

投加粉末活性炭强化好氧颗粒污泥的稳定性

魏燕杰^{1,2}, 季民¹, 李国一², 秦菲菲³

(1. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072;

2. 交通运输部天津水运工程科学研究所, 水路交通环境保护技术交通行业重点实验室, 天津 300456;

3. 天津塘沽中法供水有限公司, 天津 300450)

摘要: 好氧颗粒污泥系统稳定运行一段时间后, 往往会发生颗粒污泥解体现象, 系统内水力选择压与基质选择压之间的平衡失调, 是导致颗粒污泥解体、系统失调的内在诱因。采用了投加粉末活性炭 (PAC) 强化好氧颗粒污泥稳定性的调控措施。结果发现, PAC 的投加对污泥物理性状及微生物生长动力学方面影响明显: 投加 PAC 可以强化系统内水力选择压, 提高污泥的湿密度和强度, 降低污泥生长速率和产率, 调节污泥浓度和粒径大小, 降低粒径分布分散化的趋势, 避免因传质阻力引起的颗粒内部分裂, 保证好氧颗粒污泥系统持久维持稳定。PAC 的投加对污泥化学性状影响甚微: 不管投加 PAC 污泥与否, 在颗粒污泥形成过程中均伴随着胞外蛋白浓度的增加及污泥表面相对疏水性的上升。

关键词: 好氧颗粒污泥; 稳定性; 选择压; 粉末活性炭

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0493-2137(2012)03-0247-07

Enhancement of Stability of Aerobic Granules by Powdered Activated Carbon Addition

WEI Yan-jie^{1,2}, JI Min¹, LI Guo-yi², QIN Fei-fei³

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China;

2. Key Laboratory of Environmental Protection in Water Transport Engineering, Tianjin Research Institute of Water Transport Engineering, Ministry of Communications, Tianjin 300456, China;

3. Tianjin Tanggu Sino French Water Supply Company Limited, Tianjin 300450, China)

Abstract: Due to the disorder of balance between hydraulic and substrate selective pressures, a great quantity of aerobic granules began to break down into flocculent sludge after a while of stable operation period. Powdered activated carbon (PAC) was used to regulate the hydraulic selective pressure and strengthen the stability of aerobic granules. Experimental results showed that PAC addition had great effects on the physical properties of sludge and microbial growth kinetics: PAC addition could enhance granular wet density and strength, slow down the sludge growth rate and yield rate, moderate the sludge concentration and size, and reduce the dispersion trend of size distribution, so as to avoid internal segmentation of granule and improve the stability of aerobic granular sludge system. PAC addition had little effect on the chemical properties of sludge: the aerobic granulation process was accompanied with increments of extracellular protein content and surface relative hydrophobicity, whether PAC was added or not.

Keywords: aerobic granules; stability; selective pressure; powdered activated carbon

好氧颗粒污泥技术自从 20 世纪 90 年代出现开始, 以反应器中污泥浓度高、沉降速度快、耐冲击负荷能力强、能够同时实现脱氮除磷等特点成为目前废

水处理领域研究的热点之一。但是许多的研究报道中发现颗粒污泥系统稳定运行一段时间后, 都会出现颗粒污泥解体现象, 其较差的稳定性成为制约该技术广

收稿日期: 2011-01-17; 修回日期: 2011-05-19.

基金项目: 天津市科技攻关计划资助项目 (06YFGZSH06700); 国家水体污染控制重大专项资助项目 (2009ZX07314-002).

作者简介: 魏燕杰 (1985—), 男, 博士, wei_yj@126.com.

通讯作者: 季民, jimin@tju.edu.cn.

泛应用的瓶颈^[1-2]. 本课题组前期研究^[3-4]发现, 对颗粒污泥稳定性起关键作用的是 COD 污泥负荷. 在反应器运行初期, 为了驯化培养颗粒污泥, 大量细小分散、沉降性能差的絮状污泥被淘洗出反应器, 污泥浓度较低, 较高的污泥负荷为微生物的生长提供了物质基础. 随着颗粒污泥的出现, 污泥沉降性能趋于稳定, 污泥浓度逐渐增加, 污泥负荷率不断下降. 由于颗粒污泥特殊的空间结构, 当污泥颗粒粒径越来越大时, 低污泥负荷难以克服传质阻力; 颗粒内部微生物在没有充足营养基质的情况下易自溶分解, 从而在内部形成更大空隙, 在曝气等水力冲击下颗粒污泥极易解体.

较低的 COD 污泥负荷和逐渐增加的传质阻力是导致污泥稳定性下降、污泥解体的主要原因. 当反应器有机容积负荷基本固定时, 污泥浓度的不断攀升、颗粒污泥的尺寸不断增大则是 COD 污泥负荷降低、传质阻力增强的内在诱因. 而污泥浓度及颗粒的尺寸又受反应器运行条件的直接影响. 为了便于说明问题, 在此引入“选择压”的概念.

