

唐朝春, 叶鑫, 刘名, 等. 好氧颗粒污泥在 SBR 反应器中的生长特性[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(5): 428-431.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.05.123

好氧颗粒污泥在 SBR 反应器中的生长特性

唐朝春, 叶鑫, 刘名, 陈惠民

(华东交通大学土木建筑学院, 江西南昌 330013)

摘要:在 3 个间歇式活性污泥处理系统(SBR 反应器)R1、R2、R3(进水中 C/N 值分别为 5、10、30)内, 研究不同进水 C/N 值条件下硝化好氧颗粒污泥的形成过程, 重点探究不同 C/N 值对污泥颗粒化过程中 Zeta 电位与胞外多聚物(EPS)的影响, 以及各感应器内有机污染物的去除情况。结果表明, 经过 35 d 培养, 污泥形成颗粒, 所得好氧颗粒污泥的颜色接近橙黄色。不同 C/N 值对所培养颗粒污泥的粒径具有影响, C/N 值越小, 则大颗粒越多, 沉降性能越差。C/N 值的大小影响颗粒污泥蛋白质(PN)含量与多糖(PS)含量的比值, 进而影响颗粒的密实性, C/N 值越小则 PN/PS 值越小, 产生的 PS 越多。R1、R2、R3 的氨态氮去除率分别为 94.9%、72.3%、43.61%, 对化学需氧量的去除率分别为 96%、98%、85%, 对总磷的去除率可达 80%~90%。

关键词:好氧颗粒污泥; 间歇式活性污泥处理系统; Zeta 电位; 胞外多聚物; 去除率; 生长特性

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)05-0428-03

好氧颗粒污泥是一类微生物通过自聚集形成的微生物聚集体。与普通活性污泥相比, 好氧颗粒污泥具有结构密实、抗冲击负荷强、沉降性能优良等优点, 目前已成为排放污水处理的研究热点^[1]。采用好氧颗粒污泥处理污水的效果较好, 是因为其内部微生物种群具有多样性, 从而具有多种代谢活性。胞外多聚物(EPS)对菌群的生长与优势竞争具有重要作用^[2]。好氧颗粒污泥胞外聚合物(EPS)是好氧颗粒污泥的重要成分, 普遍存在于颗粒表面, 并使污泥形成了规则外形, 从而使微生物聚集颗粒保持稳定并进一步形成微生物聚集体^[3]。Chen 等在间歇式活性污泥处理系统(SBR)中采用含有 500 mg/L 苯酚的合成废水成功培养出好氧颗粒污泥, 并通过多色荧光原位杂交技术检测刚接种的新鲜污泥与培养成熟的颗粒污泥的内部结构^[4-6]。荧光染色和 CLSM 均表明, 微生物自凝聚是颗粒污泥形成的最初步骤。聚合在一起的微生物在附着点分泌 EPS, 增殖使得污泥生长, 最终形成颗粒污泥。通过观测 SBR 运行过程中不同 C/N 值下培育出的好氧颗粒污泥, 探究 C/N 值为 5、10、30 时污泥颗粒化过程中 Zeta 电位的变化, 以及 Zeta 电位与 EPS 的相互联系。

1 材料与方法

1.1 试验装置

SBR 反应器的每个运行周期约为 4 h, 根据进出水时间、曝气时间、沉降时间均分为 3 个阶段: 第 1 阶段, 进出水时间 3 min、曝气时间 3.6 h、沉降时间 15 min; 第 2 阶段, 进出水时间 3 min、曝气时间 3.6 h、沉降时间 9 min; 第 3 阶段, 进出水

时间 3 min、曝气时间 3.8 h、沉降时间 3 min。在整个运行过程中, SBR 反应器由时间继电器自动控制, 温度由温控仪、电热带共同控制在 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。

试验采用自制 SBR 生物反应器(图 1), 反应器总高 100 cm、内径 7 cm、有效容积 2 L, 排水口位于距反应器底部 26 cm 处, 排水量为 1 L, 排水比为 50%。反应器底部设有曝气头, 由空气泵供气, 并采用转子流量计将曝气量控制在 $0.1 \sim 0.3 \text{ m}^3/\text{h}$ (相当于表面气速 2.17 cm/s)。人工模拟废水装入配水箱, 由小型抽水泵抽吸并从上部进水口打入 SBR 反应器。排水口位于反应器中间, 由电磁阀控制排水。

