

好氧颗粒污泥培养及其稳定性研究

黄思琦¹, 邓 风^{2*}, 张 睿², 余谱颖², 艾乐仙²

(1. 南京工业大学城市建设学院, 江苏 南京 210009; 2. 南京工业大学环境学院, 江苏 南京 210009)

摘要:在序批式反应器 SBR 中, 用部分厌氧颗粒污泥和絮状污泥为种泥, 进水为人工配水, 采用逐渐减少污泥沉降时间的方法培养出好氧颗粒污泥, 并研究温度、进水 C/N 比对其稳定性的影响。结果表明, 好氧颗粒污泥培养时间仅为 36 d, 颗粒粒径在 3 mm 左右, SVI 值为 37 mL/g, 沉降性能良好, 表面有较多洞眼。低温(10℃)、常温(20℃)对好氧颗粒污泥形态影响不大, 但低温条件下出水水质指标波动较大, COD、氨氮、总氮的去除率均低于常温。C/N 对 COD 去除率的影响不明显, 但对氮的影响较明显, 当 C/N ≤ 5 时, 好氧颗粒污泥开始失稳, TN、氨氮的去除率均低于 60%; 当 C/N 比降低至 3 时, 颗粒污泥完全失稳。

关键词:好氧颗粒污泥; SBR; 培养; 稳定性; 温度; C/N

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2018)02-0106-04

DOI: 10.16606/j.cnki.issn.0253-4320.2018.02.025

Cultivation of aerobic granular sludge and its stability study

HUANG Si-qi¹, DENG Feng^{2*}, ZHANG Rui², SHE Pu-ying², AI Le-xian²

(1. College of Urban Construction, Nanjing Tech University, Nanjing 210009, China;

2. Environmental College, Nanjing Tech University, Nanjing 210009, China)

Abstract: Using partially anaerobic granular sludge and flocculent sludge as seed sludge, aerobic granular sludge is cultivated by gradually decreasing sludge sedimentation time in the sequencing batch reactor (SBR) fed with synthetic wastewater. The effects of different temperature and C/N ratios of influent on the stability of aerobic granular sludge are investigated as well. It is found that the cultivation of aerobic granular sludge needs to spend only 30 days, the average granular sizes of aerobic granular sludge is 3 mm, its sludge volumetric index (SVI) is around 37 mL·g⁻¹, and it exhibits good sedimentation performance. The determining results by scanning electron microscopy show there are many holes on the surface of granular. The impact of low cultivation temperature (10℃) and normal cultivation temperature (20℃) on the shapes of aerobic granular sludge is not significant. Under low cultivation temperature, however, the water quality indexes of effluent are unstable, and the removal rates of COD, NH₃-N, TN all are lower than that under normal cultivation temperature. The C/N ratio has not obvious impact on COD removal rate, but has more obvious effect on nitrogen removal rate. The aerobic granular sludge will start to lose stability and the removal rate of TN and NH₃-N will be less than 60% when C/N ≤ 5. The aerobic granular sludge loses completely its stability when the C/N reduces to 3.

Key words: aerobic granular sludge; SBR; cultivation; stability; temperature; C/N

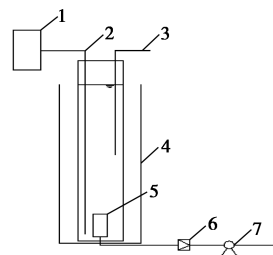
好氧颗粒污泥是一种在特定条件下微生物自凝聚形成的特殊生物膜。具有良好的沉降性能, 较高的有机负荷和耐毒能力, 集不同性质的微生物(好氧、兼氧和厌氧微生物)于一体等优点^[1-2]。因此, 从 20 世纪 90 年代起, 研究人员将目光投向好氧颗粒污泥, 并将其运用到各种类型的水处理中^[3-4]。然而, 好氧颗粒污泥在各类废水处理中的应用仍处于试验阶段^[5-6]。在长期的 SBR 试验中发现^[7-8], 若不能控制好反应的适宜条件, 好氧颗粒污泥容易失稳解体, 使废水处理不能正常运行, 这是限制其大规模实际工程运用的主要原因。

笔者通过接种部分厌氧颗粒污泥和部分絮状污泥来快速培养好氧颗粒污泥, 以颗粒污泥的形态和其除污性能作为好氧颗粒污泥稳定性的考察点, 考察其在不同温度、C/N 比下的稳定性。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验采用 SBR 反应器, 如图 1 所示。