微生物通常以分散的状态存在, 而非聚集体^[5]. 因此要想形成颗粒污泥需要施加一些外界力, 即所谓的选择压来使得这些微生物聚集成团. 选择压对污泥颗粒化过程及形成的颗粒污泥的特性具有至关重要的作用^[6-8]. 同生物膜一样, 颗粒污泥正是这些选择压作用下颗粒内外微生物的生长及脱落动态发展的结果. 其中与微生物生长对应的选择压是基质选择压, 它是通过选择并富集不同微生物种属、控制微生物生长速度及基质代谢方式来影响污泥颗粒化过程和形成的颗粒污泥的性状, 包括基质种类和基质负荷; 当待处理废水固定时, 基质选择压即指基质负荷. 而与微生物脱落(包括淘洗出反应器)对应的是水力选择压, 包括水力剪切力和污泥龄 2 个重要参数.

因此可以说颗粒污泥是水力选择压和基质选择压共同作用下的产物. 基质选择压与水力选择压的对统一、相互平衡可以保证形成结构密实、高强度、沉淀性能好的颗粒污泥; 两者之间的平衡失调或者会引起微生物难以成团或被大量淘洗出反应器; 或者会导致颗粒污泥的粒径过度增加, 由于基质传质的限制, 导致颗粒内部胞内分解及空隙和空洞的增多, 最终导致颗粒的解体及失稳.

分析表明, 可以从基质选择压与水力选择压两方面着手调节反应器内污泥浓度及颗粒大小, 保证颗粒污泥及反应器的稳定. 如采用较低的溶解氧浓度培养生长速率较慢的微生物^[9], 调节 N/COD 形成以

生长速率较慢的硝化细菌为主体的颗粒污泥^[10]; 或者通过提高水力剪切力^[6]、降低污泥龄^[8]、投加无机载体并增加额外水力剪切力^[11-12]等措施平衡由高基质负荷引起的微生物快速滋生、粒径加速增长所带来的压力.

但某些措施在实际操作中难以控制或存在矛盾, 当处理废水固定时, N/COD 基本固定; 在颗粒污泥系统稳定运行前, 为了保证污泥浓度及颗粒污泥的比例不断增加, 一般不进行排泥; 为了培养生长速率较慢的微生物, 需要控制较低的溶解氧浓度, 即控制较低的曝气量, 这样又不利于水力剪切力的提高. 综合以上分析及实际条件, 同时参考粉末活性炭(powdered activated carbon, PAC)在厌氧颗粒污泥系统快速启动及稳定性方面所起的积极作用^[11-13], 笔者选择了“投加 PAC”作为强化好氧颗粒污泥稳定性的调控措施, 并从物理性状、化学性状和微生物生长动力学 3 个方面分析了投加 PAC 对好氧颗粒污泥稳定性的影响.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

构建两套完全相同的 SBR 装置平行运行, 分别命名为 SBR1 和 SBR2; 单套装置及流程如图 1 所示. 反应器由双层有机玻璃圆柱制成, 有效体积 3.0 L, 内层直径为 5.0 cm, 有效高度为 152.8 cm. 反应器内外夹层之间采用循环水保温控制反应器在接近恒温条件下(20 ~ 25 °C)运行.

SBR 系统由可编程控制器控制进水、曝气、沉降、排水及闲置等全过程, 具体运行参数为进水 60 min, 好氧曝气 640 min, 沉降 5 min, 排水 5 min, 静置 10 min, 周期总长为 720 min(见图 1). 采用潜水泵从反应器底部进水; 重力排水; 采用空气压缩机通过微孔曝气器曝气, 供气量由转子流量计控制在 0.10 m³/h 左右(气体表观速度为 1.41 cm/s). 反应器运行期间始终没有主动排泥.

1.2 分析项目及方法

COD、NH₄⁺-N、含盐量、MLSS、MLVSS、SVI 均采用标准方法测定^[14]. 污泥结构及生物相的观察采用光学显微镜(HIROX KH-7700). 污泥粒径分布采用激光粒度仪测定. 污泥湿密度的测定、好氧颗粒污泥胞外聚合物(EPS)的提取与测定参照文献[3], 多糖采用蒽酮法测定, 蛋白质采用修正的 Lowry 法测定. 污泥相对疏水性(SRH)的测定参考文献[15].

