

SBR 法好氧段碳源浓度对吸磷的影响

唐旭光¹, 王淑莹¹, 彭永臻¹, 张婧倩¹, 李婕旦²

- (1. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京, 100124;
2. 环境保护部环境规划院, 北京, 100012)

摘要: 以厌氧/好氧(A/O)生化反应器中的聚磷菌为研究对象, 采用 SBR 工艺处理实际生活污水, 探讨在好氧段碳磷质量比($m(C)/m(P)$)对聚磷菌(PAOs)合成聚 β 羟基丁酸脂(PHB)及吸磷效果的影响。研究表明: 由于好氧段中易降解有机底物的存在, 可使聚磷菌(PAOs)继续进行 PHB 的合成反应, 并伴随磷的吸收, 而不是磷的释放, 这与传统理论不符; 当好氧段挥发性脂肪酸(UFAs)质量浓度为 150 mg/L 时, PHB 在好氧段的合成速率 η_O 远远高于反应开始在厌氧段的合成速率 η_{An} , 前者约为后者的 5 倍; A/O 运行模式有效地富集了 PAOs, 并有效抑制了普通异养菌(OHOs)的增长, 并且氧化还原电位(ORP)可作为 A/O 除磷系统表征吸磷结束的特征点。

关键词: 生物除磷; 好氧吸磷; 聚 β 羟基丁酸脂; 聚磷菌; 生活污水

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1672-7207(2011)10-3220-04

Effect of carbon source on phosphorus uptake in aerobic condition

TANG Xu-guang¹, WANG Shu-ying¹, PENG Yong-zhen¹, ZHANG Jing-qian¹, LI Jie-dan²

- (1. Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,
Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;
2. Chinese Academy for Environmental Planning, Beijing 100012, China)

Abstract: Aerobic synthesis of poly- β -hydroxybutyrate and uptake of phosphorus in anaerobic/aerobic condition were observed in a sequencing batch reactor (SBR) with real domestic wastewater. The results show that with easily degradable organic substrate, the uptake of ortho-phosphate and the synthesis of PHAs happens insimultaneously, which is consistent with traditional theory. The rate of PHAs synthesized in aerobic condition (η_O) is largely higher than the rate of PHAs synthesized in anaerobic condition (η_{An}). And the former is about five times larger than the later. Anaerobic/aerobic condition can enrich the populations of the PAOs, and restrains the growth of the OHOs, availably. ORP profile should be considered as the key characteristic point of phosphorus-uptake in the enhanced bio-logical phosphate removal system.

Key words: biological phosphorus removal; aerobic uptake of phosphorus; PHB; PAO; domestic wastewater

生物强化除磷(EBPR)工艺已被广泛应用于污水处理中, 是降低废水中磷排放量的经济有效的方法。EBPR 最显著的特点是要实现系统的厌氧/好氧环境的交替, 这也是除磷微生物(polyphosphate accumulating organisms, PAO)的优势生长模式。在厌氧状态下, PAO

可吸收利用环境中的挥发性脂肪酸(Volatile fatty acids, VFAs), 并利用自身体内的能量 ATP(Adenosine-triphosphate)来合成内碳源 PHB(Poly- β -hydroxybutyrate), 结果导致 ATP 被降解为 ADP(Adenosine diphosphate), 而磷被释放到环境中;

收稿日期: 2010-11-15; 修回日期: 2011-01-28

基金项目: 国家“十一五”重大科技专项(2008ZX07209-003); 北京市教委科技创新平台项目(PXM2008_014204_050843)

通信作者: 唐旭光(1982-), 男, 河北邢台人, 博士研究生, 从事水污染控制工程及水环境恢复研究; 电话: 010-67392627; E-mail: txg@emails.bjut.edu.cn

