

HRT 对 ABR 处理低浓度废水的效果和颗粒污泥特征的影响

杜接弟, 王毅力*, 李炯, 徐昕照, 魏科技

(北京林业大学环境科学与工程学院, 省部共建森林培育与保护教育部重点实验室, 北京 100083)

摘要:采用效果检测、粒度分布与分形等方法, 研究了 ABR 处理低浓度废水时水力停留时间(HRT)对其运行状况和颗粒污泥特征的影响. 结果表明, 随着 HRT 从 24 h 逐渐缩短到 5 h, 反应器保持了较高的有机物去除效果, 运行稳定阶段的 COD 去除率多在 90% 以上, 主要承担 COD 去除的格室由反应器的前 2 格逐渐过渡到中间 3 格室; 反应器后面格室颗粒污泥的 MLSS 值随着 HRT 的缩短总体也呈增加趋势, MLVSS/MLSS 值先降低后升高, 前 3 个格室的 MLVSS/MLSS 值高于后 2 个格室的趋势越来越明显. 分形维数和粒度的变化表明, HRT 为 24 h 和 18 h 时, ABR 中颗粒污泥呈现表面光滑、结构密实和粒径逐渐增大的特点; HRT 为 12 h 和 8 h 时, 形成大中空、表面相对不规则的疏松颗粒污泥; HRT 为 5 h 时, 水力扰动破碎、筛分以及微生物修补作用的综合影响导致颗粒污泥粒径减小、表面光滑、结构密实. 在同一 HRT 下, ABR 不同格室中颗粒污泥 D_1 和 D_2 呈现出相反的变化趋势, 显示了沿着 ABR 格室, 颗粒污泥表面变得光滑时对应的结构比较密实的特征.

关键词: ABR; 低浓度废水; 水力停留时间; 颗粒污泥; 粒度分布; 分形维数

中图分类号: X505 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)07-2022-08

Impact of Hydraulic Retention Time (HRT) in ABR on Its Operation Performance and Granular Sludge Characteristics When Treating Low-strength Wastewater

DU Jie-di, WANG Yi-li, LI Jiong, XU Xin-zhao, WEI Ke-ji

(Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education and Beijing, College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: The impact of hydraulic retention time(HRT) in an anaerobic baffled reactor (ABR) on its operation performance and granular sludge characteristics was investigated through both testing its operation and analyzing the particle size distribution(PSD) and fractal dimensions of these sludge granules when treating low-strength wastewater. As HRT was gradually reduced from 24 h to 5 h, ABR had good performance on the organics removal and could reach about 90% for the COD removal, the VFA contents in ABR effluent and their pH values showed opposite trends. Most COD in wastewater was removed in the first two compartments of ABR during the running period of HRT from 24 h to 12 h, after that, the middle three compartments in ABR performed the most removal work. The MLSS in latter compartments of ABR increased and the tendency of MLVSS/MLSS ratios in the former three compartments were higher than that in the latter two ones appeared more and more remarkable along with the decrease of HRT. At HRT 24 h and 18 h, the granules grew bigger than before start-up, whose one-dimensional fractal dimension (D_1) decreased and two-dimensional fractal dimension (D_2) increased, implying the smoother surface and more compact structure. As the HRT changed to 12 h and 8 h, the increasing D_1 and decreasing D_2 of granular sludge indicated its rougher surface and looser structure, and the bigger granules were formed with holes in their center. At HRT 5 h, smoother and more compact granules formed with smaller number median diameters of 0.72-0.82 mm than that at HRT 8 h. The looser granules were broken-up and some granules were discharged from ABR under the hydraulic disturbance and screening effect, at the same time, the growth of microorganism and their EPS (extracellular polymer substance) secretion could smooth the surface of the fragmentized granules. The fractal dimensions of granular sludge in the one-dimensional and two-dimensional topological spaces behaved inversely in each compartment of ABR at the same HRT, that is to say, the granular sludge along the ABR sequences became smoother on the surface meanwhile more compact structurally.

Key words: anaerobic baffled reactor (ABR); low-strength wastewater; hydraulic retention time(HRT); granular sludge; particle size distribution; fractal dimension

折流板式厌氧生物反应器(anaerobic baffled reactor, ABR)是 Bachmann 等^[1]于 1982 年提出的一种新型高效厌氧反应器. 该反应器独特的格室结构使其在处理高浓度有机废水时, 沿程各格室中生长着适应流入该格室废水水质的优势微生物种群(分离的产酸相与产甲烷相), COD 和 SS 的去除效果很好^[2]. 近年来, 研究者发现 ABR 对低浓度有机废水

亦具有较好的处理效果^[3-5], 并且在长期运行过程

收稿日期: 2008-09-27; 修订日期: 2008-11-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(50578012, 20407004); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2007AA06Z301); 教育部新世纪优秀人才计划项目(NCET-06-0120); 霍英东青年教师基金项目(91078); 北京市科技新星项目(2006); 北京市教委项目; 北京市重点学科项目(XK100220555)

作者简介: 杜接弟(1985~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境水质学, E-mail: jiedi85@163.com

* 通讯联系人, E-mail: wangyilinet@sina.com

中,亦存在相的自然分离现象^[6].通常情况下,低浓度有机废水因传质推动力较小、污泥不易颗粒化等原因可以导致升流式厌氧污泥床(UASB)和厌氧颗粒污泥膨胀床(EGSB)的运行困难.但 ABR 与它们不同,可以通过较短的水力停留时间(HRT)达到较好的处理效果^[7].在 ABR 中,颗粒污泥物理结构和理化特征是影响其良好性能的关键^[2,8~12],这些在絮状污泥的研究中已经得到一定认识^[13,14].在絮状污泥研究中,采用分形理论表征其结构和动力学形成模式,已经取得了丰富的成果^[13~18].然而,研究人员对 ABR 中颗粒污泥分形特征的研究依然不多.芦家娟等^[19]和姜潇等^[20]曾对 ABR 颗粒污泥的分形特征进行了初步探讨,但他们的研究只分析了成熟颗粒污泥的分形特征,尚未探讨 ABR 在操作条件变化时颗粒污泥分形特征的变化规律.本研究基于上述研究的不足,分析 ABR 处理低浓度人工合成有机废水时,不同水力停留时间对反应器的运行特征、颗粒污泥的物理性质及分形维数的影响,以期对 ABR 处理低浓度有机废水的研究与应用奠定基础.