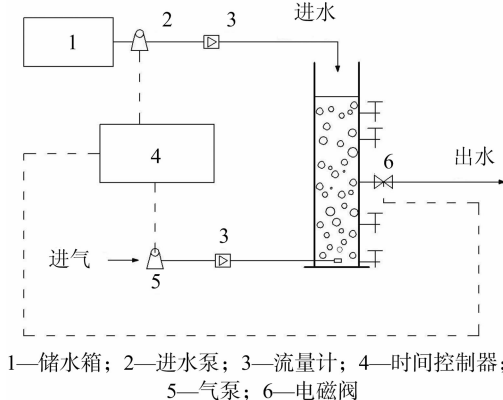


图1 SBR 装置图示

1.2 接种污泥和进水水质

反应器接种污泥取自华东交通大学污水厂 MBR 反应器曝气池内的普通絮状污泥, 接种体积为 1 L, 占反应器容积的 1/2, 接种污泥的质量浓度 MLSS 为 2.64 g/L , $\text{SVI}_{30} = 52.51 \text{ mL/g}$ 。接种污泥完全呈絮状, 无颗粒污泥。进水组分见表 1, 以三水乙酸钠含量 (1700 mg/L) 作为 COD (800 mg/L) , 进水溶液微量元素取 1 mL/L , 投加 111 mg/L CaCl_2 (即 40 mg/L Ca^{2+})、 $406 \text{ mg/L MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (即 40 mg/L Mg^{2+})。R1、R2、R3 内的 C:N:P 值分别按照

收稿日期: 2015-04-09

基金项目: 江西省自然科学基金(编号: 20132BAB203033); 江西省科技厅支撑计划(编号: 2009AE01601); 江西省研究生创新专项(编号: YC2014-S251)。

作者简介: 唐朝春(1964—), 男, 教授, 主要从事水处理理论与技术研究。E-mail: tangcc1964@163.com。

100:5:1、100:10:1、100:30:1比例配制人工废水。

表1 模拟废水的组成

参数	浓度 (mg/L)	微量元素	浓度 (g/L)
COD	800	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.12
总氮(TN)含量	40·80·240	KI	0.05
总磷(TP)含量	8	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.03
Ca^{2+}	40	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.50
Mg^{2+}	40	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.05
NaHCO_3	240	EDTA-二钠	20.00
		$\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.03

1.3 试验设计

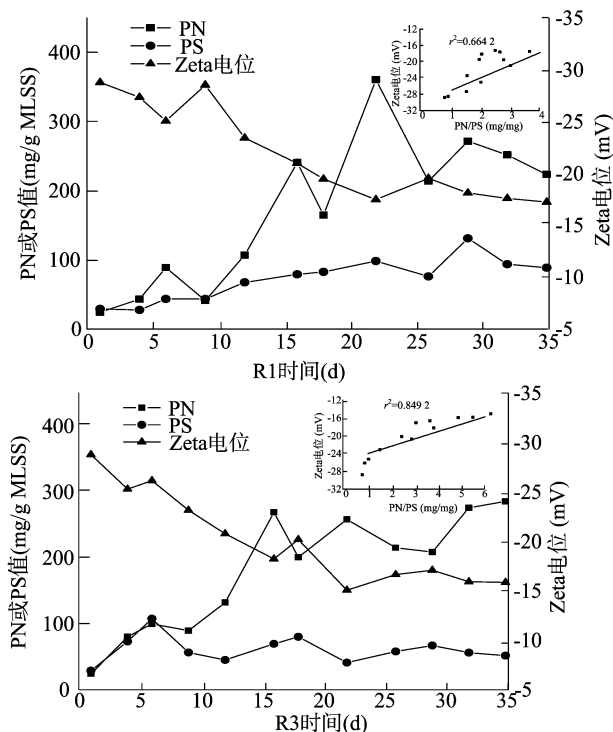
1.3.1 污泥 Zeta 电位的测定 分别取 R1、R2、R3 的 SBR 反应器下水位的混合液,以 3 000 r/min 离心 5 min,弃去上清液,再加入与原溶液同体积的去离子水,混合后采用 Zeta 电位仪对样品进行 3 次 Zeta 电位的平行测定,测定结果取平均值^[7]。