在好氧状态下, PHB 继续为 ATP 能量库提供能量, 即在 O_2 存在下吸收环境中的磷使其与 ADP 结合生成能量源 ATP, 以便于能量的贮存^[1-5]。但是, 由于在实际水的处理中有机碳源含量很少, 并不能够满足 PAO 的厌氧释磷的需要, 所以, 能够进入好氧段的有机底物含量很低, 好氧段的 C/P 比对好氧吸磷的影响并不能显现出来。而在采用配水的试验中, 近期研究^[6-8]显示出了与传统理论不同的结果, 发现 PAO 在好氧环境中可以吸收有机底物进行 PHB 的富集, 并伴随着磷的释放。所以, 在 EBPR 理论中, 好氧段的 C/P 比对吸磷过程的影响有待进一步研究。在本试验中, 通过人为改变在好氧吸磷时的 C/P 比, 在对厌氧-好氧(A/O)周期循环条件下磷的好氧吸收进行研究, 并对其与好氧吸收磷酸盐、微生物胞内聚合物代谢之间的变化规律以及控制参数 ORP 在好氧阶段的变化情况进行分析研究。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

SBR 反应器采用有机玻璃制成, 内径为 18 cm, 有效高度为 65 cm, 工作容积为 10 L。反应器内设搅拌装置, 底部有一组微孔曝气头, 采用空气压缩机供气, 通过转子流量计控制气量。运行中进水、搅拌、曝气、排水等工序通过时间控制器和电磁阀实现自动切换。试验采用 A/O(即厌氧-好氧)型 SBR 工艺, 运行周期为 6 h, 每个周期包括: 瞬间进水、厌氧搅拌(2 h)、好氧曝气(2~3 h)、沉淀排水(1 h), 周期换水量为 8 L, 污泥质量浓度维持在 $(3\ 000\pm200)\text{ mg/L}$ 。

1.2 进水水质

该研究使用实际生活污水, 在试验阶段不投加任何碳源、营养物等。试验用水取自北京工业大学生活小区化粪池, 水质指标与实际城市生活污水的近似, 并随时间季节有一定的波动。水质指标(质量浓度)见表 1。

表 1 某生活小区生活污水的水质指标

Table 1 Characteristics of real domestic wastewater mg/L				
指标	数值	均值	分析仪器或方法	
COD _{cr}	186~265	225.5	5B-3 型 COD 快速测定仪	
PO ₄ ³⁻ -P	4.01~5.54	4.78	钼锑抗法、瑞士万通阴离子色谱	
NH ₄ ⁺ -N	38.06~58.25	48.16	纳氏试剂法、凯式氮测定仪	
TP	4.5~5.7	5.1	WTW-TresCon TP 在线监测仪	
TN	43.80~61.85	52.83	Multi N/C 3000 型 TN 和 TOC 测定仪	
pH	7.4~7.5	7.45	Multi 340i 型精密酸度计	

2 结果与分析

2.1 有机负荷对系统内好氧段 PHAs 合成的影响

好氧初始 VFAs 质量浓度为 0, 20.00 和 149.32 mg/L 时的各种物质质量浓度变化分别如图 1~3 所示。从图 1~3 可以看出: 在厌氧 2 h 内, 系统中的变化遵循传统生物除磷理论, 磷浓度在 VFAs 转化为 PAOs 体内 PHAs(包含 PHB 和 PHV)的过程中逐渐增加。其中, 在前 1 h 内, 释磷速率为 6.64 mg/(g·h), 为后 1 h

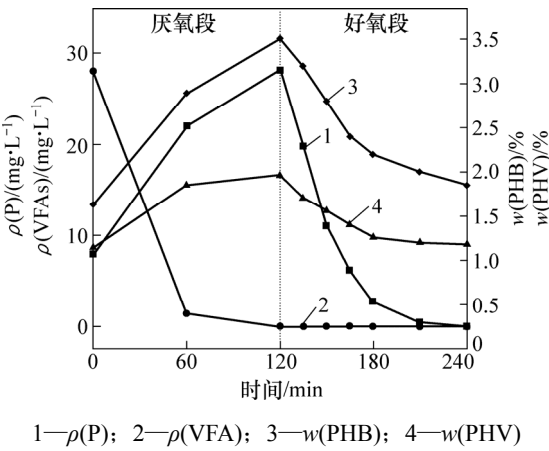


图 1 好氧初始 VFAs 质量浓度为 0 mg/L 时各种物质含量的变化

Fig.1 Experimental profiles of different compounds during anaerobic/aerobic cycle when mass concentration of VFAs is 0 mg/L