1 材料与方法

1.1 试验装置与工艺流程

试验所用的 ABR 装置由厚 5 mm 的有机玻璃制成,长×宽×高为 500 mm×150 mm×310 mm,有效容积为 14.55 L.该反应器分为 5 个格室,每室分为上、下流室,上流室与下流室的宽度比例为 5:1,通往上流室的折板下端有 45°拐角.每个格室顶部设置导气口,整个反应器放置在恒温水浴槽内,采用温控加热棒将水浴槽温度控制在(35±2)℃.其工艺流程如图 1 所示,进水通过蠕动泵计量输入反应器,依次经过 5 个格室后,有机物进行相应的厌氧降解并产生甲烷气体,各格室产生的气体经导气口排出,出水由 ABR 的第 5 格室排至出水箱.

1.2 试验方法

试验进水为人工配水,由葡萄糖、尿素和磷酸二氢钾提供相应的碳、氮、磷源,比例为 COD:N:P=350:5:1,投加适量的 Mg、Fe 及微量元素 Cu、Co、Ni、Mn 等,同时以 NaHCO₃ 调节进水的碱度,保证出水的 pH 值处于 6.5~7.5 之间.开始试验时 ABR 中的污泥为启动成功后放置了 2~3 个月的成熟颗粒污泥及测试其物理性质后的破碎颗粒^[20],这些污泥分布在 ABR 的各格室中.

1.2.1 低浓度 ABR 的运行方式及过程监测

根据 Monod 酶促反应动力学理论,在低有机底

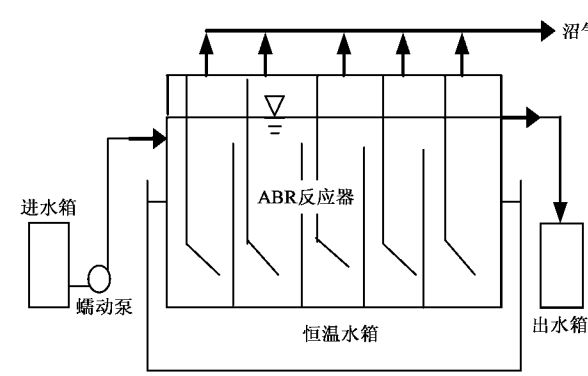


图 1 ABR 工艺流程示意

Fig.1 Schematic diagram of the anaerobic baffled reactor (ABR)

物浓度的条件下(底物浓度远小于底物饱和常数时,即 $S \ll K_s$),有机底物降解遵循一级反应,有机底物的含量是有机底物降解速率的控制因素^[24].污泥长期处于饥饿状态,污泥活性远远低于最佳值,采用短 HRT 可使 ABR 格室内的水力紊动程度加剧,利于微生物与基质的接触,可显著降低 K_s 值.在本试验中,ABR 的水力停留时间为 24~5 h.在 ABR 的运行过程中,固定进水基质(以 COD 计)浓度为 500 mg·L⁻¹,初始水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)为 24 h,待运行稳定时,检测反应器的运行状况和格室中颗粒污泥的性质,然后依次按照 18、12、8、5 h 改变水力停留时间,进入下一阶段运行和检测.

在每一 HRT 下运行时,定期检测各格室中水温、进出水的 COD、出水的 pH 和挥发性脂肪酸(VFA)含量(测试 2~3 个平行样,取平均值)以及生物相,当 ABR 的 COD 去除率保持稳定 1 周以上,其它相关指标(pH、VFA 和生物相等)基本正常,其运行即可认为达到稳定.稳定后的采样与测量程序为:分别混匀各格室的颗粒污泥,从反应器中间取样保存(4℃),相应指标分析在 1 周内完成;MLSS、MLVSS、SV 作 3 个平行样,取平均值;拍摄 25~30 张颗粒污泥照片,颗粒污泥的个数一般达 2 000 以上;同时检测各格室中上清液的 COD、VFA,观察各格室中厌氧颗粒污泥的生物相.其中,COD 采用快速测定方法,VFA 采用容量滴定分析法^[10],pH 用 pH-3B 型精密酸度计测定;MLSS 和 MLVSS 的测定采用重量法^[10];SV、SVI 采用标准方法测定^[10].

1.2.2 ABR 颗粒污泥图像拍摄装置与流程

图 2 是 ABR 颗粒污泥图像拍摄装置示意,该装置主要包括数码相机(Sony T9 型),培养皿(内径 15 cm),大孔吸管等.具体操作流程如下:采集适量的

颗粒污泥置于小烧杯中,用大孔吸管小心地将颗粒污泥移入培养皿的去离子水中,使得污泥颗粒充分分散,然后调节照明光源亮度,用数码相机对培养皿中的污泥颗粒进行拍摄,并用标尺标定图像大小.拍摄过程中要求液面不反光、污泥颗粒轮廓清晰.

