

活性污泥颗粒化过程中理化性状及脱氮性能的研究

罗应东, 濮文虹*, 杨昌柱, 刘剑梅, 杨进

(华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074)

摘要: 在 SBR 反应器中对活性污泥进行颗粒化培养, 研究了活性污泥在颗粒化过程中的理化性状及脱氮性能. 结果表明, 活性污泥颗粒化过程可以分为颗粒形成、颗粒生长和颗粒成熟 3 个阶段. 第 1 阶段 SVI 值迅速降低, 在 30 d 内由接种时的 110 mL/g 降低到 23 mL/g; 第 2 阶段颗粒粒径迅速增加, 在 15 d 内由 0.25 mm 增加到 0.82 mm, 该阶段好氧颗粒污泥的 $SOUR_{\text{a}}$ 值随着粒径的增加而降低, 由 80 mg/(g·h) 逐步降到 35 mg/(g·h) 左右, 随着颗粒化过程的进行, 反应器的反硝化能力逐渐体现, TN 去除率由接种时的 55% 逐步提高到 80%; 第 3 阶段颗粒污泥的理化性状及反应器脱氮效果逐步稳定, 总氮去除率可达 85%, 实现了同步硝化反硝化.

关键词: 颗粒化; 好氧颗粒; 脱氮; 粒径; 同步硝化反硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)01-0212-05

Study on Physicochemical Characteristics and Denitrogenation of Sludge During Granulation

LUO Ying-dong, PU Wen-hong, YANG Chang-zhu, LIU Jian-mei, YANG Jin

(College of Environmental Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China)

Abstract: The physicochemical characteristics and denitrogenation of sludge during granulation were investigated in SBR. It was revealed that the process of granulation can be divided into three stages, including formation, growth and mature stage. In the first stage, the settling ability of sludge was improved obviously, SVI decreased from 110 mL/g to 23 mL/g during the first 30 days; In the second phase, aerobic granule grew rapidly, the mean diameter increased to 0.82 mm from 0.25 mm in the following 15 days, the value of $SOUR_{\text{a}}$ decreased from 80 mg/(g·h) to 35 mg/(g·h), denitrification rate was highly improved during granulation, the removal efficiency of TN enhanced to 80% from 55%; In the last stage, the physicochemical characteristics of sludge and denitrogenation became stable, and the removal efficiency of TN could achieve 85%, that means simultaneous nitrification and denitrification was realized.

Key words: granulation; aerobic granule; denitrogenation; diameter; simultaneous nitrification and denitrification

传统的水处理工艺都有一定的缺点, 如容积负荷率低、占地面积大、难以实现单级脱氮等. 好氧颗粒污泥工艺作为一种新型的水处理工艺, 由于能够实现同步硝化反硝化, 具有提高容积负荷率以及良好的沉降性能等优势, 成为近几年来国内外的一个研究热点. 好氧颗粒可以认为是一种特殊的由活性污泥驯化而来的不需要载体的生物膜^[1,2], 沉降性能良好, 能保持较高的污泥浓度^[3], 提高容积负荷和抗冲击负荷能力^[4], 成熟好氧颗粒污泥的 SVI 一般低于 50 mL/g^[5,6], 污泥浓度可以高达 10 000 mg/L, 颗粒粒径一般在 0.3 ~ 8 mm 之间^[7], 出水水质稳定.

目前许多关于好氧颗粒污泥的研究主要集中在如何培养稳定密实的颗粒, 如何提高有机负荷能力以及不同培养条件下对颗粒污泥的性质研究^[8-14], 而对培养过程中颗粒污泥理化性状和脱氮性能研究鲜见报道. 本研究是通过在 SBR 反应器中对活性污泥进行颗粒化培养, 探索活性污泥在颗粒化过程中

理化性状及脱氮效果的变化, 进一步探讨好氧颗粒的形成机制以及同步硝化反硝化作用.

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行方案

试验在 SBR 反应器中进行, 反应器内径 8 cm, 有效水深 120 cm (H/D 为 15), 有效容积 6 L. 容积负荷率为 1.6 kg/(m³·d). 反应器底部设置曝气装置, 控制气体的空塔上升速度为 2.0 cm/s, 即曝气量为 0.36 m³/h, 试验期间的气温变化范围为 18 ~ 32℃, pH 控制在 7.0 ~ 7.8 范围内. 试验装置如图 1 所示.

