

停留时间对 ABR 污泥水解酸化系统影响研究

李 军¹, 张 帅¹, 甘一萍², 周 军², 焦 阳¹, 王朝朝¹, 孔 倩¹

(1. 北京工业大学 建筑工程学院 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124;

2. 北京城市排水集团有限公司, 北京 100176)

摘 要: 以城市污水处理厂初沉污泥为研究对象, 采用折流板反应器研究利用初沉污泥水解酸化产生碳源的可行性及其工艺特性. 在温度为 30 ℃, 水力停留时间为 24 h, 污泥停留时间为 3 d 的条件下, 经过 30 d 的试验运行, 系统具备稳定产酸效果. 酸化液的 $\rho(\text{SCOD})$ 和 $\rho(\text{VFAs})$ 极值分别达到 1 182 mg/L 和 602.8 mg/L. 试验表明, 停留时间对系统酸化液碳源积累有重要影响, 同等条件下增大水力停留时间可增加碳源的积累; 而 HRT 大于 32 h 后, 碳源数量增速减缓. 固体停留时间在 5 d 时效果最佳, $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 分别可达 1 498 mg/L 和 895.3 mg/L; SRT 增大到 7 d 时, 产酸效果下降.

关键词: 初沉污泥; 碳源; 碱度; 折流板反应器

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2011)12-1856-06

污水处理厂的主要处理对象包括有机物、悬浮固体和氮、磷营养物质. 随着我国《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002) 的颁布实施, 对城镇污水处理厂的氮磷排放提出了更高的要求, 脱氮除磷成为城市污水处理的重要任务之一. 反硝化菌和聚磷菌均为异养菌, 传统生物脱氮除磷理论认为反硝化菌与聚磷菌之间存在碳源竞争的问题. 碳源受限型废水本身所能提供的碳源不能满足同步高效脱氮除磷的要求. 解决碳源受限型废水碳源不足问题的研究已经迫在眉睫. 当前碳源不足问题主要通过投加外部碳源或开发新型工艺等途径解决. 直接投加碳源投资运行成本高; 而新型工艺受各种条件限制, 仍需深入研究. 当前利用污水厂内部产物开发碳源的研究已成为热点. 通过城市污泥进行水解酸化开发生物脱氮除磷所需碳源可解决碳源不足的问题, 同时实现污泥一定程度的稳定化和资源化^[1-3]. 剩余污泥中含有大量聚磷菌在好氧段吸收的磷酸盐, 若对剩余污泥进行水解酸化, 会导致聚磷菌对磷的再次释放; 而初沉污泥中富含脂肪酸, 有机质含量在 60% 以上, 是理想的资源化对象, 且较剩余污泥而言, 没有严重的氮磷释放问题.

本文以城市污水处理厂初沉污泥为研究对象, 采用折流板反应器水解酸化初沉污泥产生碳源工艺, 研究利用初沉污泥开发碳源的可行性及停留时间等工艺特性的影响. 折流板反应器是一种由多格室组成的连续结构, 近似多 UASB 串联而成的推流式反应器, 兼具上流式活性污泥床与推流式反应器优点, 传质效率高, 同等底物转化率下所需容积较 CSTR 反应器小, 且无需搅拌. 反应器导流板及折流板处采用 45° 倒角设计, 且污泥经导流板下行流速增加, 经试验验证, 可有效地缓解因长期运行导致死角处产生淤泥问题. 利用初沉污泥中的有机内碳源, 将有效解决城市污水存在的碳源不足的问题, 同时实现初沉污泥资源化及减量化.

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

本试验采用折流板反应器作为污泥发酵单元. 反应器材质为有机玻璃. 发酵反应器有效容积为 30 L,

收稿日期: 2009-11-30.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50678008); 北京市教委资助项目(KM200510005006); 北京市属市管高校人才强教计划资助项目(PHRIHLB).

作者简介: 李 军(1964—), 男, 山东淄博人, 教授, 博士生导师.