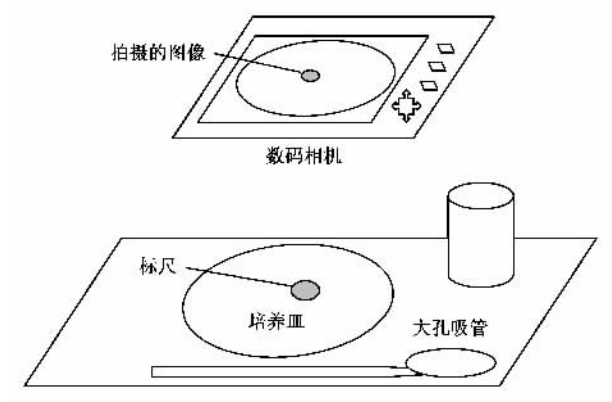


图2 颗粒污泥形貌拍摄装置示意

Fig.2 Schematic process for granular sludge image recording

1.3 ABR 中颗粒污泥的粒度分布和分形维数(D_1 、 D_2)的分析

采用 Image-Pro 5.0 图像分析软件对颗粒污泥的数码照片的几何特征进行解析,然后运用频率密度(p)与间隔中点粒径(d_{pi})统计颗粒污泥的粒度分布特征(即 p - d_{pi} 分布图谱),并依据文献中的图像法来确定低维拓扑空间的分形维数,其中, P - d_L 关系确定 D_1 , A - d_L 关系确定 D_2 [20~23,25].

2 结果与分析

2.1 ABR 处理低浓度有机废水在不同 HRT 下的运行状况

2.1.1 ABR 处理低浓度有机废水运行过程中进出水指标的变化

图3分别为 ABR 处理低浓度有机废水在不同 HRT 下运行了 264 d 的相关指标(平均值,平行样的相对偏差 < 10%)随时间变化曲线.图3(a)表明,在 ABR 的运行过程中,进水 COD 基本维持在 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水 COD 呈现一定的波动.图3中各指标的变化曲线显示,第1阶段(HRT = 24 h)运行了大约 55 d,设定的容积负荷(VLR)为 $0.50\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$;由于 ABR 在长期闲置后重新启动,COD 去除率起初很不稳定,在 54% ~ 100% 之间波动,并呈现一次明显的降低,而后稳定在 70% 以上;出水的 VFA 和 pH 值亦有较大波动,VFA 基本稳定在 $3.15\sim4.67\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,波动的最低值达到

$1.52\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$,最高达到 $6.20\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$;pH 值基本稳定在 6.85 左右.第2阶段(HRT = 18 h)运行了 70 d 左右,设定的 VLR 为 $0.67\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$;初始的 COD 去除率稍有下降,之后很快稳定在 95% 以上;出水 VFA 和 pH 值亦较为稳定,VFA 变化范围为 $5.02\sim6.34\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$,总体上较第一阶段有所增加;pH 值在 6.90 附近波动.第3阶段(HRT = 12 h)运行了约 25 d,VLR 为 $1.00\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,相应的 COD 去除率均保持在 98% ~ 100% 之间;而出水 VFA 呈现先下降后上升的趋势,稳定时达到 $7.52\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$;出水 pH 值达到 7.00 以上.第4阶段(HRT = 8 h)运行了大约 50 d,VLR 为 $1.50\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$,总体 COD 去除率较好,达到 94% 以上;出水 VFA 和 pH 值较稳定,出水 VFA 基本在 $3.00\sim5.83\text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间波动;出水 pH 值在 6.70 左右波动.第5阶段(HRT = 5

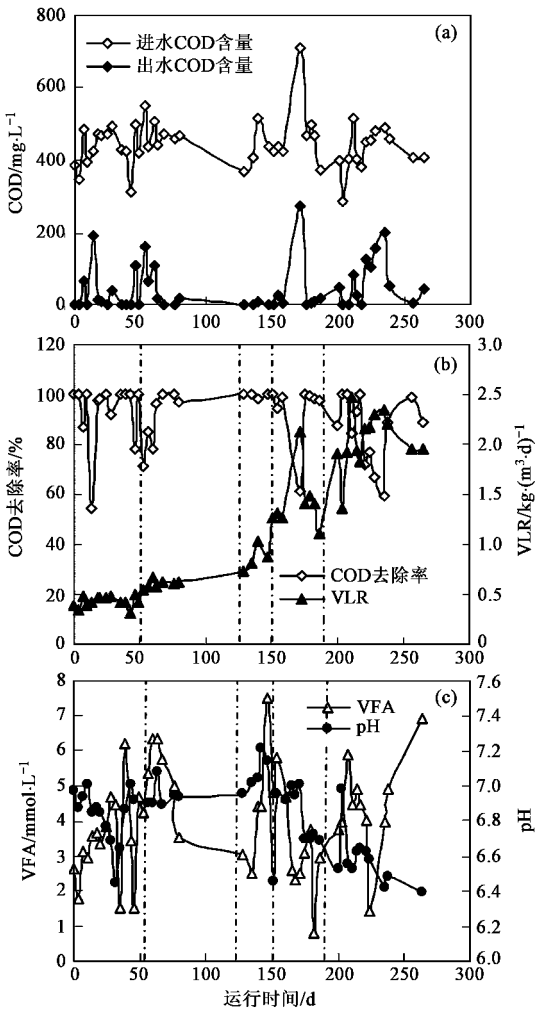


图3 进出水 COD、容积负荷、COD 去除率、出水 VFA 与 pH 随时间变化曲线

Fig.3 COD removal rate, volumetric loading rate (VLR), VFA concentrations and pH of effluent vs time in the ABR

h)运行了约 64 d, 设定的 VLR 为 $2.40 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, COD 去除率曾一度下降至 67%, 出水 COD 达到 $157 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 稳定后 COD 去除率恢复至 88% 以上; 出水 VFA 呈现先上升后下降的趋势, 最后稳定在 $4.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右; 出水 pH 值在运行初期上升至 6.98, 最后稳定在 6.60 左右. ABR 在上述 5 阶段的运行过程中, VFA 与 pH 随着运行时间的延长基本上呈现相反的变化趋势, 这也表明出水 VFA 的增加会导致 pH 的下降.