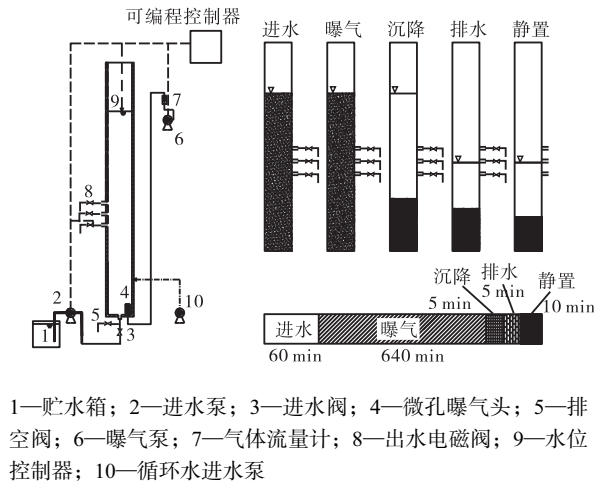


图1 SBR系统及运行程序示意

Fig.1 Sketch of SBR system and its operating mode

1.3 进水水质与接种污泥

实验用水取自天津市某垃圾填埋场的渗滤液集水池。根据系统进水水质及运行条件的不同,可将整个实验过程分成3个阶段(见表1)。阶段Ⅰ:微生物驯化及好氧颗粒污泥培养阶段,根据原垃圾渗滤液的水质特征及实验所需,将垃圾渗滤液用自来水适当地进行稀释。进水中污染物质量浓度较低(平均质量浓度:2 100 mgCOD/L, 400 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{L}$, 4 100 mgTDS/L);反应器体积交换率保持在较低水平(30%~40%)。阶段Ⅱ:过渡阶段,逐渐减少进水中自来水的比例,直至进水完全为垃圾渗滤液。阶段Ⅲ:稳定运行阶段,反应器进水完全为垃圾渗滤液,污染物质量浓度维持在:4 590 mgCOD/L, 1 154 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{L}$, 14 330 mgTDS/L。

表1 平行运行的SBR系统不同运行阶段

Tab.1 Operational stages of parallel SBR system throughout experiment

阶段	起止时间/ d	体积交换率/ %	临界沉降速率/ ($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)	水力停留时间/ h
I	1~36	30	5.50	40
	37~54	40	7.33	30
II	55~70	50	9.17	24
III*	71~130	50	9.17	24

注“*”表示运行后期 SBR2 中颗粒污泥出现了解体现象,第64天开始将 SBR2 的运行模式调整为2个连续周期结束后排水,中间不排水,从而使得 SBR2 的污染物负荷降为 SBR1 的一半。

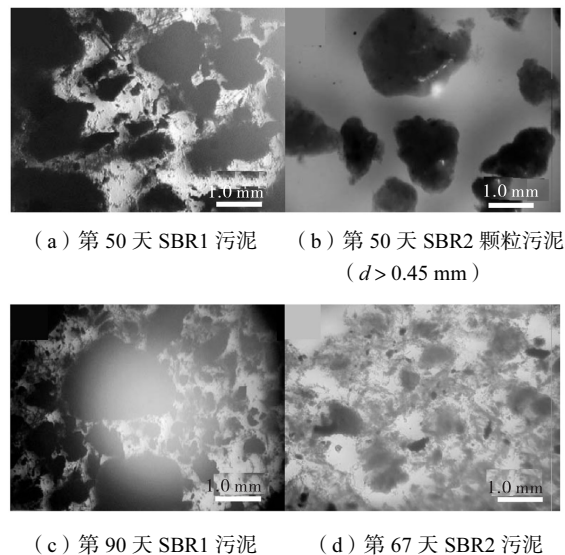
实验接种污泥取自天津市某垃圾填埋场氧化沟处理系统。污泥呈棕褐色、絮状。加入反应器后污泥沉降指数 SVI 为 99 mL/g,污泥初始质量浓度为 3.5 g/L。SBR1 中额外投加了 3 g PAC,使其在反应器中的初始质量浓度为 1 g/L; SBR2 中未投加 PAC。

2 实验结果与讨论

2.1 PAC 投加对颗粒污泥物理性状的影响

2.1.1 PAC 投加对颗粒污泥形成及其外观形态的影响

两反应器中接种污泥为传统的絮状污泥,结构松散,平均粒径为 0.044 mm。第 23 天, SBR1 中出现了以 PAC 微粒或其他无机杂质为内核、外层为疏松污泥相互堆积缠绕的小絮团; SBR2 中污泥则出现了初期的颗粒聚集。 SBR1 运行到第 40 天才出现了边界清晰的拟球形颗粒污泥。随着反应的进行, SBR1 中颗粒污泥的比例颗粒尺寸继续加大,边界清晰、结构致密的颗粒污泥逐渐成为反应器中的主体,少量絮状与细小的颗粒污泥并存。第 50 天污泥平均粒径达到 0.364 mm(见图 2(a)),之后稳定在 0.36~0.60 mm。 SBR2 在接种后第 32 天率先出现了不规则的绒毛状初期小颗粒,随着反应器的继续运行,颗粒污泥在污泥中的比例逐步增加,并且污泥的粒径显著增大,第 50 天污泥平均粒径达到 0.716 mm(见图 2(b));但在第 67 天 SBR2 中颗粒污泥出现了解体现象(见图 2(d))。