1—进水箱; 2—进水管; 3—出水管; 4—水浴加热; 5—曝气头; 6—转子气体流量计; 7—曝气泵

图 1 SBR 反应装置图

SBR 反应器的有效容积为 0.5 L, 直径为 48 mm,

收稿日期: 2017-07-26

基金项目: 江苏省住建厅资助项目(2014Z0100)

作者简介: 黄思琦(1992-), 女, 硕士生, 研究方向为污水脱氮除磷及资源化, hsq5447@126.com; 邓风(1970-), 女, 博士, 教授, 研究方向为污水脱氮除磷及资源化教学和研究工作, 通讯联系人, dengf99@126.com。

高为 240 mm,底部设有砂芯曝气头,由空气压缩机经气体流量计供气。运行温度控制为 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。1 个周期为 6 h,好氧颗粒污泥培养时期进水为 2 min,曝气为 340 min,刚开始沉淀为 5 min,随后逐步调至 2 min,排水 2 min,静置时间随沉淀时间调整,由 11 min 逐步升至 14 min,用定时器进行控制。此外,考察污泥稳定性时,按照末期运行方式进行。

1.2 进水水质

实验用水采用人工模拟生活污水,其中以葡萄糖为碳源配制 COD 为 450 mg/L 左右,以氯化铵为氮源,磷酸氢二钾和磷酸二氢钾为磷源,分别配制 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 40~50 mg/L、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 为 4~6 mg/L,通过投加适量 NaHCO_3 控制 pH 在 8 左右。其他元素为 FeSO_4 20 mg/L、 MgSO_4 30 mg/L、微量元素 1 mL/L,微量元素的组成为 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.05 g/L、 CaCl_2 15 g/L、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.05 g/L、 KI 0.05 g/L、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g/L、 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g/L、 H_3BO_3 0.1 g/L、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g/L。

1.3 接种污泥

实验中好氧絮状污泥取自南京市某生活污水处理厂二沉池,MLSS 为 5 910 mg/L,SVI 为 57.54 mL/g,接种前经过 2 周的驯化。实验接种厌氧颗粒污泥取自上流式厌氧污泥床,颗粒粒径为 1.0~3.0 mm,SVI 为 25 mL/g,接种前经过筛选、淘洗,再用清水空曝 4 d,此时颗粒污泥颜色变浅,部分成铁锈红色。

1.4 分析方法

COD、氨氮、总氮、 NO_2^- 、MLSS、SVI 等均采用国家标准方法进行测定^[9];DO 采用 JPBJ-608 溶解氧分析仪;颗粒污泥粒径分布采用 Mastersizer 2000 马尔文激光粒度仪;污泥形态采用电子显微镜观察;表面结构特征通过扫描电镜(SEM)获得。

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥培养

反应器运行到第 5 d 时,部分厌氧颗粒污泥出现解体现象,颜色变浅,大部分颗粒污泥呈浅褐色,小部分颗粒污泥呈黄色。由于系统为好氧环境,大量好氧菌繁殖,反应器内絮状污泥量增加。运行到第 11 d,沉淀时间由 5 min 缩短为 3 min,沉降性能较差的絮状污泥和厌氧颗粒污泥碎片排出系统。运行到第 18 d,系统中厌氧颗粒污泥的颜色全部变为黄色,电子显微镜观察到颗粒污泥表面有大量的丝状菌缠绕,且附着少量原生动物,颗粒中心存在明显的“内核”。运行到第 36 d,好氧颗粒污泥基本形成,外形轮廓清晰可见,大部分颗粒粒径为 3 mm 左右。成熟好氧颗粒污泥的 SVI 值为 37 mL/g,MLSS 为 9 g/L 左右,对 COD、氨氮、总氮的去除稳定在 92%、92%、76%左右。

在好氧颗粒污泥培养成熟(36 d)后,对污泥的外观进行电镜扫描,如图 2 所示。由图 2 可以看出,颗粒污泥表面不平整,存在大量褶皱和洞眼,有利于溶解氧和污染物的传递。此外,还观察到颗粒污泥主要由球菌和杆菌组成,结构较为密实,沉降性能良好。

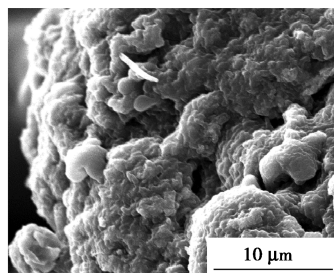


图 2 成熟好氧颗粒污泥的扫描电镜照片

(上接第 105 页)