共分 4 隔室, 每隔室由下流室和上流室组成, 容积比为 1:4. 通往下流室底部设 45° 折流挡板, 各隔室出水挡板依次降低 10 mm. 反应器出口处设置弹性滤料, 以拦截生物固体, 防止污泥流失. 反应器外围设水浴, 采用自动温控设备控制试验温度为 30°C . 污泥取自某大型城市污水处理厂初沉池, 采用连续进泥的方式进行试验. 试验装置如图 1 所示.

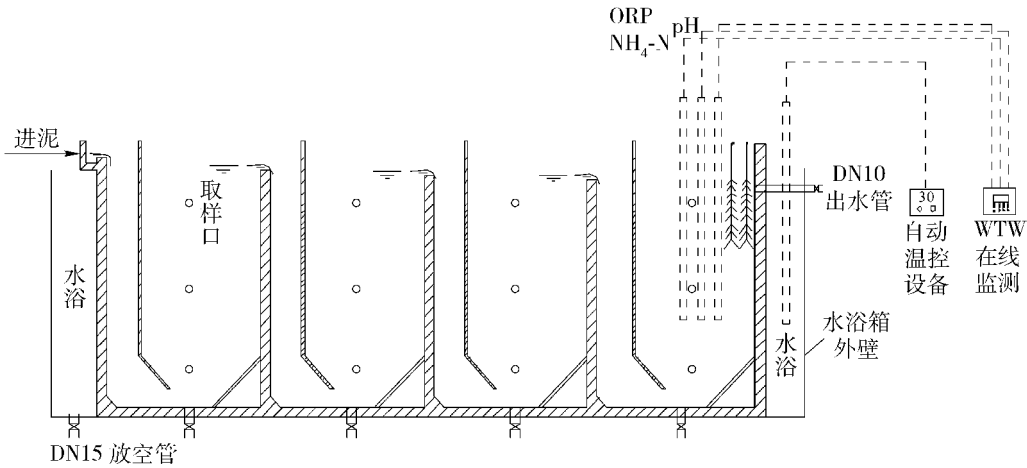


图 1 折流板污泥发酵单元

Fig. 1 ABR primary sludge ferment unit

1.2 污泥的接种与驯化

本试验接种某污水处理厂厌氧消化池消化污泥, 采用连续进泥培养的方式, 通过运行参数控制, 有效实现产甲烷菌和发酵产酸菌的分离, 并使发酵产酸菌成为系统的优势菌种, 从而实现污泥水解酸化工艺的启动与运行. 由于是基于水解酸化为目的的厌氧活性污泥系统, 氧化还原电位控制在 $-100 \sim -300 \text{ mV}$ 即可满足产酸菌的生理需求, 而以产甲烷为目的的厌氧系统须严格控制在 -300 mV 以下以满足产甲烷菌的要求, 微量氧的存在可有效抑制产甲烷菌的生长, 而对发酵产酸菌的影响不大^[4]. 在试验过程中, 反应器各格室的 $V(\text{ORP})$ 值均处在 $-200 \sim -230 \text{ mV}$, 因此反应器内的厌氧环境是适宜的.

1.3 污泥参数

试验初沉污泥取自北京某污水处理厂初沉池, 用 $1 \text{ mm} \times 1 \text{ mm}$ 的滤网过滤, 去除初沉污泥中粒径较大的颗粒物, 存于储泥罐中, 采用蠕动泵连续进泥的方式进行试验. 经测定, 初沉污泥的 pH 值为 $6.8 \sim 7.5$, $\rho(\text{SCODcr})$ 为 $300 \sim 350 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{VFAs})$ (乙酸计) 为 $100 \sim 150 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{TOC})$ 为 $57 \sim 92 \text{ mg/L}$, CaCO_3 碱度为 $475 \sim 590 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{TCODcr})$ 为 $21.3 \sim 25.0 \text{ g/L}$, $\rho(\text{SP})$ 为 $7.45 \sim 8.59 \text{ mg/L}$, $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ 为 $84.9 \sim 95.6 \text{ mg/L}$, 进泥的含水率为 $92\% \sim 97\%$, 固体颗粒密度为 $1.3 \sim 1.5 \text{ g/cm}^3$.