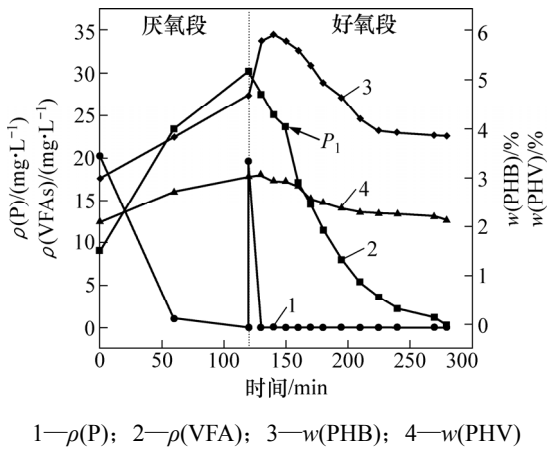
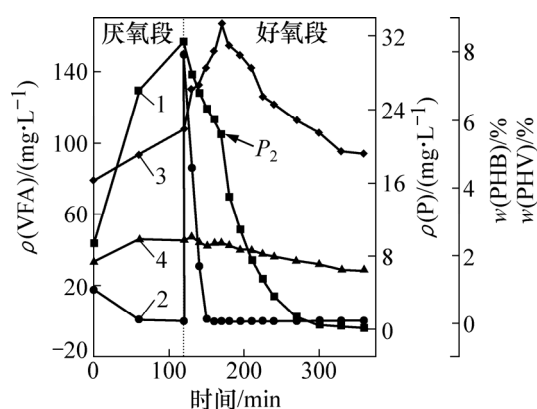


图 2 好氧初始 VFAs 质量浓度为 20 mg/L 时各种物质含量的变化

Fig.2 Experimental profiles of different compounds during the anaerobic/aerobic cycle when mass concentration of VFAs is 20 mg/L



1— $\rho(P)$; 2— $\rho(VFA)$; 3— $w(PHB)$; 4— $w(PHV)$

图 3 好氧初始 VFAs 质量浓度为 149.32 mg/L 时各种物质含量的变化

Fig.3 Experimental profiles of different compounds during anaerobic/aerobic cycle when mass concentration of VFAs is 149.32 mg/L

释磷速率 2.11 mg/(g·h) 的 3 倍, 这是由于系统中在厌氧 1 h 后 VFA 的含量由 17.70 mg/L 降至 0.91 mg/L, 几乎被利用完, 而在后 1 h 中的利用量仅为 0.91 mg/L, 可利用的有机底物几乎耗尽, 释磷速率也因此受到限制。系统中胞内聚合物 PHB 和 PHV 的含量在厌氧阶段逐渐增加, 从 2 种内含物的合成速率可以看出, 两者以较为均匀的速率进行合成, 分别为 7.665 mg/(g·h) 和 3.21 mg/(g·h), 可以看出前者大约为后者的 2 倍。这是由于在实际生活污水中的 VFAs 主要由乙酸(HAc)组成, 占总 VFAs 的 80% 以上, 丙酸(HPr)及其他 VFAs 的含量只与总含量的比低于 20%, 所以, 在合成的聚合物 PHA 中主要以 PHB 为主, 而只合成少量的 PHV; 从 PHB 的合成速率来看, 并不受到有机底物浓度变化的影响, 均保持在恒定速率合成, 没有因为在厌氧后期 VFAs 浓度的降低而使速率下降, 说明 PHB 的合成反应为零级反应, 有机底物的浓度对其影响较小。