2.1.2 颗粒污泥的物理性质

图 4 分别显示了在不同 HRT 下反应器 5 个格室颗粒污泥的 MLSS、MLVSS 及 MLVSS/MLSS (平均值, 平行样相对偏差 $< 15\%$) 的变化情况. 由图 4 (a)、4(b)可见, 在 ABR 的运行期间, 当 HRT 从 24 h 逐渐变为 5 h 时, 第 1 格室中 MLSS 和 MLVSS 总体上呈现先升高后降低的趋势, 第 2 格室中 MLSS 和 MLVSS 总体上先降低后升高, 第 3~5 格室 MLSS 和 MLVSS 总体上呈现升高的趋势. 此外, HRT 为 24 h 时, 反应器中污泥含量较运行前呈现明显降低, 后 3 格室中污泥含量降低最为明显, MLSS 在 $5.5 \sim 8.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 反应器前 2 格室污泥含量较高, MLSS 达到 $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上; HRT 为 18 h 时, 反应器第 2 格室污泥含量明显高于其他格室, 第 1、4 格室次之; HRT 为 12 h 时, 反应器第 1 格室污泥含量明显高于其他格室, MLSS 达到 $38.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$; HRT 为 8 h 时, 反应器各格室污泥含量基本上沿反应器的流程呈现依次降低的排列顺序, 5 个格室的污泥含量普遍明显上升; HRT 为 5 h 时, 反应器第 1 格室污泥含量明显降低, 第 5 格室污泥含量明显升高. 此外, 各格室中颗粒污泥的 MLVSS/MLSS 值随着 HRT 的缩短一致表现出先降低后升高的现象. 而且在同一停留时间下, 第 2 格室颗粒污泥的 MLVSS/MLSS 值高于其它格室. 随着停留时间的缩短, 前 3 个格室中颗粒污泥的 MLVSS/MLSS 值高于后 2 个格室的趋势越来越明显. 在 HRT 为 8 h 时, 前 3 格室颗粒污泥 MLVSS/MLSS 为 $0.50 \sim 0.60$, 后 2 格室颗粒污泥 MLVSS/MLSS 为 $0.42 \sim 0.45$, HRT 为 5 h 时, 前 3 格室颗粒污泥 MLVSS/MLSS 为 $0.60 \sim 0.63$, 后 2 格室颗粒污泥 MLVSS/MLSS 为 $0.53 \sim 0.55$.

表 1 为 ABR 反应器运行至第 5 阶段稳定时各格室颗粒污泥的物理性质. 由表 1 可以看出, 在水力停留时间为 5h 时 $[\text{VLR} = 2.4 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}]$, 各格室颗粒污泥的 MLVSS/MLSS 值为 $53\% \sim 63\%$; 各格室污泥 SV 的大小顺序与 MLSS 的顺序不同. 此外, 各

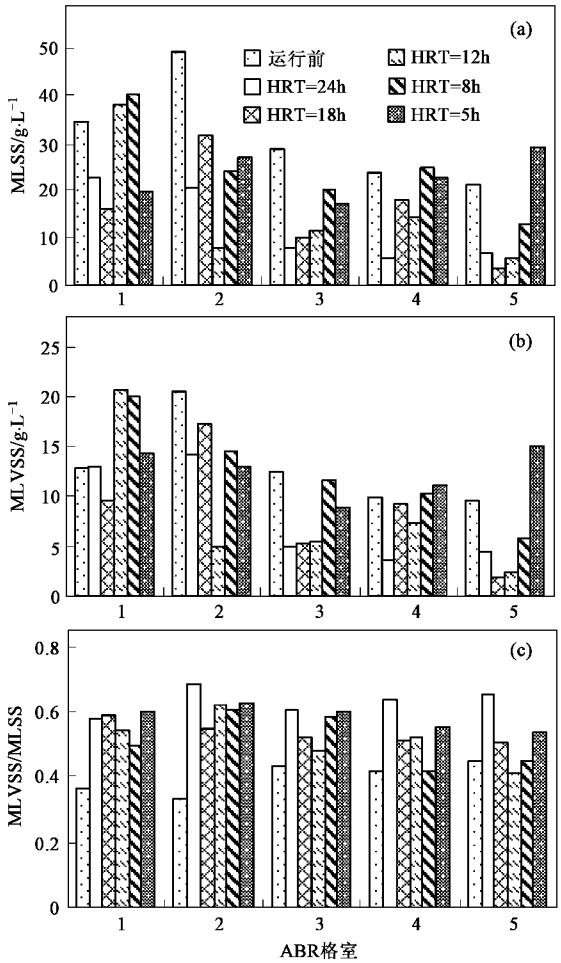


图 4 不同水力停留时间下各格室 MLSS、MLVSS 及 MLVSS/MLSS 变化

Fig.4 MLSS, MLVSS and MLSS/MLVSS in each ABR compartment at different HRT

格室颗粒污泥的 SVI 较低, 可以看出, 第 4 格室污泥的沉降和压缩性能最差.

2.2 不同水力停留时间下 ABR 格室中颗粒污泥的粒度分布

采用 Origin 8.0 的非线性拟合功能对不同 HRT 下 ABR 5 个格室的 30 组颗粒污泥频率密度分布曲线进行了正态分布和对数正态分布拟合, 结果如图 5 所示. 不同 HRT 下反应器各格室中颗粒污泥频率密度的分布大部分符合正态分布或对数正态分布, 相应的非线性拟合曲线的确定系数 > 0.70 ; 只有 HRT 为 5 h 和 8 h 时, 反应器第 2 格室颗粒污泥频率密度不符合正态分布或对数正态分布.