(a) 第 50 天 SBR1 污泥 (b) 第 50 天 SBR2 颗粒污泥 (d > 0.45 mm)

(c) 第 90 天 SBR1 污泥 (d) 第 67 天 SBR2 污泥

图2 不同阶段反应器污泥形态

Fig.2 Morphological observations of sludge at different stages

由图 2 可以发现:未投加 PAC 的 SBR2 中颗粒污泥出现较早并且颗粒尺寸较大,但结构疏松,这也意味着 SBR2 中的污泥对外界有毒污染物和负荷冲击更为敏感,颗粒更易失稳甚至解体。相比而言,投加了 PAC 的 SBR1 中颗粒污泥出现较晚,但形成的污泥颗粒结构密实。投加的 PAC 作为自凝聚的初始

内核,细菌可以在其表面粘附、附着、生长,并以此为基础形成初始小颗粒;该小颗粒外层菌胶团在气流、水流、颗粒间的相互碰撞等冲击下脱落后再次成为新颗粒的前体物,周而复始.另外,PAC 的加入导致污泥菌胶团与活性炭微粒或菌胶团本身在一个狭小空间内发生了更加频繁的碰撞与摩擦,延缓了污泥之间相互聚集及颗粒污泥的形成;但频繁的碰撞与摩擦又增强了颗粒污泥形成所需的水力选择压,从而促进了颗粒污泥结构的稳定.

2.1.2 PAC 投加对污泥结构湿密度的影响

从宏观角度分析,污泥湿密度可以作为污泥结构密度的重要表征参数.常规活性污泥絮体的湿密度介于 $1.002 \sim 1.006 \text{ g/cm}^3$ 之间^[16].两反应器内污泥湿密度的变化如图 3 所示,接种污泥的湿密度分别为 1.008 g/cm^3 和 1.006 g/cm^3 .运行第 35 天,SBR2 中出现颗粒污泥后,污泥湿密度增至 1.028 g/cm^3 ,并在第 35~67 天之间波动于 $1.023 \sim 1.028 \text{ g/cm}^3$ 之间;但由于颗粒污泥的解体,SBR2 中污泥湿密度不断下降,在运行后期仅维持在 $1.003 \sim 1.013 \text{ g/cm}^3$ 之间.相比之下,投加了 PAC 的 SBR1 中污泥湿密度随着运行时间稳定上升,第 43 天颗粒污泥出现后,湿密度值为 1.035 g/cm^3 ;在阶段 III,该值稳定在 $1.043 \sim 1.069 \text{ g/cm}^3$ 的范围内,标志着颗粒污泥更为稳定.

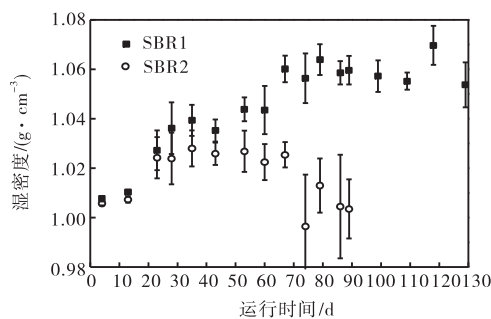


图 3 污泥湿密度随运行时间的变化

Fig.3 Development of wet density with operation time

2.1.3 PAC 投加对污泥粒径分布的影响

从微观角度分析,好氧颗粒污泥的形成与生长是微生物生长和脱落共同作用的结果.当微生物生长与脱落相互平衡时,好氧颗粒污泥达到稳定状态,将此时颗粒的尺寸定义为 D_{eq} ,在颗粒污泥反应器的运行和污泥的生长过程中,颗粒尺寸 D 是向着 D_{eq} 的方向发展, D_{eq} 与 D 之间的差距可被视为另外一种颗粒生长的驱动力^[17], D_{eq} 与 D 之间的差距越小,系统越稳定.因此除了污泥平均粒径外,相对集中的正态分布也是考察污泥颗粒化过程的重要指标.参考文献[18],用高斯正态分布拟合 SBR1 中不同阶段污泥的

尺寸分布.高斯正态分布的方程为

$$y = y_0 + \frac{A}{w\sqrt{\pi}} e^{-\frac{2(x-x_c)^2}{w^2}} \quad (1)$$

式中: x 为污泥粒径, μm ; y 为粒径 x 的污泥所占比例; x_c 为总体均值, μm , 相当于 D_{eq} ; w 为标准偏差, 反应了分布曲线的宽度(见图 4), w 越小, 分布越集中, 反之亦然.