1.4 分析项目及方法

本试验在高碑店污水处理厂现场进行, 定期取水解酸化工艺的进泥及水解酸化产物上清液进行相关指标测定. 主要指标检测方法按照国家环保总局编制的《水和废水监测分析方法(第 4 版)》进行操作, 其中 TCOD 、 SCOD : 分光光度法; TOC : TOC 分析仪; 碱度: 酸碱滴定法; VFAs : 气相色谱法和 5 点 pH 法^[5]; MLSS 、 MLVSS : 烘干称重法; pH : 玻璃电极法.

按形态 COD 可以分为颗粒态、胶体态和溶解态 COD (用 SCOD 表示). 开发碳源的系列研究试验中, SCOD 能更准确地表述碳源的数量. 测定 SCOD 需通过物化方法去除颗粒态和胶体态 COD . 一般认为 SCOD 是通过 $0.45 \mu\text{m}$ 微滤膜的 COD . 去除水样中胶体态 COD 采用硫酸锌混凝过滤法, 研究表明, 絮体对 SCOD 吸附量很小^[6]. 进行预处理, 步骤如下: 在 5000 r/min 下离心 10 min 后取上清液并置于烧杯中,

取约 100 mL 待测水样加入 1 mL 的 100 g/L 硫酸锌溶液,快速搅拌并用 NaOH 调节 pH 值至 10.5,静沉分离;取上清液过滤,滤液再用 0.45 μm 聚醚砜滤膜过滤,滤后水样的 COD 即为 SCOD.

2 结果与分析

2.1 反应器的启动

SCOD、VFAs 都是衡量水解酸化程度的重要指标.以碳源开发为目的水解酸化系统,主要目标是实现 VFAs 的积累^[7-8].污泥厌氧发酵中水解是指在有机物进入细胞前微生物分泌水解酶,将非溶解性有机物转化为溶解性单体或二聚体的胞外生化反应过程.酸化是溶解性有机物被微生物代谢转化为以挥发性脂肪酸为主的各种有机酸的过程.污泥发酵开发碳源试验通过控制温度为 30 $^{\circ}\text{C}$,容积负荷为 24 $\text{kgCOD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,水力停留时间(HRT)为 24 h,污泥停留时间(SRT)为 3 d 的条件下,采用蠕动泵连续进泥的方式,研究污泥发酵系统的启动和运行过程.试验过程中,系统酸化液 SCOD 和 VFAs 的历时变化趋势如图 2 所示.

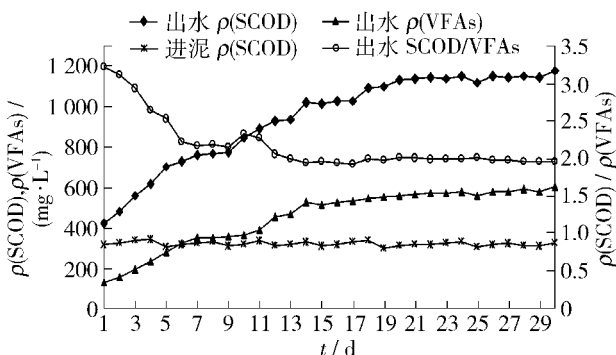


图2 $\rho(\text{SCOD})$ 和 $\rho(\text{VFAs})$ 的积累

Fig. 2 Change trend of SCOD and VFAs

随着试验运行历时的增加,酸化液的 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFAs})$ 值不断增大,并呈现相关的变化趋势.

整个试验运行过程中,酸化液 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFAs})$ 最大值分别达到 1182 mg/L 和 602.8 mg/L. 试验表明,污泥发酵系统可成功将消化过程控制在水解酸化阶段,实现产酸效应的强化和产甲烷效应弱化,系统具备稳定的产酸效果,成功实现反应器的启动.