1.3.2 EPS 的提取与测定 EPS 含量采用热提取法测定^[8],多糖(PS)含量采用蒽酮-硫酸法测定^[9],蛋白质(PN)含量采用考马斯亮蓝法测定^[10]。

2 结果与分析

2.1 好氧颗粒污泥的 Zeta 电位与 EPS 的变化

由图 2 可知,R1、R2、R3 在整个好氧颗粒培养过程中,微生物分泌大量的胞外多聚物(EPS),成熟颗粒污泥的 EPS 总含量由接种时的 53.27 mg/g MLSS 分别增加至 312.24、282.42、337.60 mg/g MLSS,各反应器内成熟好氧颗粒污泥 EPS 总含量的差异不大。随着营养负荷的增加,污泥胞外蛋白(PN)增长迅速,而胞外多糖(PS)含量的增幅不明显^[11]。



在进水 C/N 值为 5 的条件下,形成的颗粒污泥 PN 含量从 24.16 mg/g MLSS 明显增加至 223.61 mg/g MLSS,PS 含量从接种污泥时的 29.11 mg/g MLSS 增加至 88.63 mg/g MLSS。

运行 35 d 后,R2、R3 中成熟好氧颗粒污泥的 PS 含量分别为 56.72、51.72 mg/g MLSS,PN 含量分别为 225.70、285.88 mg/g MLSS,进水 C/N 值为 10、30 条件下形成的颗粒污泥 PN 含量均略高于 C/N 值为 5 时。PN 是影响污泥絮凝最主要的因素,PN 具有很多氨基官能团,可中和表面负性电荷,PN 的表面电负性和高疏水性可促进颗粒黏附絮凝^[12]。

在 C/N 值为 5 条件下形成的好氧颗粒污泥的 PS 含量明显高于 C/N 值为 10、30 时,即低 C/N 值条件下形成的颗粒污泥的 PS 含量较多。可能的原因为低 C/N 值条件下微生物生长过快,而细胞在对数生长期分泌的多为与细胞非紧密结合的低分子聚合物,呈疏松状态,附着于颗粒胞外 EPS 的外层,属于松散附着型 EPS(LB-EPS)^[13]。组成 LB-EPS 的物质中,PS 的贡献往往最大,由于 PS 具有一定的亲水性,PS 含量过多可能会对污泥的沉降与脱水性造成负面影响^[14-15],并影响该颗粒污泥的结构稳定性。可见,低 C/N 值会产生过多的 PS,不利于好氧颗粒污泥的沉降及其结构稳定性。

在整个培养过程中,随着颗粒化程度的提高和污泥性能的改善,3 个反应器中污泥表面的 Zeta 电位均随 PN 含量的升高而逐渐降低。开始接种污泥时的 Zeta 电位为 -28.79 mV;运行 16 d 后,R1、R2、R3 中污泥表面的 Zeta 电位分别降至 -20.99、-21.11、-18.24 mV;培养 35 d 后,分别降至 -17.24、-14.31、-15.86 mV,均具有较好的凝聚特性。Zeta 电位的变化过程具有相似性。

由图 2 可知,污泥的 PN/PS 值与 Zeta 电位均呈正相关性,即 EPS 中 PN/PS 值越大,则污泥的 Zeta 电位越低,越有利于污泥的凝聚。R1、R2、R3 中的相关系数分别为 0.664 2、