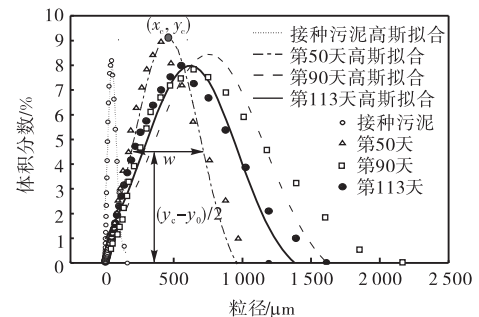


图 4 SBR1 中污泥粒径分布及高斯拟合

Fig.4 Profiles and Gauss fits of particle size distribution in SBR1

如图 4 所示,接种污泥由于粒径尺寸分布的范围较小,高斯拟合较好,对应的 x_c 为 $51.5 \mu\text{m}$, w 为 $48.3 \mu\text{m}$ (见表 2).随着污泥的生长,颗粒尺寸的增大,第 50 天 x_c 变为 $448.4 \mu\text{m}$, w 增至 $434.4 \mu\text{m}$,表明污泥尺寸分布越来越分散.第 90 天, x_c 变为 $775.5 \mu\text{m}$, w 继续增至 $814.2 \mu\text{m}$.尺寸分布越分散的污泥系统,表明 D_{eq} 与 D 之间的差距越大,系统的稳定性越差.为了维持系统内颗粒的稳定性,第 106 天,向 SBR1 补加了一次 PAC (0.25 g/L).由于投加 PAC 加强了系统内部颗粒间的相互碰撞与摩擦,第 113 天, x_c 变为 $613.5 \mu\text{m}$, w 下降至 $618.0 \mu\text{m}$.通过投加 PAC 调节了污泥粒径大小、降低了粒径分布分散化的趋势,避免因传质阻力引起的颗粒内部分裂,从“水力选择压”的角度保证颗粒污泥系统的稳定.

表 2 SBR1 中不同运行阶段污泥粒径分布的高斯拟合参数

Tab.2 Gauss fitting parameters for size distributions at different stages in SBR1

取样时间	$x_c/\mu\text{m}$	$w/\mu\text{m}$	R^2
接种污泥	51.5 ± 1.2	48.3 ± 2.3	0.91
第 50 天	448.4 ± 8.8	434.4 ± 21.1	0.95
第 90 天	775.5 ± 19.8	814.2 ± 65.9	0.91
第 113 天	613.5 ± 13.8	618.0 ± 55.5	0.94

2.2 PAC 投加对颗粒污泥化学性状的影响

2.2.1 PAC 投加对污泥分泌 EPS 的影响

近年来关于生物膜及颗粒污泥的研究发现,污泥中 EPS 含量的增加对于微生物的聚集、颗粒污泥和

生物膜的形成与稳定起到了积极的促进作用^[19]. 实验两反应器中污泥 EPS 各组分的变化如图 5 所示. SBR1 运行初始阶段蛋白质 (PN) 和多糖 (PS) 的含量分别为 32.6 mg/(gVSS) 和 7.4 mg/(gVSS). 阶段 I, 随着反应器的运行 PN 浓度呈现出逐渐增加的变化趋势, 第 46 天上升至最高的 106.1 mg/(gVSS); 之后略有下降, 但一直稳定在 76.3 ~ 97.1 mg/(gVSS) 范围内. PS 含量在反应器运行前 43 d 无明显变化, 其值在 7.4 ~ 8.5 mg/(gVSS) 范围内; 46 d 后其含量略有上升并在随后的运行时间内维持在 10.2 ~ 17.4 mg/(gVSS) 的水平. PN/PS 的变化与 PN 含量变化过程相似, 其比值在阶段 I 由最初的 4.3 逐渐增至第 43 天的最高值 10.0; 此后波动于 6 ~ 8 的范围内.

SBR2 中污泥 EPS 各组分变化整体上与 SBR1 类似. PN 含量在阶段 I 上升得较为迅速, 第 35 天即达到 81.5 mg/(gVSS), 第 55 天上升至最高的 101.3 mg/(gVSS); 但之后即呈下降趋势, 至 SBR2 停止时, PN 含量降为 57.8 mg/(gVSS). 除了第 43 天较大值外, PS 含量在反应器整个运行期间几乎无明显变化趋势, 基本稳定在 6.7 ~ 8.8 mg/(gVSS) 内. PN/PS 的变化同样与 PN 含量变化趋势重叠: 由最初的 4.4 逐渐增至第 46 天的最高值 12.1, 此后逐渐下降至最后的 7.5.