厌氧过程中系统的碱度主要起缓冲剂作用,碱度的存在能有效地缓冲反应体系 pH 值的下降,影响水解的速率、水解酸化的产物以及污泥的形态和结构,当 pH 值低于厌氧活性污泥耐受下限时,微生物的活性就会受到抑制.随着试验运行历时增加,污泥释放碳酸氢铵使系统的碳酸盐碱度不断增加,稳定时碱度值在 850 mg/L 左右,反应器中形成较强缓冲能力,使得 pH 值在整个运行过程变化不大,变化范围在 6.8 ~ 7.2,有利于水解酸化过程的稳定^[9-11].

随着污泥水解酸化系统不断成熟,污泥中吸附的氨氮的释放及氨基酸、蛋白质脱氨基作用使系统酸化液氨氮值逐渐升高,氨氮释放量在 40 ~ 70 mg/L. 同时,固态磷盐也以溶解性磷的形式释放,SP 的释放量在 5 ~ 7 mg/L. 酸化液氨氮及溶解性磷的质量浓度平均值分别为 154.3、13.75 mg/L. 而采用剩余污泥水解酸化的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、SP 释放量可分别达到 200、100 mg/L,酸化液氮磷质量浓度值可达 250、150 mg/L^[12]. 开发碳源是为了提供生物脱氮除磷所需的碳源,其与释放氮磷是一对矛盾.通过后续系统运行参数的优化,可提高酸化液的 $\rho(\text{SCOD})$,而氮磷的释放量有限.系统开发的净剩余碳源能否满足 BNR 工艺脱氮除磷要求有待后续研究.

2.2 不同 HRT 条件下碳源的积累

HRT 是水解酸化系统的重要控制参数,直接影响反应器的容积负荷及有机负荷.秦智等^[13]认为 HRT 对反应环境和微生物群落代谢特性、生物量及其活性有显著影响.随着 HRT 的延长,溶出 COD 的质量浓度也越高,亦即水解酸化效率越高.针对水解酸化开发碳源工艺特点,研究了温度为 30 $^{\circ}\text{C}$ 、SRT 为 3 d 时,不同 HRT 工况下系统碳源积累情况,如图 3 所示.

从图 3 可以看出,随着反应历时增加,系统酸化产物 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFAs})$ 、 $\rho(\text{ALK})$ 均呈增大趋势,并有类似的变化规律.系统从开始到 30 d 运行过程中,控制 HRT 为 24 h. 前 5 d 反应器酸化产物中碳源快速增加,污泥中大分子不溶性有机物先在水解细菌的作用下水解成小分子的水溶性的有机物,然后产酸细

菌将溶解性有机物转化为以挥发性脂肪酸为主的各种有机酸。第 6 天到第 9 天,系统处于调整状态, $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 增速减缓。试验运行到 14 d,系统出水上清液 $\rho(\text{SCOD})$ 达到 1 022 mg/L, $\rho(\text{VFAs})$ 达到 523.7 mg/L,二者逐渐稳定并分别达到 1 182 mg/L 和 602.8 mg/L。从 31 d 开始到 50 d,调整 HRT 为 28 h。31 d 到 40 d,酸化液 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 缓慢增加,之后增速加快,并分别稳定在 1 280 mg/L 和 700 mg/L 左右。第 51 天开始到 70 天,控制 HRT 为 32 h。此时,系统酸化产物中 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 出现较大波动。表明此工况下系统受到抑制,这是由于进入系统的有机物含量快速下降所致。经过大约 5 d 的调整,系统内微生物适应环境变化,生理代谢恢复正常,酸化液碳源含量迅速增加,在第 60 天时逐步趋于稳定。第 71 天到 90 天,系统 HRT 增加到 36 h。在此区间内,酸化产物 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 有波动,但总体仍缓慢增加,最终 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 分别可达 1 395 mg/L 和 783.7 mg/L,此时系统内微生物相对稳定,对 HRT 的变化不敏感。试验结果表明,随着 HRT 增大,酸化产物中碳源数量增多,当 HRT 增大到 28 h 后,碳源增速减缓,继续增大 HRT 意义不大。

