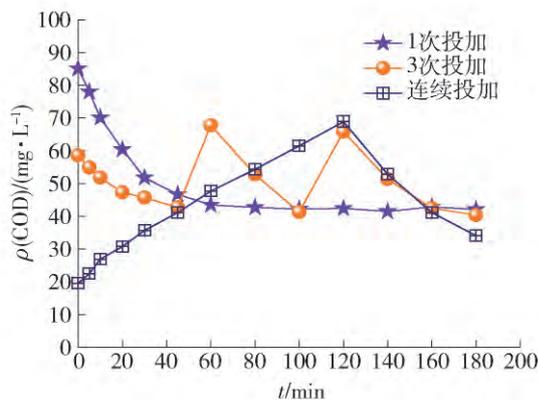


图6 不同投加方式下 COD 的变化

Fig. 6 Variation of COD under different carbon source adding ways

## 2.5 不同投加方式对 N、P 的去除影响

由图7可知, 在厌氧结束后, 3种不同的投加方式所表现出的总释磷量不等, 连续投加时总释磷量最大, 达23.75 mg/L. 通过计算发现, 1次投加时厌氧前60 min的净释磷速率维持在0.278 mg/(L·min), 净释磷量占总净释磷量的83.5%, 而在60~120 min及120~180 min内, 净释磷速率分别降低至0.030、0.025 mg/(L·min), 净释磷量分别占总净释磷量的9.1%、7.4%. 图7中1次投加时的磷酸盐变化曲线表现为先急剧上升后缓慢上升的趋势. 3次投加和连续投加时3个时间段内的释磷量相比1次投加时较为均等, 且释磷速率都有所提升, 连续投加时表现为最大释磷速率及最大净释磷量.

分析产生上述现象的原因为: 1次投加后, 有机底物丰富充足, 在0~60 min内, 聚磷菌快速吸收易降解有机物, 大量释放磷酸盐于水中, 在随后的厌氧时间内, 聚磷菌继续利用开始时吸附在体内的有机物, 放弃难降解有机物的吸收利用, 减少对原水 COD 的利用, 所以在60~180 min内, 释磷量有所增

加但 COD 却没有明显降低. 3次投加和连续投加时, 开始时有有机物质量浓度较低, PAOs 为了生长可以过量吸收原水中的底物, 将其分解利用, 提高厌氧段挥发性脂肪酸(volatile fatty acids, VFA)的质量浓度, 促进磷酸盐的释放. 连续投加相比3次投加, 更进一步延长了碳源有效利用时间, 提高碳源的可利用性, 更加优化释磷特性, 获得最大的释磷量及释磷速率.

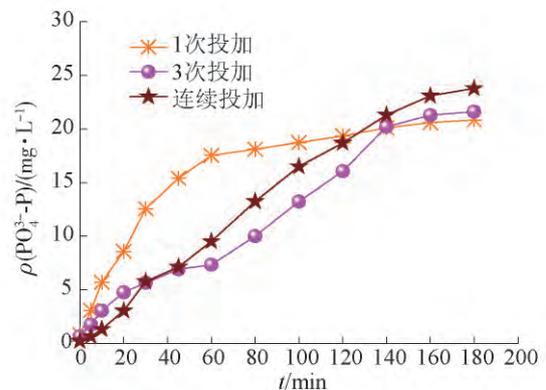


图7 不同投加方式下厌氧段磷的变化

Fig. 7 Variation of P in anaerobic under different carbon source adding ways

图8表示不同投加方式下缺氧段磷与硝态氮的变化, 表4为不同投加方式下的脱氮量、聚磷量及其比值和PHA的生成量. 从表4中发现, 脱氮量与聚磷量之间的比值并不随投加方式的改变而有大的变化, 保持在1.13~1.15浮动, 主要与反应器运行时期的污泥特性有关.

从图8(a)和表4中可以看出, 1次投加、3次投加、连续投加时的反硝化聚磷量依次为15.34、17.79、20.20 mg/L, 反硝化聚磷速率依次为0.085、0.099、0.135 mg/(L·min), 1次投加时最小, 连续投加时最大.

从图8(b)、表4中发现, 1次投加、3次投加、连续投加时的反硝化脱氮量分别为17.46、20.53、22.40 mg/L, 反硝化脱氮速率分别为0.097、0.114、0.152 mg/(L·min), 亦是1次投加时最小, 连续投加时最大.