在进入好氧阶段后, 可以采用投加碳源乙酸钠(NaAc)的方法来改变好氧段 C/P 比, 使好氧初始 VFAs 质量浓度分别为 0, 20 和 149.32 mg/L。从图 1 可以看出: 吸磷在进入好氧状态后正常进行, 并保持较高的吸磷速率 11.72 mg/(g·h), 污泥内 PHB 的含量也在 45 min 内由 0.035 mg/(g·h) 降至 0.024 mg/(g·h), 占好氧段 PHB 消耗总量的 74%, 说明系统中好氧段 VFAs 质量浓度为 0 mg/L 时, 即没有 PHB 的富集发生, 也可发生高效地吸磷反应, 使出水磷浓度为 0 mg/L。而当好氧初始 VFAs 质量浓度调节至 20 mg/L 时(见图 2), PHB 在好氧初期 20 min 内出现富集现象, 由 0.046 8

mg/(g·h) 增至 0.059 1 mg/(g·h), 而磷在此阶段亦处于吸收状态, 但吸磷速率明显低于前者, 并且可看出存在吸磷拐点 P_1 , 前后吸磷速率相差很大。所以, 将好氧初始 VFAs 质量浓度增大至 149.32 mg/L 时, 这种现象更加明显。从图 3 可以看到: 随着 VFAs 含量的骤降, 在好氧曝气 40 min 时其含量即降为 0, 降解速率为 89.59 mg/(g·h), 其中 VFAs 的转化途径包括 2 种生化反应:

(1) OHO 在好氧状态下对 VFAs 的降解, 主要用于 OHO 自身生长和能量获得, 但是, 根据上述分析, 在该系统中, 由于长期的厌氧/好氧交替运行模式, OHO 的活动性被抑制, 在好氧段对 VFAs 的降解很有限。

(2) PAO 对 VFAs 的转化贮存。在对系统中 PHB 的监测发现, 其在好氧初期即 VFAs 骤降的过程中仍有大量生成, 而且合成速率很高, 为 36.97 mg/(g·h), 由此可以看出, 在好氧条件下, PHB 仍可以保持较高速率进行合成, 这有别于传统 EBPR 理论中好氧 PHB 降解理论。从磷浓度变化可以看出: 在图 3 中亦出现吸磷速率拐点 P_2 , 在该拐点前后吸磷速率与图 2 中的一样相差很大。结合系统内 PHB 变化曲线可以看出, 吸磷拐点 P_1 和 P_2 对应的是好氧 PHB 合成的结束, 即微生物在好氧状态下可以高速地利用环境中的有机底物进行同化作用, 并且在很大程度上影响了好氧吸磷反应。

另外, 可以从厌氧阶段和好氧阶段单位污泥中合成的 PHB 量(η)来比较在 2 种状态下 PAO 的对有机底物利用能力, 在此进行以下假设:

(1) 在厌氧阶段, VFAs 全部用于 PAOs 体内 PHB 的合成。

(2) 在好氧阶段, VFAs 的转化全部用于 2 种生化反应。其中: 一种为 OHO 的好氧降解。但是, 由于在厌氧、好氧运行的系统中, PAO 在厌氧段就开始利用有机底物进行生物合成作用, 贮存用于自身生长的 PHA, 并在此过程中产生 ATP 以维持其在厌氧的不利条件下生存并处于较强活性状态, 这也使得 PAO 在厌氧/好氧交替运行系统中具有与活性污泥中大多数其它异养微生物进行竞争的能力, 使得其他异养菌在好氧段得不到有效生长, 并使自身逐渐生长成为系统的优势菌群。所以, 在长期的厌氧好氧交替运行的系统中, PAO 在异养菌中占有优势, 普通异养菌对于 PAO 的影响很小, 不至于影响在好氧段对氧和有机底物的竞争。