- [15] Tao Q, Liu L, Li G. Selective manipulation of ZnO nanowires by controlled dielectrophoretic force [C]//IEEE, International Conference on Nanotechnology, Portland, USA, August 15 - 18, 2011; 1106-1109.
- [16] Li Y, Valle F D, Simonnet M, et al. Competitive surface effects of oxygen and water on UV photoresponse of ZnO nanowires [J]. Applied Physics Letters, 2009, 94(2): 023110-1-023110-3.
- [17] Gong B, Shi T, Zhu W, et al. UV irradiation-assisted ethanol detection operated by the gas sensor based on ZnO nanowires/optical fiber hybrid structure [J]. Sensors and Actuators B;

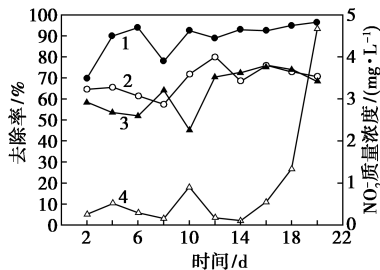
Chemical, 2017, 245: 821-827.

- [18] Kryvchenkova O, Cobley R J, Kalna K. The current crowding effect in ZnO nanowires with a metal contact [J]. Materials Today: Proceedings, 2015, 2(1): 309-314.
- [19] Lin Y F, Jian W B, Wang C P, et al. Contact to ZnO and intrinsic resistances of individual ZnO nanowires with a circular cross section [J]. Applied Physics Letters, 2007, 90(22): 223117-1-223117-3.
- [20] Hu X, Sun J, Qian C, et al. Low contact resistance in solid electrolyte-gated ZnO field-effect transistors with ferromagnetic contacts [J]. Journal of Materials Chemistry C, 2015, 4(1): 150-156. ■

2.2 好氧颗粒污泥稳定性

2.2.1 运行温度的影响

温度是影响细菌新陈代谢的重要因素之一,直接影响到好氧颗粒污泥的稳定运行。实验分为 2 个阶段:A 阶段(1~10 d)的控制温度为 $(10 \pm 1)^\circ\text{C}$;B 阶段(11~20d)控制温度为 $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。温度对 COD、氨氮、亚硝酸盐的影响如图 3 所示。



1—COD 去除率;2—NH₃-N 去除率;3—TN 去除率;
4—NO₂⁻ 质量浓度

图 3 不同温度对 COD、NH₃-N、TN、NO₂⁻ 的影响

从图 3 中可以看出,在 A 阶段(低温),COD 的去除效果波动较大,最低时的去除率仅有 70%,平均在 85%左右。随着温度进一步升高,B 阶段(常温)中的 COD 去除较为稳定,平均去除率为 93%,出水质量浓度均小于 65 mg/L。温度的变化不仅对细菌的代谢及 EPS 的组成、含量都有影响,而且会影响系统中的溶解氧浓度^[10]。A 阶段温度较低微生物的代谢、生长速度较为缓慢,导致 COD 处理效果较差,随着温度升高,酶促反应有所提高,新陈代谢活跃,因此 COD 去除效果较好。

温度对氨氧化细菌具有双重影响,不仅影响微生物的生理活性,还对游离氨和游离亚硝酸在溶液中的形态产生影响^[11]。此外,随着温度升高,好氧颗粒污泥对氧的利用率和基质利用率也相应的增大^[12]。所以,B 阶段中 TN 与氨氮的去除效果均优于 A 阶段:A 阶段中 TN 和氨氮的平均去除率分别为 54.54%和 65.49%;B 阶段中 TN 和氨氮的平均去除率分别为 71.95%和 73.10%。而温度从低温升到常温,出现了氨氮去除率升高和亚硝态氮积累的现象,这与暴瑞玲^[13]的研究结果相似。这是因为硝化细菌属于喜中温的细菌,氨氧化细菌的氨氧化速率提高,硝化反应受到促进作用,因而硝化作用的产物 NO₂⁻-N 出现了积累^[14]。