接种污泥取自传统市政污水处理厂——武汉市龙王嘴污水处理厂. 好氧颗粒污泥的培养过程经历

收稿日期: 2010-01-21; 修订日期: 2010-04-30

作者简介: 罗应东 (1986 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制工程, E-mail: luoyingdong@163.com

* 通讯联系人, E-mail: wenhongpu@yahoo.cn

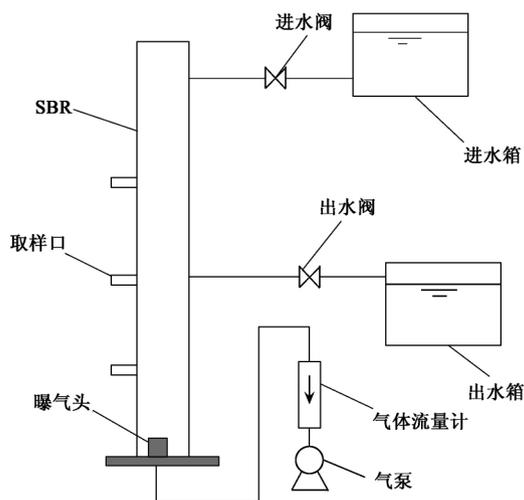


图 1 SBR 装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR system

55 d, 每天运行 4 个周期, 每个周期运行 6 h, 包括进水、曝气、沉降和排水 4 个阶段, 其中进水 2 min; 排水 2 min; 沉淀时间随着污泥的颗粒化逐步缩短: 0 ~ 10 d 为 20 min, 11 ~ 20 d 为 10 min, 20 ~ 30 d 为 5 min, 30 以后为 3.5 min; 其余时间进行曝气. 换水体积比为 50%.

1.2 进水水质

本试验采用人工配水, 其水质指标为: NaAc·3H₂O 1 708 mg/L (COD 为 800 mg/L)、NH₄Cl 155 mg/L、KH₂PO₄ 36 mg/L、MgCl₂·6H₂O 27 mg/L、Fe₂(SO₄)₃ 24 mg/L、CaCl₂·2H₂O 33 mg/L.

1.3 分析方法

COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 采用国家标准分析方法测定^[15]; MLSS 采用标准重量法测定; 颗粒污泥粒径分布采用标准筛分测定; 用光学显微镜 BX51 (OLYMPUS) 和数码相机观察颗粒污泥形态, SOUR_h、SOUR_{NH₄}、SOUR_{NO₂} 分别代表异养菌, 亚硝酸菌和硝酸菌的比耗氧速率, 测定采用标准方法^[16].

2 结果与讨论

经过 55 d 的运行, 絮状的活性污泥逐渐培养成表面光滑、平均粒径 0.82 mm、TN 去除率达 85% 左右的好氧颗粒. 根据污泥在颗粒化过程中理化性状的变化, 可将颗粒化过程分为 3 个阶段, 第 1 阶段 (0 ~ 30 d): 微生物聚集和颗粒形成阶段; 第 2 阶段 (30 ~ 45 d): 颗粒粒径增大阶段; 第 3 阶段 (45 d 以后): 颗粒成熟阶段. 以下将对各阶段颗粒的理化性

状及脱氮性能进行分析.

2.1 颗粒化过程中 MLSS 及 SVI 变化

好氧颗粒培养过程中, 沉淀时间是一个关键因素. 沉淀时间是颗粒培养最重要的几个选择压之一^[17], 较短的沉淀时间使沉降速度慢的污泥絮体及时排出反应器, 从而保证反应器内密实的颗粒占优势, 一般建议对颗粒沉降速度的选择应大于 10 m/h^[18], 但由悬浮的絮体污泥培养成密实的好氧颗粒是一个循序渐进的过程^[19], 因此, 沉淀时间在培养前期不宜太短, 否则过多的污泥将被洗出. 该试验中沉淀时间由 20 min 逐渐缩短到 3.5 min. 图 2 为 MLSS、SVI 在污泥颗粒化过程中的变化情况.