实验结果表明: ①蛋白质始终是 SBR1 和 SBR2 中污泥 EPS 的主要成分; ②阶段 I 是两反应器中污泥 EPS 的蛋白质含量及 PN/PS 逐渐增加的阶段, 恰好是 SBR1 和 SBR2 中污泥颗粒化阶段, 因此可以认为两者之间必然存在着相互关系, 该现象及结论与王景峰^[3]和 Adava 等^[19]的研究相同; ③SBR1 和 SBR2 中污泥 EPS 及其组分在阶段 I 的变化趋势基本相同, 即 SBR2 中颗粒污泥未解体之前, 加入了 PAC 的 SBR1 与未加入 PAC 的 SBR2 在污泥胞外聚合物分泌部分的特征相似.

2.2.2 PAC 投加对污泥表面疏水性的影响

颗粒污泥形成过程中微生物细胞表面疏水性发生很大变化. 从热力学角度分析, 疏水性的增强导致了微生物表面 Gibbs 自由能的降低, 加强了细胞间亲和力和力, 促进了细胞的凝聚. 因此微生物细胞的疏水性是颗粒污泥形成和维持稳定的颗粒结构的最初驱动力^[5]. 如图 6 所示, 两反应器接种污泥表面相对疏水性 (SRH) 分别为 54.5% 和 56%. 随着反应器的运行, 污泥 SRH 逐渐增加. SBR1 和 SBR2 中好氧颗粒污泥形成后, SRH 分别达到最大值的 93.5% 和 96.1%, 相比接种污泥的疏水性几乎增加了近 2 倍. 此后 SBR1 中污泥的 SRH 较为稳定, 波动于 72.8% ~

95.3% 之间. SBR2 中污泥的 SRH 呈现出下降趋势, 第 99 天 SBR2 停止运行时, SRH 降至 68.3%.

结果表明: 两反应器中污泥表面相对疏水性的上升均伴随着颗粒污泥的形成与生长. 同样可以认为 PAC 的投加与否对污泥表面相对疏水性的影响甚微.

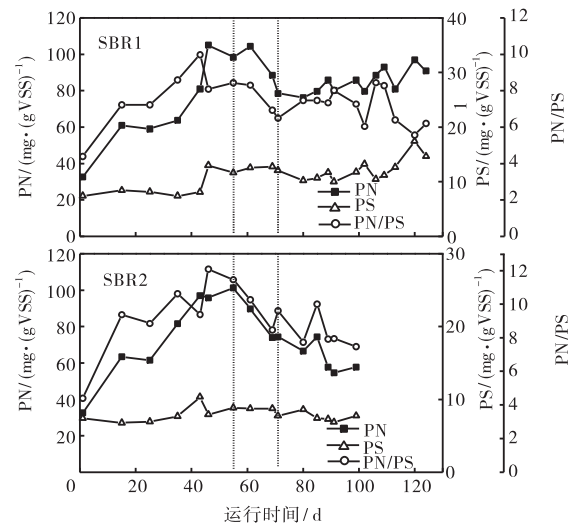


图 5 污泥胞外聚合物及其组分变化

Fig.5 Development of EPS and its components with operation time

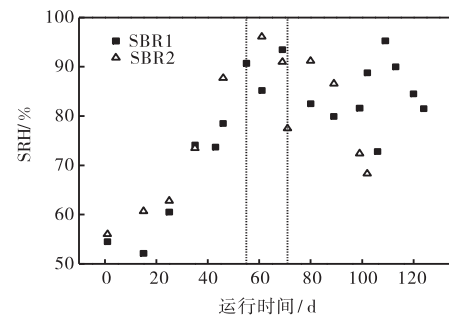


图 6 污泥表面相对疏水性随运行时间的变化

Fig.6 Development of surface relative hydrophobicity with operation time

2.3 PAC 投加在微生物生长动力学方面的作用

分析表明: 当反应器水力选择压与基质选择压不平衡时, 会导致颗粒污泥浓度的过度升高、污泥粒径的过度增大, 极易引起污泥和反应器的失稳. 因此污泥的生长速率及颗粒粒径的增长速率是颗粒污泥系统运行条件检测和优化中的重要参数. 文献^[10, 20]分别选用表观比微生物生长速率 μ_{obs} 和以颗粒尺寸为计量的表观比微生物生长速率 μ_d 来表征污泥浓度和污泥粒径的变化.

当系统稳定时, μ_{obs} 与污泥龄互为倒数, 即

$$\theta = \frac{1}{\mu_{\text{obs}}} \quad (2)$$

式中: μ_{obs} 为表观比微出物生长速率, d^{-1} ; θ 为污泥龄, d .