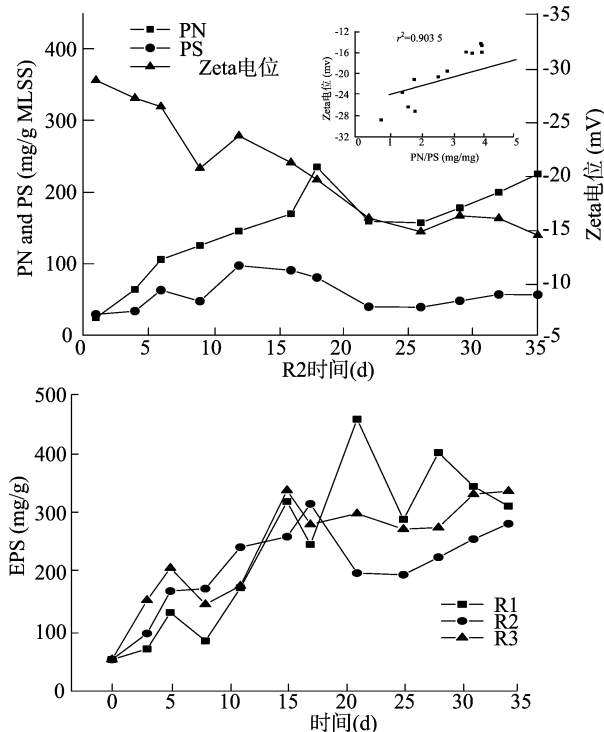


图2 污泥颗粒化时R1(a)、R2(b)、R3(c)中污泥Zeta电位与EPS(d)的变化

0.903 5、0.849 2,表明污泥的 Zeta 电位与 PN/PS 值密切相关,且 R2 中的相关度高于 R1、R3,R1 中的相关度最小。PN/PS 值的升高有助于污泥的絮凝沉降,这可能是 PN 疏水区与 PS 亲水区共同作用的结果。提高 PN/PS 值有助于减弱细菌与水分子之间的结合,并促进细菌之间形成菌胶团^[16-17]。

本试验 R1、R2、R3 中的 PN/PS 值分别由 0.83 增至 2.52、3.98、5.53。其中,R1 中成熟好氧颗粒污泥的 PN/PS 值最小,颗粒粒径却以大的居多;R3 中污泥的 PN/PS 值最大,小粒径颗粒多于 R1、R2。低 C/N 值条件下,PN/PS 值小则微生物代谢产生的 PS 较多,而具有凝胶特性的 PS 可促使

污泥快速絮凝形成颗粒,且 PS 含量越多则形成的颗粒越大,松散型胞外多聚物含量越多,污泥沉降性能越差。高 C/N 值条件下,PN/PS 值越大则 PN 含量越高,污泥疏水性越大,Zeta 电位小,污泥之间的排斥力变小,从而促进污泥的凝聚。如果 C/N 值过大则 PN/PS 值过大,具有疏水性的 PN 易使反应器内产生小粒径的颗粒污泥。

2.2 好氧颗粒污泥对模拟废水(COD/NH₄⁺-N/TP)的处理情况

在好氧颗粒污泥的培养中,反应器运行过程对污染物的去除情况见图3。

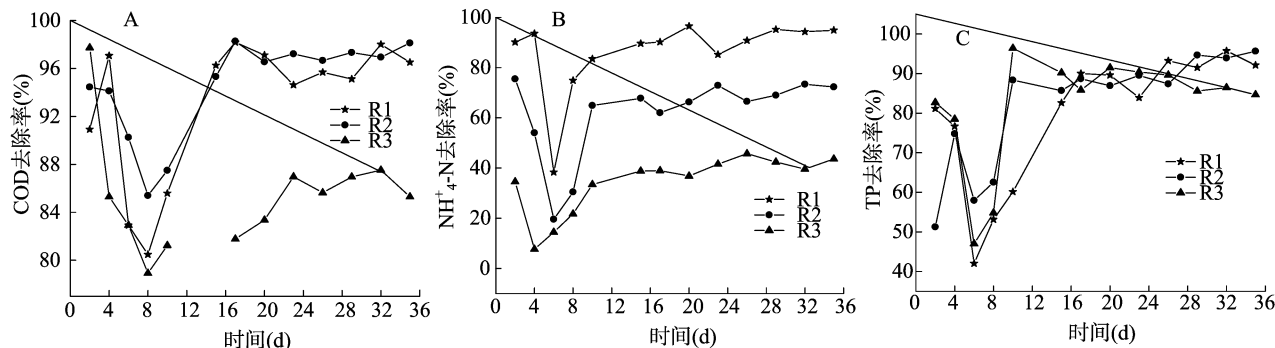


图3 污泥颗粒化过程中COD(A)、氨态氮(B)、TP(C)去除率的变化

初始反应器的接种污泥取自膜生物反应器,因此培养前期为污泥驯化过程。为保证污泥的正常生长,初始进水 COD 质量浓度为 200 mg/L,随后逐渐提高反应器进水 COD 质量浓度,由 200 mg/L 递增至 800 mg/L 并稳定在此。培养 35 d 后,R1、R2 反应器中 COD 的去除率基本维持在 95%,与刚接种时污泥对 COD 的去除率相近;R3 反应器内污泥对 COD 的去除率则由 97.0% 降至 85.3%。由图 3 可知,不同 C/N 值条件下形成的颗粒污泥对总磷 TP 去除效果的影响差异不大,去除率可达 80%~90%。C/N 值越高,形成的颗粒污泥对氨态氮的去除率越低,R1、R2、R3 的氨态氮去除率分别为 94.9%、72.3%、43.61%。在 C/N=5、10 的反应器内,颗粒污泥对 COD 具有较好的去除效果,去除率分别为 96%、98%;C/N=30 条件下形成的颗粒污泥对 COD 的去除率有所降低,仅为 85% (图 3)。