鉴于上述分布的不统一, 颗粒污泥的平均粒径只能用个数中位直径(d_{50})来表示. 图 6 为不同 HRT 下运行稳定时反应器中颗粒污泥 d_{50} 的变化. 可见, ABR 开始运行时, 各格室中颗粒污泥的 d_{50} 相差较

小,大小为 0.44 mm 左右;当 HRT = 24 h, ABR 稳定运行阶段各格室中颗粒污泥的 d_{50} 在 0.64 ~ 0.80 mm 之间,比运行前反应器中颗粒污泥的粒径有较大增长,其中第 2、4 格室增长最为明显;当 HRT = 18 h,各格室中颗粒污泥的 d_{50} 较前一阶段均有所减小;当 HRT = 12 h,各格室中颗粒污泥的 d_{50} 比前一阶段有

所增加,而且第 2、4 格室增长幅度最大;当 HRT = 8 h,各格室中颗粒污泥粒径继续较大幅度增大,达到 ABR 初始运行前各格室颗粒污泥 d_{50} 的 2 倍,其中,各格室颗粒污泥 d_{50} 的大小顺序为:第 4 格 > 第 5 格 > 第 1 格 > 第 2 格 > 第 3 格;当 HRT = 5 h,各格室中颗粒污泥的 d_{50} 有些下降,为 0.73 ~ 0.83 mm.

表 1 运行完成后各格室颗粒污泥物理特征

Table 1 Physical characteristics of granular sludge in each compartment after operation						
ABR 格室	污泥浓度(MLSS) /g·L ⁻¹	灰分 /g·L ⁻¹	挥发性悬浮固体(MLVSS) /g·L ⁻¹	MLVSS MLSS /%	污泥沉降比(SV) /%	污泥指数(SVI) /mL·g ⁻¹
第 1 格	19.90	5.57	14.32	60	58.00	24.70
第 2 格	27.05	14.05	13.00	63	58.50	28.02
第 3 格	17.20	8.28	8.92	60	40.00	25.23
第 4 格	22.75	11.70	11.04	55	88.50	43.90
第 5 格	29.22	14.25	14.97	53	83.50	29.84

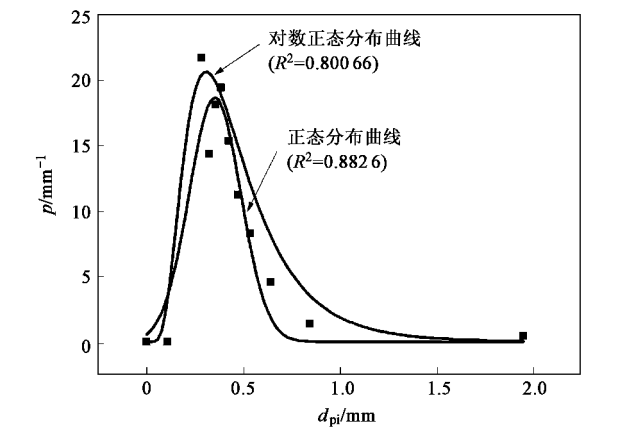


图 5 运行前 ABR 第 1 格室颗粒污泥的频率密度分布曲线及非线性拟合结果

Fig.5 Frequency density distribution and its non-linear regression results of granular sludge in the 1st compartment of ABR before operation

2.3 颗粒污泥的低维拓扑空间分形维数

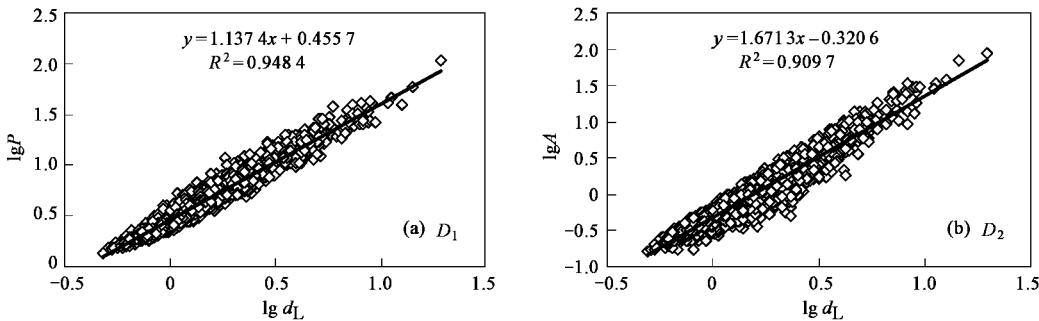


图 7 HRT = 8 h 时反应器第 5 格室颗粒污泥一维和二维分形维数计算的线性回归曲线

Fig.7 Linear regression curves for fractal dimensions calculation of granular sludge in the 5th compartment of ABR at HRT = 8 h

图 6 不同水力停留时间下颗粒污泥的个数中位直径变化

Fig.6 Change of number median diameters of granular sludge at different HRT

不同 HRT 下各格室颗粒污泥的分形维数结果见图 8. 由此可见, 开始运行前, ABR 各格室中颗粒污泥的一维分形维数为 1.02 ~ 1.03, 二维分形维数为 1.76 ~ 1.82; HRT 为 24 h 时, 反应器各格室中颗粒污泥的 D_1 均为 1.04, 比运行前稍有增长; D_2 (1.81 ~ 1.88) 也比运行前均有所增加, 其中第 1、2、4 格室的增加较为显著. 当 HRT 为 18 h 时, ABR 各格室中颗粒污泥的 D_1 (1.01 ~ 1.03), 比前一阶段略有减小, 且第 5 格室减小最为显著; D_2 (1.80 ~ 1.94), 总体比前一阶段有所增加, 其中第 5 格室增大最为明显. 当 HRT 变为 12 h 时, ABR 各格室中颗粒污泥的 D_1 增大到 1.04 ~ 1.08, 而且第 4、5 格室增长最多; 而 D_2 比前一阶段均明显减小, 仅为 1.72 ~ 1.80, 其中第 5 格室减小最为明显. HRT 为 8 h 时, ABR 各格室中颗粒污泥的 D_1 (1.07 ~ 1.15) 比前一阶段有明显增大, 其中第 4、5 格室颗粒污泥的 D_1 分别为 1.14 和 1.15, 第 2 格室增加程度最低; D_2 (1.67 ~ 1.80) 总体上比前一阶段有所减小, 第 5 格室减小最为明显, 第 2 格室出现稍许增大. HRT 为 5 h 时, ABR 各格室中颗粒污泥的 D_1 (1.08 ~ 1.10) 总体上较前一阶段有所减小, 而第 2 格室稍许增大; D_2 在 1.70 ~ 1.76 之间, 前 2 格室较前一阶段有所减小, 后 2 格室较前一阶段有所增大, 而第 3 格室没有变化. 整体而言, ABR 各格室中颗粒污泥的 D_1 与