μ_{d} 可由 Yan 等^[21]建议的公式计算, 即

$$\mu_{\text{obs}} = \frac{1}{\rho_{\text{x}}} \frac{\text{d}\rho_{\text{x}}}{\text{d}t} = \frac{1}{(\pi/6)\rho D^3} \frac{\text{d}((\pi/6)\rho D^3)}{\text{d}t} = 3 \frac{1}{D} \frac{\text{d}D}{\text{d}t} = 3\mu_{\text{d}} \quad (3)$$

式中: ρ_{x} 为微生物质量浓度, mg/L ; ρ 为污泥内微生物密度, g/cm^3 ; D 为污泥平均粒径, cm .

表观污泥产率 Y_{obs} 、表观比基质利用率 q_{obs} 也是微生物生长动力学的重要参数, Y_{obs} 的计算公式^[20]为

$$Y_{\text{obs}} = \frac{[(\rho_{\text{VSS2}} - \rho_{\text{VSS1}})V_{\text{r}} + \rho_{\text{xe}}V_{\text{e}}]/t_{\text{c}}}{(\rho_{\text{ci}} - \rho_{\text{ce}})V_{\text{e}}/t_{\text{c}}} \quad (4)$$

式中: Y_{obs} 为表观污泥产率, mgVSS/mgCOD ; ρ_{VSS1} 、 ρ_{VSS2} 分别为周期始末反应器内污泥质量浓度, mgVSS/L ; ρ_{ci} 、 ρ_{ce} 分别为反应器进出水 COD 质量浓度, mg/L ; V_{r} 为反应器体积, L ; ρ_{xe} 为出水污泥质量浓度, mgVSS/L ; V_{e} 为排水体积, L ; t_{c} 为周期时长, d .

当反应器进入稳定状态, $\rho_{\text{VSS1}} = \rho_{\text{VSS2}}$, 式(4)简化为

$$Y_{\text{obs}} = \frac{\rho_{\text{xe}}}{\rho_{\text{ci}} - \rho_{\text{ce}}} \quad (5)$$

q_{obs} 的计算公式^[20]为

$$q_{\text{obs}} = \frac{(\rho_{\text{i}} - \rho_{\text{e}})V_{\text{e}}/t_{\text{c}}}{V_{\text{r}}\rho_{\text{VSS}}} \quad (6)$$

式中: q_{obs} 为表观比基质利用率, $\text{mgCOD}/(\text{mgVSS} \cdot \text{d})$.

将各阶段进出水污染物质量浓度、污泥浓度等代入式(6), 即可得到反应器运行的各项动力学参数, 结果见表 3. 可以看出: 除了第 91 天时 SBR2 大部分颗粒污泥解体外, SBR1 中各阶段表观污泥产率 Y_{obs} 、表观比微生物生长速率 μ_{obs} 和 μ_{d} 均低于 SBR2 中的数值, 这是 SBR1 中颗粒污泥出现较晚的主要原因. PAC 的投加强化了系统内水力剪切力, 使污泥生长速率和产率保持在较低水平, 为调节污泥浓度和颗粒粒径的稳定奠定了有利条件, 保证了颗粒污泥系统相对稳定. 另外, SBR1 成熟的颗粒污泥 Y_{obs} 仅为 $0.103 \text{ mgVSS/mgCOD}$, 接近于 Tay 等^[22]研究中相同负荷下的数值, 但小于常规活性污泥的 0.41 mgVSS/mgCOD ^[23]. 好氧颗粒污泥较低的污泥产率对实现剩余污泥“减量化”目标具有重要意义.

表 3 反应器微生物生长动力学参数

Tab.3 Kinetic parameters calculated for sludge in both reactors

运行天数/d	$Y_{\text{obs}}/(\text{mgVSS} \cdot (\text{mgCOD})^{-1})$		$q_{\text{obs}}/(\text{mgCOD} \cdot (\text{mgVSS} \cdot \text{d})^{-1})$		$\mu_{\text{obs}}/\text{d}^{-1}$		$\mu_{\text{d}}/\text{d}^{-1}$	
	SBR1	SBR2	SBR1	SBR2	SBR1	SBR2	SBR1	SBR2
13	0.230	0.389	0.314	0.269	0.036	0.052	0.012	0.017
23	0.149	0.326	0.440	0.219	0.033	0.043	0.011	0.015
35	0.298	0.356	0.189	0.147	0.028	0.026	0.009	0.009
53	0.142	0.305	0.400	0.411	0.029	0.063	0.010	0.021
67	0.124	0.266	0.623	0.552	0.038	0.089	0.013	0.030
91	0.103	0.074	0.811	0.486	0.042	0.025	0.014	0.008

3 结 论

(1) 投加了 PAC 的反应器第 40 天才开始出现颗粒污泥; 但形成的颗粒污泥结构密实; 平均粒径 $0.36 \sim 0.60 \text{ mm}$; 污泥湿密度最高值达 1.070 g/cm^3 . 相比而言, 未投加 PAC 的反应器中第 32 天开始出现初期小颗粒; 成熟的颗粒污泥尺寸较大(平均粒径 0.716 mm); 但结构疏松; 污泥湿密度仅为 1.025 g/cm^3 左右, 甚至更低.