观察培养过程中各反应器内污泥对污染物的去除趋势,COD、氨态氮、TP 等污染物的去除率在初期剧烈下降,这是培养初期水力选择压的作用。沉降性能差的污泥被排出反应器,导致 MLSS 急剧下降,对污染物的去除率造成一定影响。随着后期污泥浓度的增加,污泥对各污染物的去除率稳步上升。培养 16 d 后,颗粒污泥处于稳定运行阶段,对污染物的去除能力趋于稳定 (图 3)。

培养后期的颗粒污泥对 TP 的去除效果较好,主要原因是颗粒污泥随着培养时间的延长逐渐成熟,粒径增大,内部富集越来越多的聚磷菌,且颗粒结构外部好氧、内部缺氧的氧环境有利于聚磷菌对磷过量摄取与释放,从而达到更好的除磷效果,TP 的去除率也随之升高。

3 结论

C/N 值的大小会影响颗粒污泥的 PS 含量与 PN/PS 值。

C/N 值越大则 PN/PS 值越大,污泥的絮凝沉降性能越好;C/N 值越小则 PN/PS 值越小,产生的 PS 越多,但具有凝胶特性的 PS 有助于污泥凝聚,且过多 PS 易增加松散型 EPS 的含量,促使大量大颗粒污泥的产生。可见,低 C/N 值条件可促进污泥凝聚成颗粒,却不利于颗粒污泥的沉降。

不同 C/N 值条件下形成的颗粒污泥对 TP 去除效果的影响差异不大,去除率可达 80%~90%。C/N 值越高,形成的颗粒污泥对氨态氮的去除率越低,R1、R2、R3 的氨态氮去除率分别为 94.9%、72.3%、43.61%。在 C/N=5、10 的反应器内,颗粒污泥对 COD 具有较好的去除效果,去除率分别为 96%、98%;C/N=30 条件下形成的颗粒污泥对 COD 的去除率有所降低,仅为 85%。

参考文献:

- [1]唐朝春,简美鹏,刘名,等. 强化好氧颗粒污泥稳定性的研究进展[J]. 化工进展,2013,32(4):919-924.
- [2]李海松,闻岳,曹阿生,等. 胞外多聚物对活性污泥絮凝性能影响的研究进展[J]. 环境污染与防治,2012,34(7):64-69,89.
- [3]Zhang L L, Feng X X, Zhu N W, et al. Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2007, 41 (5): 551-557.
- [4]Chen M Y, Lee D J, Tay J H. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, 73 (6): 1463-1469.
- [5]Chen M Y, Lee D J, Tay J H, et al. Staining of extracellular polymeric substances and cells in bioaggregates [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, 75 (2): 467-474.
- [6]Chen M Y, Lee D J, Yang Z, et al. Fluorescent staining for study of extracellular polymeric substances in membrane biofouling layers [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40 (21): 6642-6646.

李俊刚,姜立春,马家俊. 高效烟碱降解菌 A4 发酵条件优化[J]. 江苏农业科学,2016,44(5):431-434.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.05.124

高效烟碱降解菌 A4 发酵条件优化

李俊刚,姜立春,马家俊

(绵阳师范学院生命科学与技术学院,四川绵阳 621006)

摘要:为了提高烟碱降解菌 A4 降解烟碱的能力,采用单因素试验和正交试验法对菌株 A4 发酵条件进行了优化。结果表明,通过单因素试验确定了影响菌株 A4 生长的培养基主要因素为 pH 值、烟碱含量、碳源、氮源;采用 4 个因素 3 个水平进行正交分析,确定了发酵的最佳条件为:在培养温度为 30 ℃、pH 值 7.0、烟碱含量 2.0 g/L、接种量 5.0%、柠檬酸三钠 0.3%、胰蛋白胨 1.5% 条件下,培养 48 h,其烟碱降解率为 72.8% 比优化前提高了 22.5%。结果为采用生物技术降解烟碱废弃物以及改善烟叶品质方面提供了良好的菌种资源。

关键词:烟碱;烟碱降解菌;生物降解;条件优化;正交试验

中图分类号:TS41⁺4 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2016)05-0431-04