D_2 表现出了相反的变化趋势: 在同一 HRT 下, 反应器中颗粒污泥的 D_1 沿着 ABR 格室升高而对应的 D_2 则降低, 反之亦然.

3 讨论

ABR 处理低浓度废水逐渐缩短 HRT 的过程中, 开始时反应器处于重新启动阶段, 因而第一阶段 (HRT = 24 h) COD 去除率出现较大波动, 稳定运行时 70% 左右的 COD 去除率与后 4 个阶段相比较低. 在 ABR 中, 低浓度底物本身就降低了传质的推动力, HRT = 24 h 时的水力条件不能使这些底物与颗粒污泥充分、有效接触 (见 1.2.1), 达到高效的有机物去除效果. 但随着 HRT 的逐渐缩短, 水力扰动增强, 在本试验的反应器中, HRT 从 24 h 变化到 5 h, ABR 中污水的上升流速从 $0.054 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 升高到 $0.262 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, 从而有利于底物向颗粒污泥中的细菌传质, 提高去除效果 (图 1、图 9). 另一方面, 在 HRT 缩短时, 虽然水力筛分作用导致很多颗粒污泥向反应器后端格室推移, 甚至排出反应器, 但污泥量在运行过程中不断增长; 水流速度在一定范围内增大有利于颗粒污泥的增长, 然而超过该范围, 水力剪切可能导致颗粒的破碎. 上述因素的共同作用影响了反应器中颗粒污泥的浓度分布、总量 (图 10) 以及尺寸 (图 6) 的结果.

图 9 为不同 HRT 下反应器各格室 COD 去除率, 其变化过程与各格室中污泥的浓度分布和总量的变化趋势基本一致. 当 ABR 的 HRT 较大时, 反应器的容积负荷较低, 前 2 ~ 3 个格室有充分的时间和能力降解有机物, 譬如, HRT 为 24 ~ 12 h 时, 水力扰动较小, 前端格室污泥营养明显优于后端格室, 污泥含量增长较快, 因而, 反应器前 2 个格室污泥含量明显高于后段 3 个格室, 但污泥总量上升幅度不大. 随着 HRT 的缩短, 水力扰动逐渐增大, 废水在前 2 个格室的停留时间缩短, 同时反应器的流态逐渐变差, 有机物与前面格室中颗粒污泥的未充分反应即被推流至反应器的后续格室, 在很大程度上缓解了容积负荷的增加带来的负面效应, 这些后续格室中的颗粒污泥含量逐渐增长. 当 HRT 为 8 h 时, ABR 中间 3 个格室基本将进水有机物降解完全, COD 去除率达到 94% 以上, 其中第 3 格室的去除率接近 60%; 第 3 ~ 5 格室中污泥含量增加最为明显, 且污泥总量急剧上升, 相应的颗粒污泥粒径在 HRT = 8 h 时达到最大. 然而当 HRT 为 5 h 时, 反应器废水流态变差, 前端格室中的底物及部分污泥被水流迁移至后端格

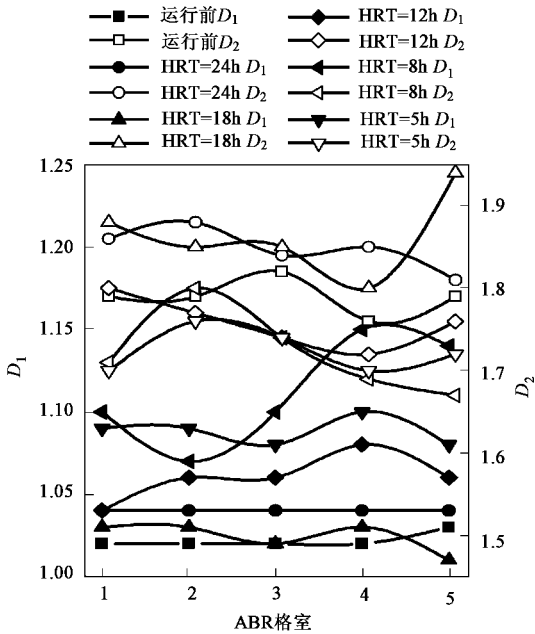


图 8 不同水力停留时间下颗粒污泥的低维拓扑空间的分形维数的变化

Fig.8 Change of fractal dimensions of granular sludge in the one-dimensional and two-dimensional topological spaces

室,引起第 1 格室污泥含量显著下降,而第 5 格室污泥含量显著上升,污泥总量稍微下降; COD 去除率降低至 88%,但第 3 格室依然达到了 50%;此时,水力剪切引起颗粒污泥的破碎与水力筛分的排泥作用导致其粒径比 HRT 为 8 h 时有所减小.此外, HRT = 5 h 以前污泥 MLVSS/MLSS 值的下降说明了无机组分的絮凝过程参与颗粒污泥的增长过程的程度越来越大,而 HRT 为 5 h 时,污泥 MLVSS/MLSS 值的增高说明了此时微生物增长量的增加提高了污泥中微生物的比例.