另一种为 PAO 体内 PHB 的合成成为主要转化 VFAs 的反应。在厌氧阶段, η_{An} 为 7.665 mg/(g·h), 而在好

氧阶段, η_O 为 36.97 mg/(g·h), η_O 大约为 η_{An} 的 5 倍。

PAO 在好氧条件下的合成能力明显比在厌氧环境中 PHB 的强, 所以说, 在好氧环境中当有足够的 VFAs 存在时, PAOs 即可利用其进行 PHAs 的合成, 而且速率明显高于厌氧状态下的合成速率。其具体原因有待进一步研究。

2.2 A/O 运行模式对系统中菌群的影响分析

从功能来看, 污水生物处理系统中的微生物主要有氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO_B)、聚磷菌(PAO)和一般的异养好氧菌(OHO)等, 但在除磷系统中起主要作用的菌群只有 PAO, 其他菌群的优势生长都会影响到系统的除磷效能。在该 SBR 系统中, 采取厌氧/好氧交替运行模式, 系统中的菌群竞争持续进行, 在系统的启动过程中, 首先是自养菌 AOB 和 NO_B 被淘汰出系统, 致使在好氧段几乎没有硝化作用的发生, 这是短污泥龄和低温(系统运行温度维持在 13 °C 左右)所致。在低温下自养菌本身处于劣势增长环境, 并且较长时间使其在系统中得不到优势增长, 通过每周期的排泥很快被淘汰出去; 其次, 由于系统在投加生活污水后, 首先进入厌氧阶段, 而此时 PAO 能够在厌氧环境中充分利用原水中的有机底物, 将其贮存于体内, 主要遵循“吸收—储存—利用”的增长模式。即当基质浓度较高时, 微生物将基质的部分或全部首先快速吸收, 并以胞内聚合物的形式储存, 然后, 当基质缺乏时, 利用储存的聚合物进行增殖^[9-10], 但是, 对于一般的异养菌来说, 这种增长模式不起主导作用, 而是以“直接利用”增殖模式为主, 即这些菌群只有在好氧环境中并且有大量底物存在时才可以优势增长, 可见, 相对 PAO 这种异养菌来说, OHO 的增长将受到抑制, 生长速率缓慢。所以, 在该系统中, 通过 A/O 运行模式的培养, 有效地富集了对除磷有贡献的菌群 PAO, 而明显抑制了其他好氧异养菌 OHO 的反应活性。

2.3 不同 C/P 比下 V_{ORP} 的好氧指示作用

国内外大多数研究对于厌氧释磷条件的控制一般用 ORP 指标 V_{ORP} 来反映, 当 V_{ORP} 为正值时, 聚磷菌不释磷; 当 V_{ORP} 为负值时, 绝对值越高, 则其释磷能力越强。一般认为, 应把 V_{ORP} 控制在 -200~-300 mV。以好氧段为例最大限度地发挥聚磷菌地吸磷作用, 必须提供足够含量的 DO 以满足聚磷菌对其贮存的 PHB 进行降解时对氧气作为最终电子受体的需求量, 实现最大限度地转化 PHB 而释放出足够的 ATP, 供其过量吸磷所需。一般应将此段的 DO 质量浓度控制在 2 mg/L 以上。但是, 将 V_{ORP} 用于好氧吸磷中的控制并不多见。在该研究中, 在不同好氧段 C/P 比条件下发现了不同的 V_{ORP} 变化规律, 并能够指示吸磷反应

进程。

选择好氧段初始 VFAs 质量浓度分别为 0, 20.00 和 149.32 mg/L 时的典型周期内的 V_{ORP} 变化规律, 见图 4。试验结果表明: 在反应刚开始的 5~10 min 内, V_{ORP} 迅速由开始的 -300 mV 降低至 -375 mV 左右, 这是由于存在于生活污水中少量的 DO 迅速耗尽, 以及少量氧化态硝(NO_x⁻)不断被还原成氮气, 导致整个反应器中的氧化还原电位不断降低; 由于无氧呼吸即反硝化的进行, 硝态氮不断减少, 在整个反应器中, 氧化还原状态的变化不如反硝化初期氧化还原状态的变化幅度大, 所以, V_{ORP} 的变化越来越小。当反硝化结束时 V_{ORP} 迅速下降, 表现在曲线上为一拐点(如图点 D), 这一点指示出系统缺氧呼吸过程的结束, 分子态氧消失, 系统进入厌氧状态, 可以用来判断系统进入厌氧释磷阶段。