在厌氧系统中总碱度主要包括碳酸氢盐碱度和 VFA 碱度^[4]。试验运行过程中,系统酸化液碱度随酸化液 VFAs 与 SCOD 的积累而逐渐增加。这是由于污泥水解酸化过程中水介质中弱酸盐水解及含氮有机物的生物脱氨基作用使得系统出水的碱度不断增加。碱度的存在能有效地缓冲反应体系 pH 值的下降,碱度的变化对厌氧系统的处理效果影响非常大。

2.3 生物固体平均停留时间对系统的影响

污泥停留时间常被称为生物固体平均停留时间,是水解产酸工艺的重要参数。产酸菌世代时间 10 ~ 30 min,而产甲烷菌的世代时间一般为 4 ~ 6 d,通过控制 SRT 可实现产酸菌和产甲烷菌的分离。研究表明^[5-14],随着 SRT 的增大,微生物的比增长速率逐渐接近于其比衰减速率;而当 SRT 小于最小固体停留时间即生物量流失点时,微生物无法在反应器内停留生长并增殖。任健等^[7]研究了 SRT 为 2 d 时水解酸化系统产酸情况,表明该工况下水解产酸菌和产甲烷的流失都很大,不利于产酸。根据酸化系统的特性,在反应器温度为 30 ℃、HRT 为 28 h、 $R=1$ 的条件下,研究了 SRT 为 3、5、7 d 时系统各参数的历时变化。每日测定水解酸化池和回流污泥的污泥质量浓度,通过定期排泥控制污泥停留时间,如图 4 所示。

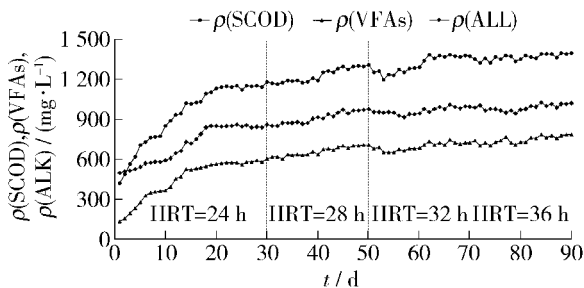


图 3 不同 HRT 时 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFAs})$ 、 $\rho(\text{ALK})$ 的历时变化

Fig. 3 Change of SCOD & VFAs and ALK under different HRTs

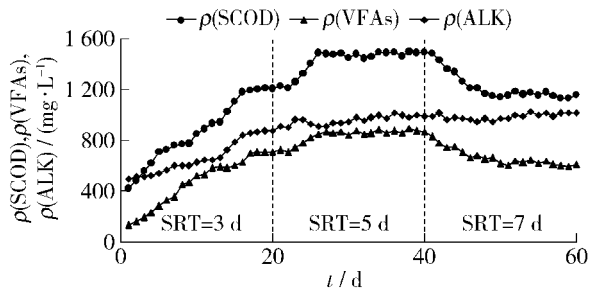


图 4 不同 SRT 时 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFAs})$ 、 $\rho(\text{ALK})$ 的历时变化

Fig. 4 Change of SCOD & VFAs and ALK under different SRTs

试验开始到第 20 天区间内,系统的 SRT 控制在 3 d。试验运行初期,酸化产物中碳源迅速积累,到第 16 天时增速减缓并趋于稳定, $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 极值分别达到 1 205 mg/L 和 708.2 mg/L。当 SRT 调整为 5 d 时,系统经过 2 d 的调整,酸化液中 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 均迅速增加,说明增大 SRT 有利于产酸菌富集生长,酸化产物出现更高的碳源积累水平, $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 极值可达 1 498 mg/L 和 895.3 mg/L。在此过程中, $\rho(\text{VFA})$ 的增速较 $\rho(\text{SCOD})$ 稍缓,说明该工况下产酸菌酸化活性稍有减弱。当 SRT 增加到 7 d 时,酸化产物中 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 含量急剧下降,反应器内微生物种群失衡,产甲烷细菌增多。经过 10 d 时间的调整,系统内微生物种群重新适应,产酸菌与产甲烷菌达到新的平衡,系统的产酸效果减弱。这是因为随着 SRT 的增大,产酸菌的比增长速率逐渐接近于其比衰减速率,所以酸化效应相应减弱。世代时间较短的产酸菌在较低的 SRT 下即可实现自身的生长富集,而世代时间较长的产甲烷菌必须在较长的 SRT 才能