烟碱(nicotine)又名尼古丁,是烟草生物碱的主要成分,占烟草生物碱的 95% 以上,是影响烟叶品质的重要因素之一^[1-2]。一般来讲,烟碱含量高的烟叶,烟气劲头大,反之则小。烟碱含量较高的烟叶可利用性比较差,传统物理和化学方法降解烟碱不仅会影响环境,甚至对人类造成危害。利用微生物降解烟碱含量不仅高效,而且具有一定的选择性,可用于降解烟草中烟碱和环境中被烟碱污染的废弃物,对香烟品质不会产生不利的影响,并满足消费群体对低烟碱卷烟的需求^[3-6]。

目前,国内外已有报道筛选分离出一些烟碱降解菌株^[7-8],这些微生物可以在烟草工业和处理烟草废弃物中发

挥重要作用。Tashiro 等从 44 个含有烟碱的土壤和废水取样中获得 57 种细菌,这些细菌都呈短棒状,用烟碱作为唯一碳氮源,在 2 周内能降解浓度为 1.0 g/L 的烟碱^[9]。孔雯等从湖北省襄阳市烟草种植地中分离得到 1 株烟碱降解菌,初步确定为烟碱节杆菌属(*Arthrobacter* sp.),该菌在烟碱质量浓度为 4 g/L 的培养基中培养 48 h 后烟碱降解率达 71% 以上^[10]。2005 年,阮爱东等筛选出 1 株假单胞菌(*Pseudomonas* sp. HF-1),该菌在培养基中培养 25 h,烟碱浓度为 1.3 g/L,测得烟碱降解率为 99.6%^[11]。袁勇军等从福建三明烟区的土壤中分离得到一种菌,经过鉴定属于为中间苍白杆菌,该菌 36 h 降解了 97.56% 的烟碱,当烟碱的浓度低于 2 g/L 时,菌株能完全降解烟碱^[12]。本研究从川渝中烟工业公司四川公司绵阳分厂的垃圾堆废弃烟渣中筛选后获得优良降解烟碱菌株 A4,研究了不同烟碱浓度和不同培养条件下该菌株对烟碱的降解能力,旨在为降低烟叶烟碱含量、提高烟叶可用性提供理论依据。

收稿日期:2015-04-17

基金项目:四川省教育厅项目(编号:12ZB258)。

作者简介:李俊刚(1964—),男,四川绵阳人,硕士,副教授,从事微生物资源及开发利用研究。E-mail:saientli@sina.com。

通信作者:姜立春,博士,副教授,从事应用微生物方面的研究。

E-mail:jianglichun@126.com。

[7] Busscher H J, Belt - Gritter B, Mei H C. Implications of microbial adhesion to hydrocarbons for evaluating cell surface hydrophobicity 1. Zeta potentials of hydrocarbon droplets[J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 1995, 5: 111 - 116.

[8] Li X Y, Yang S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances(EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. Water Research, 2007, 41(5): 1022 - 1030.

[9] Gerhardt P, Murray R G E, Wood W A, et al. Methods for general and molecular bacteriology[M]. Washington D C: American Society for Microbiology, 1994.

[10] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein - dye binding[J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72(1): 248 - 254.

[11] Su K Z, Yu H Q. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(8): 2818 - 2827.

[12] Koehler J, Woetzel N, Staritzbichler R, et al. A unified hydropho-

bicity scale for multspan membrane proteins[J]. Proteins - Structure Function and Bioinformatics, 2009, 76(1): 13 - 29.

[13] Liu X M, Sheng G P, Luo H W, et al. Contribution of extracellular polymeric substances (EPS) to the sludge aggregation[J]. Environmental Science Technology, 2010, 44(11): 4355 - 4360.

[14] Li X Y, Yang S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances(EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. Water Research, 2007, 41(5): 1022 - 1030.

[15] 朱睿, 吴敏, 杨健, 等. 浓缩污泥中胞外聚合物组分与脱水性的关系[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(3): 385 - 388.

[16] Xie B, Gu J D, Lu J. Surface properties of bacteria from activated sludge in relation to bioflocculation[J]. Journal of Environmental Sciences - China, 2010, 22(12): 1840 - 1845.

[17] Wang Z P, Liu L L, Yao H, et al. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors[J]. Chemosphere, 2006, 63(10): 1728 - 1735.