好氧颗粒污泥在低温和常温中形态均没有发生较大的变化,在低温条件下出水水质指标波动较大,去除率也低于常温,因此,好氧颗粒污泥在常温条件下运行的稳定性优于低温。

2.2.2 进水 C/N 比的影响

在活性污泥系统中,营养元素 N、P 等的缺乏容易引起丝状菌膨胀等问题。实验中进水 COD 为 600 mg/L,C/N 值逐步减小,A 阶段 TN 为 60 mg/L(C/N=10),B 阶段 TN 为 85 mg/L(C/N=7),C 阶段 TN 为 120 mg/L(C/N=5),D 阶段 TN 为 200 mg/L(C/N=3),每阶段分别运行 10 d。

当 C/N 分别为 10、7、5、3 时,好氧颗粒污泥的形态结构变化如图 4 所示。由图 4(a)可以看出,好氧颗粒结构紧密,呈球形;由图 4(b)可以看出,好氧颗粒污泥外表轮廓较清晰,系统中存在少量絮状污泥。由图 4(c)可以看出,好氧颗粒表面结构开始松动,外围轮廓模糊,颗粒污泥表面丝状菌开始生长,且颗粒粒径增大,部分颗粒由球状变成长杆条状。由图 4(d)可以看出,好氧颗粒污泥明显解体,絮状污泥成为反应器中污泥的主要形态,出水中含有大量的丝状菌。结果表明,进水 C/N 值的降低将刺激好氧颗粒污泥系统中丝状菌的生长,游离氨质量浓度增高导致好氧颗粒解体,絮状污泥增加,污泥大量流失,因此,好氧颗粒污泥需要在较高的 C/N 值条件下运行。

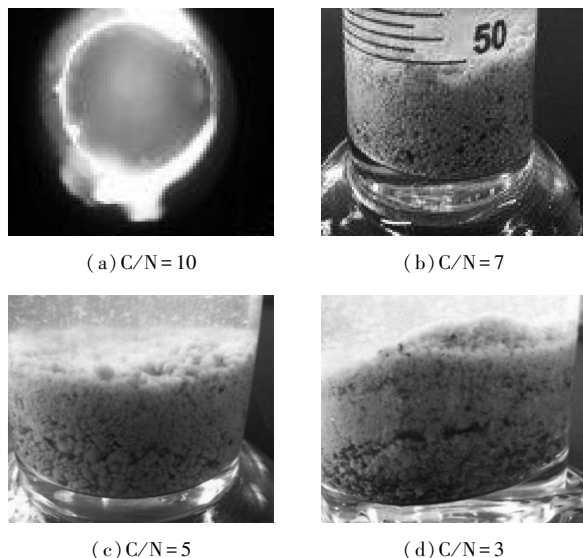
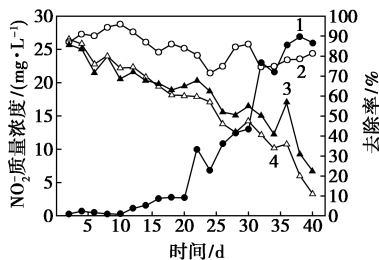


图 4 不同 C/N 下好氧颗粒污泥的形态变化

好氧颗粒污泥具有良好的有机物去除能力,在较高的污泥负荷下仍保证一定的去除效果。C/N 对 COD、NH₃-N、TN、NO₂⁻ 的影响如图 5 所示。从图 5 中可以看出,当进水 C/N 逐步降低,好氧颗粒污泥的 COD 去除率从 90%降至 80%左右。系统每一阶段初期,由于微生物需要适应新的环境,COD 去除率小幅下降,但随后恢复到稳定水平。由于丝状菌对有机物有良好的降解能力,所以后期在丝状

菌膨胀的情况下,系统仍保持较好的COD去除率,因此,进水C/N对于好氧颗粒污泥COD去除影响不明显。



1—NO₂⁻质量浓度;2—COD去除率;3—NH₃-N去除率;
4—TN去除率

图5 不同C/N对COD、NH₃-N、TN、NO₂⁻的影响

研究表明^[15],游离氨对硝化菌具有一定的抑制作用,游离氨质量浓度大于0.724 mg/L时硝酸菌的生长会受到抑制,当游离氨质量浓度大于15 mg/L后亚硝酸菌形成抑制。从图5中可以看出,TN、氨氮的去除效果随C/N的逐步降低而降低,NO₂⁻的质量浓度随着C/N的逐步降低而逐渐升高。A阶段,进水NH₃-N质量浓度小于60 mg/L,由于氧的传质限制,颗粒污泥在空间上形成DO浓度梯度,实现同步硝化反硝化,因此TN和NH₃-N平均去除率达到79.43%和77.62%,出水NO₂⁻-N平均质量浓度为0.23 mg/L。随着C/N不断降低,到D阶段,TN和NH₃-N平均去除率仅为28.3%和40.3%,NO₂⁻-N质量浓度达到26.29 mg/L。系统中游离氨质量浓度逐渐增高,硝酸菌和亚硝酸菌受到抑制,且丝状菌膨胀导致污泥解体,系统总体为好氧环境,因此除氮能力随之降低。此外,在低C/N环境下,大多数有机物已被其他异养型微生物消耗,剩余有机物已不能满足反硝化菌自身所需,直接导致反硝化作用不能正常进行。