分析原因为: 由表4知, 连续投加获得的PHA生成量最高, 1次投加时最低, 而缺氧段DPAOs氧化分解厌氧段储存的内碳源PHA为缺氧反硝化除磷脱氮提供电子供体, 过量吸收水中磷酸盐, 同时反硝化. 由于在试验过程中, 反应器内的硝态氮和磷质量浓度都远高于饱和浓度(ASM2d中 $K_p = 0.2$  mg/L), 试验污泥取自同一系统污泥, 所以缺氧吸磷

过程不受胞内聚磷质量浓度限制,且缺氧条件下检测到反应器中 DO 几乎为零,依据 ASM2d 活性污泥模型中的缺氧反硝化吸磷动力学方程<sup>[15]</sup>,得出 PHA

含量与反应速率呈正相关,即 PHA 含量越高,反应速率越快,与试验结论相符。

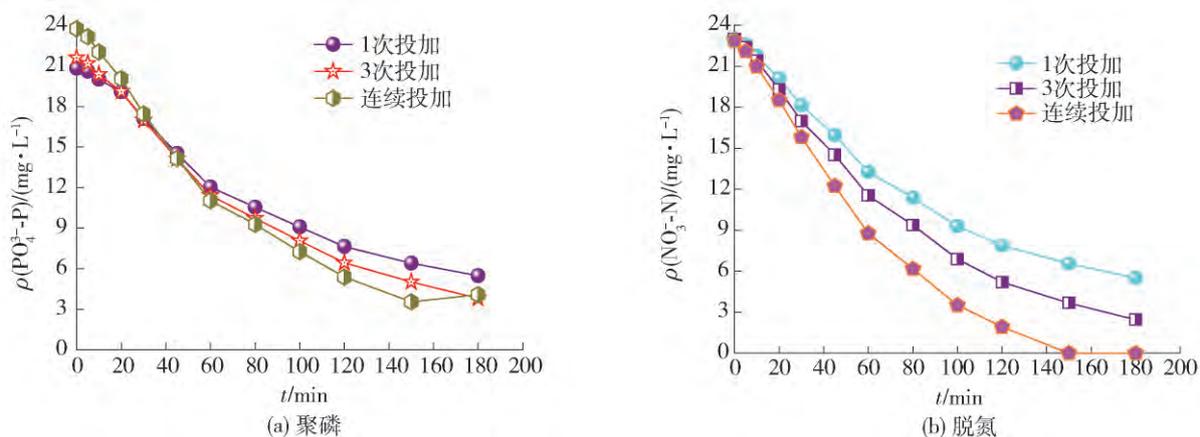


图8 不同投加方式下缺氧段磷和硝态氮的变化

Fig. 8 Variation of P and  $\text{NO}_3^-$ -N in anoxic under different carbon source adding ways

表4 不同投加方式下的反硝化聚磷脱氮效果及 PHA 生成量

Table 4 Efficiency of denitrifying phosphorus and nitrate nitrogen removal and the production of PHA under different carbon source adding ways

碳源投加方式	聚磷量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	脱氮量/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	脱氮量/聚磷量	PHA 生成量( $\text{mgPHA}/\text{gMLSS}$ )
1次投加	15.34	17.46	1.14	17.4
3次投加	17.79	20.53	1.15	20.3
连续投加	20.20	22.40	1.13	24.9

### 3 结论

1) 原生活污水中小分子易降解 COD 含量较低,不足以满足  $\text{A}^2\text{O}$ -BAF 系统同时脱氮除磷的需要,即当进水  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P}) \leq 34$  时,系统出现磷和硝态氮累积现象,处理性能恶化。

2) 通过投加无水乙酸钠,提高进水  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P})$ ,当  $45 \leq \rho(\text{C})/\rho(\text{P}) \leq 59$  时,P 和 TN 的去除率分别稳定在 90% 和 76% 左右,出水  $\rho(\text{P})$  低于  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\rho(\text{TN})$  小于  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,在  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P}) = 57$  时,系统对氮和磷处理效果最佳。结果表明,在进水  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P})$  高于 45 时, $\text{A}^2\text{O}$ -BAF 系统即可实现稳定高效的出水水质,满足城市污水排放标准。

3) 当  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P}) \geq 63$  时,磷的去除率随  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P})$  的增加呈下降趋势,TN 去除率不受影响,表明投加碳源不宜过量,保持适宜的  $\rho(\text{C})/\rho(\text{P})$  才能获得理想的脱氮除磷效果。