实现自身的生长富集. 由此可见,通过控制 SRT 实现产酸菌和产甲烷菌的分离对以开发碳源为目的的水解酸化系统至关重要.

在整个试验过程中,酸化液碱度曲线始终呈上升趋势. 试验启动初期系统中的微生物数量迅速增多,微生物对含氮有机物不断释放及分解使碱度增加较快,随着系统的稳定系统碱度增速逐渐减缓. 当 SRT 增大到 7 d 时,系统酸化液沉污泥水解酸化液 $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 数量迅速下降,但碱度并没有降低. 碱度的存在为系统 pH 值变化提供缓冲作用,对系统内微生物种群重新平衡起到重要作用.

3 结论

1) 在温度为 30 ℃、容积负荷为 24 kgCOD/(m³·d)、水力停留时间为 24 h、污泥停留时间为 3 d 的条件下,ABR 初沉污泥水解酸化系统可成功实现 VFAs 的积累.

2) 同等条件下,增大 HRT 可增加碳源的积累;HRT 大于 32 h 后,碳源数量增速减缓.

3) 控制 SRT 实现产酸菌和产甲烷菌的分离对以开发碳源为目的的水解酸化系统至关重要. SRT 为 5 d 时效果最佳, $\rho(\text{SCOD})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 分别可达 1 498 mg/L 和 895.3 mg/L;SRT 增加到 7 d 时,产酸效果下降.

4) 试验得出折流折污泥碳源生产工艺最佳的推荐工艺条件是 HRT 为 28 h,SRT 为 5 d.

5) 还需进一步分析 VFAs 中乙酸、丙酸等主要的酸成分,为 ABR 储碳污泥开发碳源强化脱氮除磷机理后续研究提供依据.

参考文献:

- [1] KAMPAS P, PARSONS S A, PEARCE P, et al. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal [J]. Water Research, 2007(41): 1734-1742.
- [2] 李军, 任健, 王洪臣, 等. 初沉污泥水解酸化试验研究 [J]. 北京工业大学学报, 2008, 34(12): 1304-1308.
LI Jun, REN Jian, WANG Hong-chen, et al. Study on hydrolysis and acidification of primary sludge [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2008, 34(12): 1304-1308. (in Chinese)
- [3] 吕鑑, 赵永志, 王佳伟, 等. 初沉污泥水解酸化对 A²/O 工艺强化除磷影响 [J]. 北京工业大学学报, 2008, 34(9): 981-984.
LÜ Jian, ZHAO Yong-zhi, WANG Jia-wei, et al. Effects of primary sludge hydrolysis on enhanced biological phosphorous removal in A²/O process [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2008, 34(9): 981-984. (in Chinese)
- [4] 沈耀良, 王宝贞. 水解酸化工艺及其应用研究 [J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6): 35-38.
SHEN Yao-liang, WANG Bao-zhen. Hydrolysis-acidogenesis process and its application and study [J]. Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture, 1999, 32(6): 35-38. (in Chinese)
- [5] 许传珍, 孙春宝, 郝二成, 等. 5 点 pH 值滴定法测定 VFA 方法的研究 [J]. 市政技术, 2007, 25(1): 54-56.
XU Chuan-zhen, SUN Chun-bao, HAO Er-cheng, et al. Research of measuring VFA by titration of pH value in 5 points [J]. Municipal Engineering Technology, 2007, 25(1): 54-56. (in Chinese)
- [6] HU Z, CHANDRAN K, SMETS B F, et al. Evaluation of a rapid physical-chemical method for the determination of extant soluble COD [J]. Water Research, 2002, 36(3): 617-624.
- [7] BANERJEE A, ELEFSINIOTIS P, TUHTAR D. The effect of addition of potato-processing wastewater on the acidogenesis of primary sludge under varied hydraulic retention time and temperature [J]. Journal of Biotechnology, 1999, 72(3): 203-212.
- [8] HATZICONSTANTINOOU G J, YANNAKOPULOS P, ANDREADSKIS A. Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal [J]. Wat Sci Tech, 1996, 34(2): 417-423.
- [9] 任南琪, 马放, 等. 污染控制微生物学 [M]. 黑龙江: 哈尔滨工业大学出版社, 2002: 301.
- [10] ELEFSINIOTIS P, OLDMAN W K. The effect of operational parameters on the acid-phase anaerobic fermentation in the biological phosphorus removal process [J] //Proceedings of ASCE Natl Conf Environ Eng. Reno, Nov, 1991: 325-330.
- [11] ELEFSINIOTIS P, OLDMAN W K. Influence of pH on the acid-phase anaerobic digestion of primary sludge [J]. J Chem Tech Biotech, 1994, 60(1): 89-96.
- [12] CHEN Y, JIANG S, YUAN H, et al. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs [J]. Water