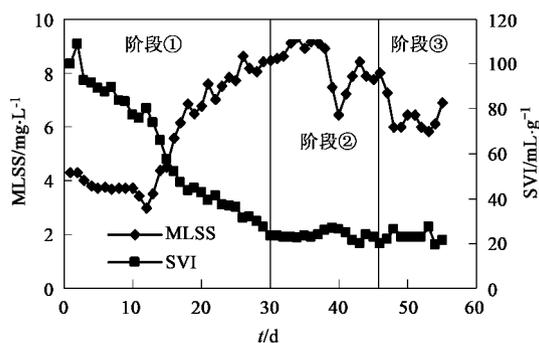


图 2 SBR 中 MLSS 及 SVI 的变化

Fig. 2 Variations of MLSS and SVI in the SBR

在颗粒化过程中, MLSS 先上升而后下降, 这是污泥生长率和沉淀时间双重影响下的结果. 在第 1 阶段, 虽然沉淀时间逐渐缩短, 但 MLSS 依然呈上升趋势, 说明污泥的生长繁殖速度较快, SVI 则从 110 mL/g 下降到 23 mL/g, 沉降性能逐步提高, 这说明颗粒化正在进行, 然而该阶段颗粒的粒径还较小, 颗粒粒径增长缓慢; 第 2、3 阶段污泥的 SVI 值稳定在 25 mL/g 左右.

2.2 颗粒粒径变化及微生物形态观察

随着颗粒化的进行, 污泥絮体会逐渐培养成细小的颗粒晶核, 污泥由疏松逐渐变得密实, 最后形成表面光滑、具有一定粒径的好氧颗粒. 图 3 表示了培养过程中颗粒平均粒径的增长情况. 试验中还对颗粒污泥的形态及微生物相进行了观测, 如图 4 所示, a 及 a'、b 及 b'、c 及 c'、d 及 d' 分别为第 10 d、23 d、39 d 和第 52 d 颗粒污泥的数码照片及光电显微镜 400 倍下的微生物照片.

由图 3 可看到, 在第 1 阶段 (0 ~ 30 d), 颗粒污泥粒径从 0.08 mm 增加到 0.25 mm, 增长速度较缓慢, 分别在第 10 d 和第 23 d 对污泥进行观察, 如图

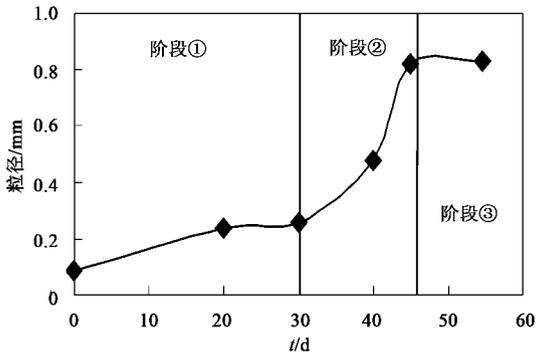
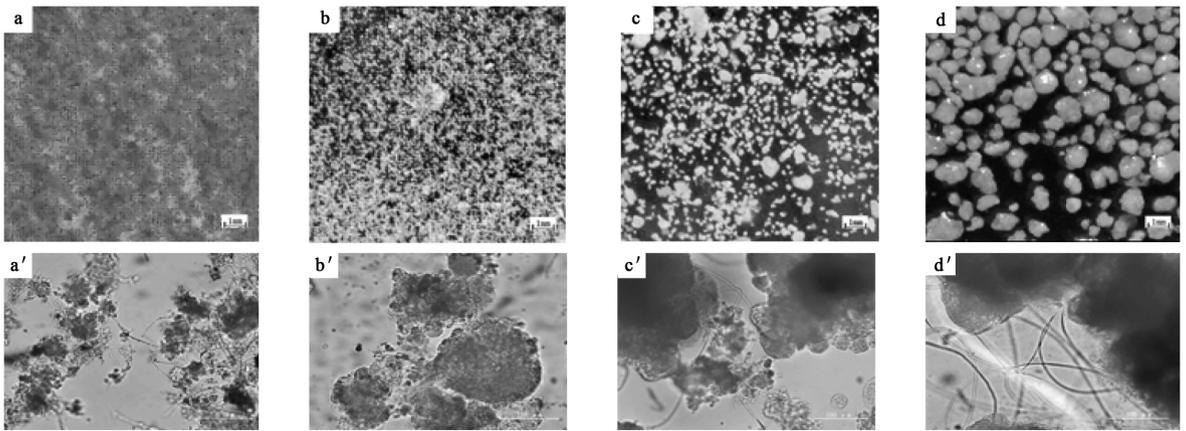