(2) PAC 的投加对污泥化学性状影响甚微. 且不管投加 PAC 与否, 在颗粒污泥形成过程中均伴随着胞外蛋白(PN)浓度的增加及污泥表面相对疏水性(SRH)的上升.

(3) PAC 的投加降低了污泥生长速率和产率.

总体而言, 通过投加 PAC 可以强化系统内水力剪切力, 提高污泥的湿密度和强度, 调节污泥质量浓度和粒径大小、降低粒径分布分散化的趋势, 避免因传质阻力引起的颗粒内部分裂, 从“水力选择压”的角度保证颗粒污泥系统的稳定.

参考文献:

- [1] Zheng Yuming, Yu Hanqing, Liu Shuangjiang, et al. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions[J]. *Chemosphere*, 2006, 63(10): 1791-1800.
- [2] Liu Yongqiang, Tay J H. Cultivation of aerobic granules in a bubble column and an airlift reactor with divided

- draft tubes at low aeration rate[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2007, 34(1): 1-7.
- [3] 王景峰. 好氧颗粒污泥脱氮除磷及颗粒污泥膜生物反应器研究[D]. 天津: 天津大学环境科学与工程学院, 2006.
- Wang Jingfeng. Study on Nitrogen, Phosphate Removal of Aerobic Granular Sludge and Granular Sludge Membrane Bioreactor[D]. Tianjin: School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, 2006(in Chinese).
- [4] 魏燕杰, 季 民, 秦菲菲, 等. 序批式反应器处理垃圾渗滤液的污泥颗粒化及污染物去除性能研究[J]. 环境工程学报, 2010, 4(9): 1963-1967.
- Wei Yanjie, Ji Min, Qin Feifei, et al. Formation and performances of aerobic granules in a sequencing batch reactors treating landfill leachate[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(9): 1963-1967 (in Chinese).
- [5] Liu Yu, Yang Shufang, Liu Qishan, et al. The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules [J]. *Current Microbiology*, 2003, 46(4): 270-274.
- [6] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2001, 57(1/2): 227-233.
- [7] Wang X H, Zhang H M, Yang F L, et al. Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41(3): 205-211.
- [8] Liu Yu, Liu Qishan. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors[J]. *Biotechnology Advances*, 2006, 24(1): 115-127.
- [9] de Kreuk M K, van Loosdrecht M C M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability[J]. *Water Science and Technology*, 2004, 49(11/12): 9-17.
- [10] Liu Yu, Yang Shufang, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria[J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, 108 (2): 161-169.
- [11] Wirtz R, Dague R R. Enhancement of granulation and start-up in the anaerobic sequencing batch reactor[J]. *Water Environment Research*, 1996, 68(5): 883-892.
- [12] Wirtz R, Dague R R. Laboratory studies on enhancement of granulation in the anaerobic sequencing batch reactor[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(4): 279-286.
- [13] Hulshoff Pol L W, de Castro Lopes S I, Lettinga G, et al. Anaerobic sludge granulation[J]. *Water Research*, 2004, 38(6): 1376-1389.
- [14] American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water*[M]. 20th ed. Washington, USA: American Public Health Association, 1998.
- [15] Wilen B M, Jin B, Lant P. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculation properties[J]. *Water Research*, 2003, 37(9): 2127-2139.
- [16] 张自杰, 林荣忱, 金儒霖. 排水工程[M]. 4 版. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000.
- Zhang Zijie, Lin Rongchen, Jin Rulin. *Wastewater Engineering*[M]. 4th ed. Beijing: China Architecture and Building Press, 2000(in Chinese).
- [17] Yang Shufang, Liu Qishan, Tay J H, et al. Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors[J]. *Letters in Applied and Microbiology*, 2004, 38(2): 106-112.
- [18] Su Kuizu, Yu Hanqing. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater[J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(8): 2818-2828.
- [19] Adava S S, Lee D J, Tay J H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule[J]. *Water Research*, 2008, 42(6/7): 1728-1735.
- [20] Liu Yongqiang, Tay J H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors[J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41(3): 516-522.
- [21] Yan Yuegen, Tay J H. Characterisation of the granulation process during UASB start-up[J]. *Water Research*, 1997, 31(7): 1573-1580.
- [22] Tay J H, Pan Shun, He Yanxin, et al. Effect of organic loading rate on aerobic granulation I: Reactor performance[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2004, 130(10): 1094-1101.
- [23] Sin Gurkan, Guisasola A, de Pauw D J W, et al. A new approach for modeling simultaneous storage and growth processes for activated sludge systems under aerobic condition[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2005, 92(5): 600-613.