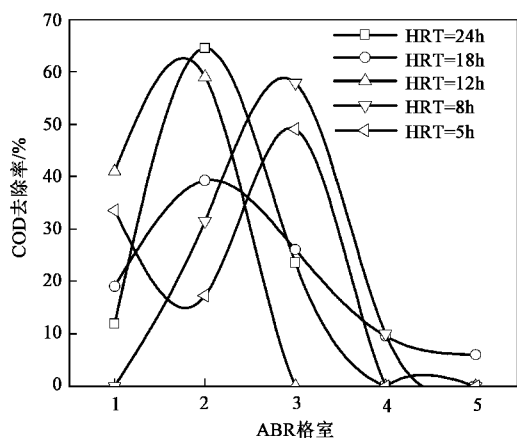


图 9 不同 HRT 下 ABR 各格室 COD 去除率

Fig.9 COD removal rate in each compartment of ABR at different HRT

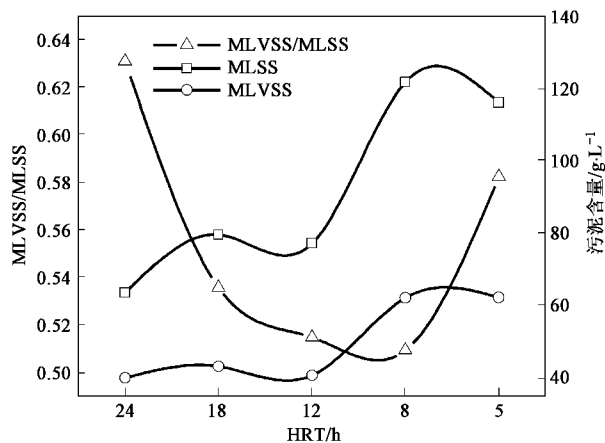


图 10 不同 HRT 下 ABR 颗粒污泥浓度与 MLVSS/MLSS 值变化

Fig.10 Change of granular sludge concentration and MLVSS/MLSS ratio in ABR at different HRT

ABR 反应器的上述特点使得其在增加容积负荷时能够很快达到稳定,因而试验中改变 HRT 时依然能够保持较高的 COD 去除率.尽管研究表明, HRT 缩短一般会造成 VFA 的升高^[3];而在本试验中, HRT 变为 8h 时 VFA 有所下降,反应器 COD 去除

率稍有降低(降低了约 4%,见图 3),说明此时反应器中底物与颗粒污泥已得到充分的接触,同时也开始出现因 ABR 中废水流态的变差导致的底物降解不完全的情况.当 HRT 缩短至 5h 时, COD 去除率降低到 88%,但反应器出水效果尚好,为 $44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

对颗粒污泥分形维数的分析表明,反应器中颗粒污泥的 D_1 在 HRT 为 12 h 时有所增长,在 HRT 为 8 h 时达到最大,而在 HRT 为 5 h 时却有所下降,但比 HRT 为 12 h 时大.反应器中颗粒污泥的 D_2 在 HRT 为 24、18 h 时逐渐增大,而在 HRT 为 12、8 h 时逐渐减小,在 HRT 为 8 h 时达到最小, HRT 为 5 h 时颗粒污泥的 D_2 大于 HRT 为 8 h 时颗粒污泥的 D_2 .从分形维数的意义上讲, D_1 越接近 1 的颗粒污泥的表面越光滑, D_2 较大的颗粒污泥结构较为紧凑密实.可见,本试验中发现的同一 HRT 下 ABR 不同格室颗粒污泥 D_1 和 D_2 呈现出了相反的变化趋势表明,沿着 ABR 格室,颗粒污泥表面变得光滑时对应的结构比较密实紧凑,而表面变得粗糙时对应的结构较为疏松.据此可以看出,在 ABR 开始运行到 HRT 为 18 h 的过程中,逐渐形成了更为光滑密实的颗粒污泥,而且颗粒污泥粒径较运行前增加了(见 2.2),说明在 HRT 为 24 h 和 18 h 时,通过微生物生长以及水力筛分作用,颗粒污泥粒径逐渐变大而且密实.然而,当 HRT 为 12 h 和 8 h 时,颗粒污泥表面开始变得不规则,密实程度降低,但粒度在增加;研究表明,颗粒污泥在增大过程中,由于其内部底物有限,营养不足,导致其密度沿径向由外向内呈现递减的趋势^[10],结构较为疏松;可见,在 HRT 为 12 h 和 8 h 条件下,颗粒污泥达到一定粒径后因营养不良导致表面粗糙、结构出现中空现象,形成这种容易破碎的结构.当 HRT = 5 h 时,颗粒污泥粒径较 HRT = 8 h 时明显变小(见 2.2),一方面,此阶段开始时那些大而中空颗粒污泥可能发生了破碎,破碎的颗粒污泥在运行过程中通过生物量的增长和胞外有机物的分泌来弥补破碎造成的表面粗糙的结果,从而最终形成表面光滑、结构密实、粒径较小的颗粒污泥;另一方面,在该阶段运行过程中,水力筛分作用也可能将那些大而中空的污泥颗粒排出反应器,改变了反应器中颗粒污泥的粒度分布,使得平均粒径变小.

在芦家娟等^[19]与姜潇等^[20]的研究中,他们均探讨了 ABR 正常启动后颗粒污泥的特征,在采用图像法计算颗粒污泥分形维数时,在采样数目上均低于本研究的数目,而且文献[20]计算的分形维数的变

化范围比本研究小,说明在 HRT 影响下颗粒污泥形貌和结构更加丰富多样.文献[19]采用计盒法计算颗粒污泥的分形维数,数据显示第 3 格室中颗粒污泥的边界计盒维数值最小,而相应的二维计盒维数值最大,验证了本研究中颗粒污泥表面光滑时结构亦紧密的结论.