根据试验中好氧颗粒污泥的形态可以得出,在C/N比为10时,好氧颗粒污泥稳定性最佳;当C/N比为5时,好氧颗粒污泥开始失稳;当C/N比降低至3时,颗粒污泥完全失去稳定性,系统运行不正常。此外,进水C/N值对于好氧颗粒污泥COD去除影响不明显,但对氮的影响较明显:C/N≤5时,TN、氨氮的去除率低于60%。

3 结论

(1)反应器中厌氧颗粒污泥颜色由深变浅,系统中颗粒逐渐增多,絮状污泥逐渐减少。颗粒表面大量丝状菌缠绕,粒径逐渐增大,经过36 d培养成

熟。电镜扫描发现颗粒表面不平整,存在大量褶皱和洞眼,主要由球菌和杆菌组成,结构较为密实,沉降性能良好。

(2)低温、常温对好氧颗粒污泥形态的影响不大,但低温条件下出水水质指标波动较大,去除率也低于常温。因此,好氧颗粒污泥在常温条件下运行的稳定性优于低温。

(3)在C/N比为10时,好氧颗粒污泥稳定性最佳;当C/N比为5时,好氧颗粒污泥开始失稳;当C/N比降低至3时,颗粒污泥完全失去稳定性,系统运行不正常。此外,进水C/N值对于好氧颗粒污泥COD去除影响不明显,但对氮的影响较明显:C/N≤5时,TN、氨氮的去除率均低于60%。

参考文献

- [1] Zhou J, Yang F L, Meng F G, et al. Comparison of membrane fouling during short-term filtration of aerobic granular sludge and activated sludge [J]. *J Environ Sci*, 2007, 19(11): 1281-1286.
- [2] 王杰, 彭永臻, 杨雄, 等. 不同碳源种类对好氧颗粒污泥合成PHA的影响[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(8): 2360-2366.
- [3] Ferreira V R A, Amorim C L, Cravo S M, et al. Fluoroquinolones bio-sorption onto microbial biomass: Activated sludge and aerobic granular sludge [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 110: 53-60.
- [4] 赵晴, 何青, 于鲁冀, 等. 好氧颗粒污泥技术处理味精废水[J]. *化工环保*, 2012, 32(04): 325-328.
- [5] Muda K, Aris A, Salim M R, et al. Development of granular sludge for textile wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2010, 44: 4341-4350.
- [6] Su K, Yu H. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39: 2818-2827.
- [7] Liu Y, Wu W, Tay J, et al. Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules [J]. *Applied Microbiology And Biotechnology*, 2007, 76: 211-216.
- [8] Adav S S, Lee D, Show K, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2008, 26: 411-423.
- [9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 周健, 柴宏祥, 龙腾锐. 活性污泥胞外聚合物EPS的影响因素研究[J]. *给水排水*, 2005, 31(8): 19-23.
- [11] 邓风, 张雯, 许欣, 等. 连续流好氧颗粒污泥反应器水力特性及亚硝化影响因素[J]. *解放军理工大学学报(自然科学版)*, 2009, 10(6): 639-643.
- [12] Cassidy D P, Belia E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge [J]. *Water Research*, 2005, 39: 4817-4823.
- [13] 暴瑞玲, 于水利, 等. SBAR反应器的好氧颗粒污泥低温培养及运行特性[J]. *中国给水排水*, 2009, 3: 23-27.
- [14] 陈冉妮, 高景峰, 郭建秋, 等. 好氧颗粒污泥同步脱氮除磷的常温启动和低温维持[J]. *环境科学*, 2009, 30(10): 2995-3001.
- [15] 支霞辉, 王红武, 丁峰, 等. 常温条件下短程硝化反硝化生物脱氮研究[J]. *环境科学研究*, 2006, 19(1): 26-29. ■