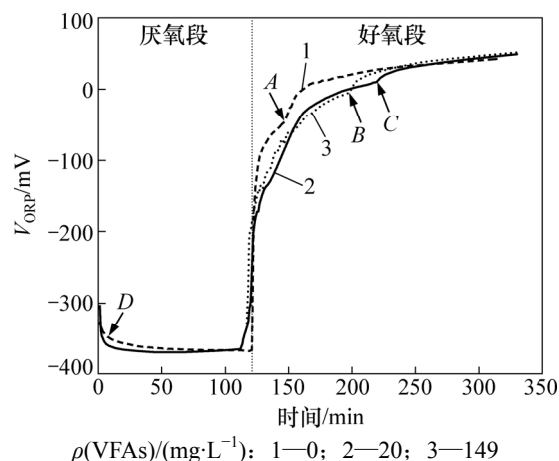


图 4 不同有机负荷 ORP 变化情况

Fig.4 Experimental profiles of ORP during the anaerobic/aerobic cycle at different OLR

在结束厌氧搅拌并分别增加系统有机负荷后, 系统进入好氧吸磷阶段, 在此过程中 V_{ORP} 的变化为: 在好氧阶段的开始 10 min 内, 由于曝气 DO 质量浓度迅速升高, 此时 V_{ORP} 升高的速率也很大, 由 -375 mV 迅速升高至 -100 mV; 在此之后的曝气阶段, 3 种不同有机负荷在好氧段的 V_{ORP} 变化出现差异, 在经过短期 V_{ORP} 迅速上升之后, 好氧段 VFAs 质量浓度为 0 mg/L 的系统首先达到拐点 A, 历时最短, 说明在 C/P 比为 0 时, 微生物可在好氧环境中利用氧气降解 PHAs 获得能量进行吸磷反应, 使吸磷速率保持在较高水平, 而在好氧初始 VFAs 质量浓度分别为 20 mg/L 和 149 mg/L 的系统内, V_{ORP} 经过缓慢攀升达到拐点 B 和 C, 经分析得知: 好氧初始的高 C/P 比会对聚磷微生物的生理活动产生影响, 其可在底物丰富的条件下继续在

好氧环境中吸收有机底物进行 PHAs 的合成, 而影响到吸磷速率, 从而导致吸磷拐点的滞后。

由于以往将 V_{ORP} 作为控制参数的研究中, 多将其作为好氧硝化结束的特征点以便于实现短程硝化^[11-13], 或者用于反硝化吸磷过程用厌氧释磷结束和缺氧吸磷结束的指示参数^[14-15], 并没有得出 V_{ORP} 在好氧吸磷过程中的变化过程及特征点指示作用。由于在该试验中, 以 A/O 交替运行的 SBR 系统中, 在好氧过程中起主要生化作用的是聚磷微生物 PAOs, OHO 的活性被明显抑制, 所以, V_{ORP} 的变化点能有效指示出好氧段碳源对 PHB 合成结束即系统开始进入快速吸磷阶段。

3 结论

(1) 在 3 种不同好氧段 C/P 比条件下, 系统表现出有别于传统好氧吸磷的现象, 即 PHAs 的好氧富集与吸磷同时进行, 并且厌氧阶段 PHB 合成速率 η_{An} 为 7.665 mg/(g·h), 而在好氧阶段 η_{O} 为 36.97 mg/(g·h), η_{O} 大约为 η_{An} 的 5 倍, PAO 在好氧条件下的合成能力明显比在厌氧环境中 PHB 的合成能力强。所以说, 在好氧环境中, 当有足够的 VFAs 存在时, PAO 即可利用其进行 PHA 的合成, 而且速率明显高于其在厌氧状态下的合成速率。