图3 SBR反应器中颗粒平均粒径的变化

Fig. 3 Development of the average diameter of the granules in the SBR

4中a、a'及b、b',虽然在第23d絮体污泥依旧占优势,但是微生物的聚集程度比第10d要高得多;在第2阶段(30~45d),颗粒的粒径迅速增大,平均粒径从0.25mm增加到0.82mm,对第39d的污泥进行观察,如图4中c、c',发现反应器内细小的颗粒已经占优势,并且具有清晰的轮廓,微生物之间相互缠绕;第3阶段,颗粒的平均粒径变化很小,稳定在0.82mm左右,对第52d的颗粒污泥进行观察,如图4中d、d',颗粒呈淡黄色,表面光滑,絮状污泥很少,颗粒化程度高。

结合图2和图3可知,污泥的SVI值在前30d降低很快,而粒径增长缓慢,30d后,污泥的SVI值



a、b、c、d:数码照片,a'、b'、c'、d':显微照片

图4 接种后不同时期的污泥的数码照片及显微照片

Fig. 4 Photographs and micrograph of the sludge in the SBR on different days during granulation

稳定下来,而粒径增长却十分明显,即污泥颗粒化的过程首先是污泥沉降性能的提高,之后颗粒粒径才开始迅速增大.分析原因是,在第1阶段,微生物首先发生聚集作用,污泥逐渐变得密实,形成细小的晶核,该过程由于微生物没有载体,依靠的是微生物絮体相互的随机碰撞、污泥疏水性的提高和细胞EPS的分泌,使得微生物发生自发的聚集^[20],故速度较慢,且只能形成细小的颗粒晶核,但污泥的沉降性能可明显得到提高;而在第2阶段,微生物的生长可以以第1阶段形成的微生物晶核作为载体,附着在上面繁殖生长,该过程与生物膜中微生物的生长相似,因此速度较快,颗粒的粒径增大迅速.然而颗粒粒径的增长与污泥负荷、曝气量等运行条件有关系,所以颗粒粒径增大到一定程度后会受到抑制,最后会与微生物的生长速率以及水力剪切力之间达到一个动态平衡^[21],因此,在第3阶段,颗粒的粒径的增长并不明显,稳定在0.82mm左右。

2.3 颗粒化过程中 SOUR 的变化

污泥在颗粒化过程中,微生物的聚集方式及营养环境不断发生变化,新陈代谢和繁殖速度会受到影响,因此,试验中为了考察微生物的活性变化,对颗粒化过程中好氧菌的比耗氧速率 SOUR 作了检测, $SOUR_b$ 表示异养菌的比耗氧速率, $SOUR_{NH_4}$ 表示亚硝酸菌的比耗氧速率, $SOUR_{NO_2}$ 表示硝酸菌的比耗氧速率.结果如图5所示,异养菌的比耗氧速率 $SOUR_b$ 在颗粒化过程中变化较大,而亚硝酸菌和硝酸菌的比耗氧速率在整个过程中变化不大,表明在进水浓度和碳氮比不变的情况下颗粒化过程对自养菌的比耗氧速率影响不大。

由图5可知,颗粒化过程的第1阶段 $SOUR_b$ 值在 $80 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 上下波动,第2阶段 $SOUR_b$ 值开始下降,第3阶段 $SOUR_b$ 基本稳定下来,其值维持在 $35 \text{ mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 左右. $SOUR_b$ 值在第2阶段明显下降,而图3显示在该阶段颗粒的粒径迅速增加,因此可以认