4 结论

(1) ABR 处理低浓度有机废水过程中,随着水力停留时间(HRT)从 24 h 逐渐缩短到 5 h,反应器保持了较高的 COD 去除率,HRT 为 12 h 时反应器的 COD 去除率达到最高;VFA 与 pH 随着运行时间的延长基本上呈现相反的变化趋势.主要承担 COD 去除的格室由反应器的前 2 格逐渐过渡到中间 3 格室,反应器后面格室的颗粒污泥 MLSS 值随着 HRT 的缩短总体呈增加趋势.此外,各格室中颗粒污泥的 MLVSS/MLSS 值随着 HRT 的缩短一致表现出先降低后升高的现象,其中 HRT 为 5 h 时有明显增高;前 3 个格室中颗粒污泥 MLVSS/MLSS 值高于后 2 个格室的趋势越来越明显.

(2) 颗粒污泥分形维数和粒度分析表明,HRT 为 24 h 和 18 h 时,通过微生物生长以及水力筛分作用,颗粒污泥逐渐长大并变得密实;当 HRT 为 12 h 和 8 h 时,颗粒污泥表面开始变得不规则,密实程度降低,但粒度在增加,逐渐形成大而中空颗粒污泥;当 HRT = 5 h 时,因水力扰动而破碎的小颗粒污泥在水力筛分以及微生物和胞外有机物的修补作用下,又变得表面光滑、结构密实,其粒径较 HRT = 8 h 时小.此外,在同一 HRT 下,ABR 不同格室中颗粒污泥一维拓扑空间分形维数和二维拓扑空间分形维数呈现出相反的变化趋势,即沿着 ABR 格室,表面光滑的颗粒污泥其结构比较密实,表面粗糙的颗粒污泥结构则较为疏松.

参考文献:

[1] Bachmann A, Beard V L, McCarty P L. Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor[J]. Water Res, 1985, **19**(1): 99-106.

[2] Barber W P, Stuckey D C. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review [J]. Water Res, 1999, **33** (7): 1559-1579.

[3] Gopala Krishna G V T, Kumar P, Kumar P. Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR) [J]. J Environ Manag, 2007, **1**(11): 1-11.

[4] Langenhoff A M, Intrachandra N, Stuckey D C. Treatment of diluted soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: influence of hydraulic retention time[J]. Water Res, 2000, **34**(4): 1307-1317.

[5] Barker D, Salvi S M L, Langenhoff A M. Soluble microbial products in ABR treating low-strength wastewater[J]. J Environ Eng, 2000, **126** (3): 239-249.

[6] 胡细全,李兆华,蔡鹤生,等.厌氧折流板反应器处理低浓度废水的运行特性研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, **7** (2): 79-83.

[7] 任南琪,等.厌氧生物技术原理与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. 154-162.

[8] Boopathy R, Tilche A. Anaerobic digestion of high strength molasses wastewater using hybrid Anaerobic Baffled Reactor[J]. Water Res, 1991, **25**(7): 785-790.

[9] Holt C J, Matthew R G S, Terzis E. A comparative study using the anaerobic baffled reactor to treat a phenolic wastewater [A]. In: Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion[C]. Japan: Sendi, 1997. 40-47.

[10] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理[M]. 北京: 中国轻工业出版社, 1998. 147-156.

[11] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制[M]. 北京: 科学出版社, 2002. 158-207.

[12] 芦家娟,王毅力,赵洪涛,等. ABR 反应器的启动及颗粒污泥特征的研究[J]. 环境化学, 2007, **26**(1): 10-16.

[13] Wilén B M, Jina B, Lanta P. Impact of structural characteristics on activated sludge floc stability[J]. Water Res, 2003, **37**: 3632-3645.

[14] Jin B, Wilén B M, Lanta P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2003, **95**: 221-234.

[15] Li D H, Ganczarczyk J. Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment[J]. Environ Sci Technol, 1989, **23**(11): 1389-1389.

[16] Serra T, Logan B E. Collision frequencies of fractal bacterial aggregates with small particles in a sheared fluid[J]. Environ Sci Technol, 1999, **33**(13): 2247-2251.

[17] Zhao Y Q. Correlations between floc physical properties and optimum polymer dosage in alum sludge conditioning and dewatering [J]. Chemical Engineering Journal, 2003, **92**: 227-235.

[18] Mu Y, Yu H Q. Rheological and fractal characteristics of granular sludge in an up flow anaerobic reactor [J]. Water Res, 2006, **40** (19): 3596-3602.

[19] 芦家娟,王毅力,侯立安,等. ABR 反应器成熟颗粒污泥的分形特征与尺度效应[J]. 环境科学, 2005, **26**(4): 118-123.

[20] 姜潇,王毅力,张桐,等. 厌氧折流板反应器 (ABR) 中成熟颗粒污泥的分形分析[J]. 环境科学学报, 2008, **28**(4): 647-658.

[21] Mandelbrot B B. The fractal geometry of nature [M]. New York: W H Freeman and Company, 1982. 1-60.

[22] Bushell G C, Yan Y D, Woodfield D, *et al.* On techniques for the measurement of the mass fractal dimension of aggregates [J]. Advances in Colloid and Interface Science, 2002, **95**: 1-50.

[23] Motta M D, Pons M N, Roche N, *et al.* Characterization of activated sludge by annotated image analysis[J]. Biochem, 2001, **9**: 165-173.

[24] 肖冬光. 微生物工程原理[M]. 北京: 中国轻工业出版社, 2004. 155-156.

[25] 金鹏康,王晓昌. 腐殖酸絮凝体的形态学特征和混凝化学条件[J]. 环境科学学报, 2001, **21**(增刊): 23-29.