(2) 在利用实际生活污水的 SBR 系统中, 通过 A/O 运行模式的培养, 有效地富集了对除磷有贡献的菌群 PAO, 而明显抑制了其他好氧异养菌 OHO 的反应活性。

(3) 在该试验中, 以 A/O 交替运行的 SBR 系统中, 由于起主要生化反应的微生物群体为 PAO, 所以 ORP 的拐点能有效指示出 PHB 合成的结束阶段和系统开始进入的快速吸磷阶段。

参考文献:

- [1] Satoh H, Mino T, Matsuo T. Uptake of organic substrates and accumulation of poly-hydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbohydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal processes[J]. Water Sci Technol, 1992, 26(5/6): 933-942.
- [2] Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, et al. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: Stoichiometry and pH influence[J]. Biotechnol Bioeng, 1994, 43(6): 461-470.
- [3] Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht 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.
- [4] Pereira H, Lemos P C, Reis M A M, et al. Model for carbon metabolism in biological phosphorus removal processes based on in vivo ¹³C-NMR[J]. Water Res, 1996, 30(9): 2128-2138.
- [5] Smolders G J F, van der Meij J, van Loosdrecht M C M, et al. A structured metabolic model for anaerobic and aerobic stoichiometry and kinetics of the biological phosphorous removal process[J]. Biotechnol Bioeng, 1995, 47(3): 277-287.
- [6] Brdjanovic D, Slamet A, van Loosdrecht M C M, et al. Impact of excessive aeration on biological phosphorous removal from wastewater[J]. Water Res, 1998, 32(1): 200-208.
- [7] Guisasaola A, Pijuan M, Baeza J A, et al. Aerobic phosphorus release linked to acetate uptake in bio-P sludge: Process modeling using oxygen uptake rate[J]. Biotechnol Bioeng, 2004, 85(7): 722-733.
- [8] Ahn J, Daidou T, Tsuneda S, et al. Transformation of phosphorus and relevant intracellular compounds by a phosphorus accumulating enrichment culture in the presence of both the electron acceptor and electron donor[J]. Biotechnol Bioeng, 2002, 79(1): 83-93.
- [9] van Loosdrecht M C M, Pot M A, Heijnen J J. Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses[J]. Water Science and Technology, 1997, 35(1): 41-47.
- [10] Majone M, Assaniso P M, Ramadori R. Comparison of carbon storage under aerobic and anoxic conditions[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(8/9): 77-84.
- [11] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹. DO 和 ORP 与 SBR 法硝化反硝化的相关关系[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 2002, 35(1): 61-65.
GAO Jing-feng, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying. Relationships between DO, ORP and nitrification, denitrification in SBR processes[J]. Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture, 2002, 35(1): 61-65.
- [12] 高大文, 彭永臻, 郑庆柱. SBR 工艺中短程硝化反硝化的过程控制[J]. 中国给水排水, 2002, 18(11): 13-18.
GAO Da-wen, PENG Yong-zhen, ZHENG Qing-zhu. Process control of shortcut nitrification-denitrification in sequencing batch reactor process[J]. China Water & Wastewater, 2002, 18(11): 13-18.
- [13] Chang C H, Hao O J. Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and pH profiles[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 1996, 67(1): 27-38.
- [14] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化除磷的影响及 ORP 的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
WANG Ya-yi, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying, et al. Effect of carbon source and nitrate concentration on denitrifying dephosphorus removal and variation of ORP[J]. Environmental Science, 2004, 25(4): 54-58.
- [15] Schon G, Geywitz S, Mertens F. Influence of dissolved oxygen and oxidation-reduction potential on phosphorus release and uptake by activated sludge from sewage plants with enhanced biological phosphorus removal[J]. Wat Res, 1993, 27(3): 349-354.

(编辑 陈灿华)