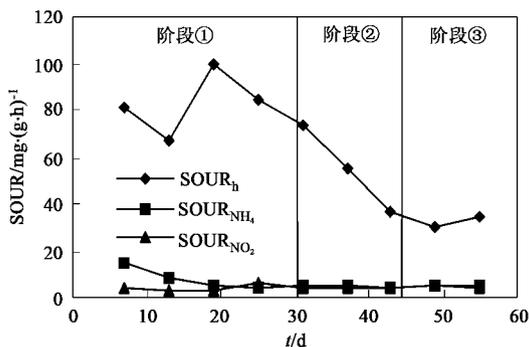


图5 SOUR的变化

Fig. 5 Variations of SOUR

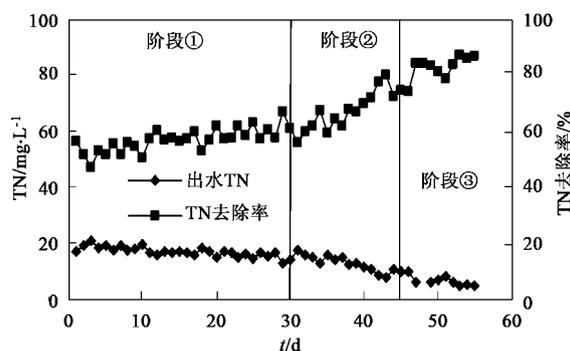


图6 颗粒化过程中的出水TN浓度及去除率

Fig. 6 TN concentration and removal rate in effluent

为:随着颗粒粒径的增大,导致基质和溶解氧的传质阻力增大^[22],从而使部分好氧菌很难利用到营养物质和溶解氧,而异养菌的比例也随着好氧区域的减小而降低,从而导致 $SOUR_h$ 值降低. 在第1阶段,虽然污泥的沉降性能提高很多,污泥絮体变得密实,但是由于粒径很小,因此对 $SOUR_h$ 值影响并不大.

2.4 颗粒化过程中TN去除率

在颗粒化前期总氮去除率并不高,约55%. 随着颗粒粒径增大,反硝化作用逐渐增强. 图6为颗粒培养过程中出水TN浓度及TN去除率,在第1阶段,TN去除率变化不大,维持在55%~60%之间;第2阶段,TN去除率迅速提高,在15d之内从60%提高到80%左右;第3阶段,TN去除率稳定在85%左右. 表明颗粒成熟后,颗粒内部能够创造缺氧反硝化环境,同时能利用前期存储的碳源,实现同步硝化反硝化.

分别在培养第1阶段(第20d)和第3阶段颗粒成熟后(第55d)对周期内对氮的转化进行检测(进水水质保持不变,其中氨氮浓度为40.0 mg/L),

结果如图7. 在第20d和第55d,氨氮去除率均可达到95%以上, NO_2^- -N积累很少,出水 NO_2^- -N浓度均低于1.0 mg/L,而变化最大的是 NO_3^- -N浓度:在第20d, NO_3^- -N在运行周期内大量积累,出水中 NO_3^- -N达17.1 mg/L,反硝化效果较差,TN去除率只有50%左右;而在第55d,出水 NO_3^- -N浓度只有3.8 mg/L,TN去除率高达85%. 而第20d和第55d的颗粒平均粒径分别为0.25 mm和0.82 mm,说明粒径的增加提高了总氮去除率. 分析原因是:随着颗粒粒径的增大,传质阻力随之增加,溶解氧渗透深度有限,溶解氧浓度对反硝化速率有很重要的影响^[23],溶解氧在富营养期最大只能渗透到距颗粒表面约500 μ m处^[24],因此随着粒径的增大,内部的缺氧区逐渐增加,反硝化菌可以利用前期积累的有机物作为碳源进行反硝化,从而减少了 NO_2^- -N和 NO_3^- -N的积累量,提高了TN去除率. 成熟好氧颗粒外部好氧内部缺氧的环境使颗粒污泥实现了同步硝化反硝化,TN去除率得到较大的提高.

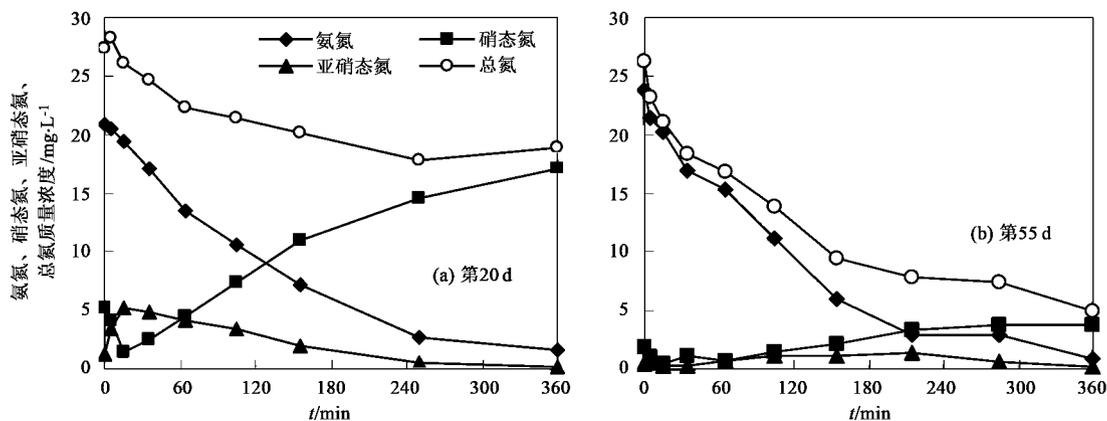


图7 不同时期一个运行周期内氮的变化情况(第20d及第55d)