4) 1次投加、3次投加和连续投加3种不同的碳源投加方式表现出不同的厌氧释磷量、PHA 生成

量和缺氧反硝化除磷脱氮速率。结果表明:连续投加方式延长了碳源有效利用时间,提高了碳源的可利用性,获得最大的厌氧释磷量及 PHA 生成量,从而提高了缺氧反硝化除磷脱氮速率。

### 参考文献:

- [1] DUBBER D, GRAY N F. The effect of anoxia and anaerobia on ciliate community in biological nutrient removal systems using laboratory scale sequencing batch reactors (SBRs) [J]. Water Research, 2011, 45(6): 2213-2226.
- [2] ANDREW J S, DAVID J. Enhanced biological phosphorus removal from wastewater by biomass with different phosphorus contents, part I: experimental results and comparison with metabolic models [J]. Wat Environ Res, 2003, 75(6): 485-498.
- [3] 王晓莲,王淑莹,彭永臻. 进水 C/P 比对  $\text{A}^2\text{O}$  工艺性能的影响[J]. 化工学报, 2005, 56(9): 1765-1770. WANG X L, WANG S Y, PENG Y Z. Effects of feed water C/P ratio on performance of anaerobic-anoxic-oxic

- process [J]. *CIESC Journal*, 2005, 56(9): 1765-1770. (in Chinese)
- [4] JANSSEN P M J. Operating experiences on two full-scale plants, retrofitted for biological phosphorus removal [M] // HORAN N J, LOWE P, STENTIFORD E. *Nutrient Removal from Wastewaters*. Pennsylvania: Technomic Publishing Co Inc, 1994: 305-310.
- [5] 唐旭光,王淑莹,彭永臻,等. 不同进水方式对于 EPBR 系统厌氧释磷的影响[J]. *环境工程*, 2008, 26: 36-40.  
TANG X G, WANG S Y, PENG Y Z, et al. Effect of different modes on anaerobic phosphorus release in EBPR [J]. *Environment Engineering*, 2008, 26: 36-40. (in Chinese)
- [6] KUBA T, VAN L M C M, HEIJNEN J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system [J]. *Water Res*, 1996, 30(7): 1702-1710.
- [7] 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(1/2/3): 534-544.
- [8] CARVALHO G, LEMOS P C, OEHMEN A, et al. Denitrifying phosphorus removal: linking the process performance with the microbial community structure [J]. *Water Res*, 2007, 41(19): 4383-4396.
- [9] 彭永臻,王建华,陈永志. A<sup>2</sup>O-BAF 联合工艺处理低碳氮比生活污水[J]. *北京工业大学学报*, 2012, 38(4): 590-595.  
PENG Y Z, WANG J H, CHEN Y Z. Treating low carbon and nitrogen ratio sewage with an A<sup>2</sup>O-BAF system [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2012, 38(4): 590-595. (in Chinese)
- [10] ZHANG W T, PENG Y Z, REN N Q, et al. Improvement of nutrient removal by optimizing the volume ratio of anoxic to aerobic zone in AAO-BAF system [J]. *Chemosphere*, 2013, 93(11): 2859-2863.
- [11] OEHMEN A, KELLER L B, ZENG R J, et al. Optimisation of poly- $\beta$ -hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal systems [J]. *Journal of Chromatography A*, 2005, 1070(1): 131-136.
- [12] 张华,黄健,唐玉朝,等. 有机基质对反硝化除磷效果的影响[J]. *环境科学与技术*, 2012, 35(2): 127-131.  
ZHANG H, HUANG J, TANG Y C, et al. Effect of organic matrix on denitrification phosphorus removal [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 35(2): 127-131. (in Chinese)
- [13] KUBA T, VAN L M C M, HEIJNEN J J. Biological dephosphatation by activated sludge under denitrifying conditions: pH influence and occurrence of denitrifying dephosphatation in a full-scale wastewater treatment plant [J]. *Wat Sci Tech*, 1997, 36(12): 75-82.
- [14] SMOLDERS G J F, VAN D M J, VAN L M C M, et al. Stoichiometric model of the aerobic metabolism of the biological phosphorus removal process [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1994, 44(7): 837-848.
- [15] HENZE M, GUJER W, MINO T, et al. Activated sludge model no. 2d, ASM2d [J]. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(1): 165-182.

(责任编辑 杨开英)