Research, 2007(41) : 683-689.

- [3] 秦智, 任南琪, 李建政, 等. 产酸相反应器的过酸状态及其控制 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2003, 35(9) : 1105-1108.
QIN Zhi, REN Nan-qi, LI Jian-zheng, et al. Supercid state of acidogenic phase and controlling strategy for recovery [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2003, 35(9) : 1105-1108. (in Chinese)
- [4] ANDERSON G K, YANG G. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration [J]. Water Environ Res, 1992, 64: 53-59.
- [5] HUANG X, GUI P, QIAN Y. Effect of sludge retention time on microbial behavior in a submerged membrane bioreactor [J]. Process Biochemistry, 2001(26) : 1001-1006.
- [6] BOUZAS A, RIBES J, FERRER J, et al. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance [J]. Water Research, 2007(41) : 747-756.
- [7] 任健, 李军, 王洪臣, 等. SRT 对初沉污泥水解酸化的影响研究 [J]. 中国给水排水, 2009, 25(5) : 15-19.
REN Jian, LI Jun, WANG Hong-chen, et al. Influence of SRT on hydrolysis and acidification of primary sludge [J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(5) : 15-19. (in Chinese)

Influence of Retention Time on ABR Anaerobic Sludge Hydrolysis Acidification Process

LI Jun¹, ZHANG Shuai¹, GAN Yi-ping², ZHOU Jun², JIAO Yang¹, WANG Zhao-zhao¹, KONG Qian¹

(1. The Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science & Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100176, China)

Abstract: The primary sludge is operated by ABR anaerobic hydrolysis acidification process to generate carbon resource. The reactor provides stable acidogenic performance under the conditions of 35 °C, HRT = 28 h, and SRT = 3 d during 30 days. $\rho(\text{SCOD})$ and $\rho(\text{VFAs})$ of effluents reach the peak values at 1 182 mg/L and 602.8 mg/L during the operating time. Result shows that the sludge hydrolytic acidification system can successfully achieve the accumulation of VFAs. Retention time has significant impacts on the carbon accumulation system. Under the same conditions, the increase of HRT can improve the accumulation of carbon, however, when HRT is more than 32 h, the carbon resource accumulation slows down. When SRT is 5 d, $\rho(\text{SCOD})$ and $\rho(\text{VFA})$ are up to 1 498 mg/L and 895.3 mg/L; When the SRT increases to 7 d, the acidogenic performance decreases.

Key words: primary sludge; carbon resource; ALK; ABR

(责任编辑 杨开英)