Fig. 7 Concentration profiles of nitrogen during one cycle at day 20 and 55

3 结论

(1) 颗粒化所表现出来的特征首先是沉降性能的提高,即 SVI 值的降低,之后是颗粒粒径的迅速增加.在前 30 d,污泥絮体逐渐形成细小的颗粒晶核,粒径约 0.25 mm 左右,晶核形成之后,颗粒的平均粒径可以在 10 ~ 15 d 之内从 0.25 mm 增加到 0.82 mm.

(2) 颗粒化的第 1 阶段,由于粒径很小,传质阻力不大,因此,尽管 SVI 值可以降低到 20 左右,但是 $SOUR_h$ 仍可稳定在 80 mg/(g·h) 左右,而当粒径从 0.25 mm 增加到 0.82 mm 时, $SOUR_h$ 从 80 mg/(g·h) 降低到 35 mg/(g·h). $SOUR_h$ 会随着粒径的增加而减小.

(3) 污泥颗粒化过程中,随着粒径的增加, NO_2^- -N、 NO_3^- -N 积累量减少, TN 去除率得到提高.当颗粒粒径从 0.25 mm 增加到 0.82 mm 时, TN 去除率由 60% 提高到 85%,在 SBR 反应器中实现了同步硝化反硝化.

参考文献:

- [1] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. *Water Research*, 2002, **36**:1653-1665.
- [2] Yang S F, Liu Q S, Tay J H, *et al.* Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2004, **38**:106-112.
- [3] Wang Z W, Li Y, Zhou J Q, *et al.* The influence of short-term starvation on aerobic granules [J]. *Process Biochemistry*, 2006, **41**:2373-2378.
- [4] Liu Y, Tay J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Biotechnology Advances*, 2004, **22**: 533-563.
- [5] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Elemental compositions and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, **61**:556-561.
- [6] Qin L, Tay J H, Liu Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. *Process Biochemistry*, 2004, **39**:579-584.
- [7] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(3): 449-473.
- [8] Li Y, Liu Y, Xu H. Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**:7672-7677
- [9] Thanh B X, Visvanathan C, Aim R B. Characterization of aerobic granular sludge at various organic loading rates [J]. *Process Biochemistry*, 2009, **44**: 242-245.
- [10] Kim I S, Kim S M, Jang A. Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates [J]. *Bioresource Technology*, 2008, **99**: 18-25.
- [11] Iaconi C D, Ramadori R, Lopez A, *et al.* Influence of hydrodynamic shear forces on properties of granular biomass in a sequencing batch biofilter reactor [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, **30**:152-157.
- [12] Liu Y Q, Tay J H. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular Sludge [J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **124**:338-346.
- [13] Xu H, Liu Y, Tay J H. Effect of pH on nickel biosorption by aerobic granular sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2006, **97**: 359-363.
- [14] Zheng Y M, Yu H Q, Liu S J, *et al.* Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. *Chemosphere*, 2006, **63**: 1791-1800.
- [15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版) 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [16] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th ed [M]. Washington, DC, USA: American Public Health Association, 1998.
- [17] Liu Y Q, Moy B, Kong Y H, *et al.* Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2010, **46**:520-525.
- [18] Beun J J, M C M, Loosdrecht V, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. *Water Research*, 2002, **36**: 702-712.
- [19] Liu Y, Liu Q S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnology Advances*, 2006, **24**:115-127.
- [20] Liu Y, Yang S F, Qin L, *et al.* A thermodynamic interpretation of cell hydrophobicity in aerobic granulation [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **64**:410-415.
- [21] Liu Y, Lin Y M, Yang S F, *et al.* A balanced model for biofilms developed at different growth and detachment forces [J]. *Process Biochemistry*, 2003, **38**:1761-1765.
- [22] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. Relationship between size and mass transfer resistance in aerobic granules [J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2005, **40**:312-315.
- [23] Yuan X J, Gao D W. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **178**:1041-1045.
- [24] Li Y, Liu Y, Shen L, *et al.* DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2008, **43**: 349-354.