

进水氨氮浓度对好氧颗粒污泥的影响研究

刘宏波, 杨昌柱*, 濮文虹, 林勇山, 兰丹

(华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074)

摘要:在颗粒化 SBR 反应器中,研究了进水氨氮浓度对好氧颗粒污泥的影响.结果表明,进水氨氮浓度的提高将刺激丝状菌的生长;当氨氮负荷达到 $0.80 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,颗粒开始明显解体,大量污泥流失;但氨氮负荷过低 [$0.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$],好氧颗粒污泥同样不能正常的形成.同时,氨氮负荷的提高,会出现颗粒污泥结构松散,粒径增大,沉降速度减小,颗粒化率下降以及生物量降低等现象.反应器对有机污染物和 TP 的平均去除效率分别为 90% 和 70%,进水氨氮浓度的提高对其影响不大;但高氨氮负荷能抑制硝化菌和反硝化菌的活性,当进水氨氮负荷由 $0.48 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高到 $0.80 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,反应器对氨氮和总氮的去除率分别由 90% 和 80% 下降到 70% 和 50%.

关键词:好氧颗粒污泥;氨氮浓度;丝状菌;沉降速度;颗粒化率

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)07-2030-05

Effect of Ammonia Concentration on the Characteristic of Aerobic Granular Sludge

LIU Hong-bo, YANG Chang-zhu, PU Wen-hong, LIN Yong-shan, LAN Dan

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

Abstract: The effect of ammonia concentration in influent on the characteristic of granular sludge was investigated in the granular SBR. Results indicated that the increase of ammonia concentration could induce filamentous growth. When the loading rate of ammonia was as high as $0.80 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, obvious disintegration of granules and washout of sludge were observed. However, in absent of ammonia, aerobic granules could not form either. Moreover, it was found that the increase of ammonia concentration could result in disperse structure, diameter increase, settleability and MLSS reduce of aerobic granular sludge system. The average removals of COD and TP by granular SBR could keep 90% and 70% respectively, and were not influenced by the increase of ammonia. But the activities of nitrification bacteria and denitrification bacteria were restricted seriously by the ammonia concentration increase. When loading rate of ammonia was increased from $0.48 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to $0.80 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the average removal rates of NH_4^+-N and TN reduced to 70% and 50%.

Key words: aerobic granule; ammonia concentration; filamentous; settleability; granulation rate

好氧颗粒污泥技术已成为水处理领域的研究热点,具有许多突出的优点,包括沉降性好、污泥浓度高、用途广等^[1~4].但是,不稳定性一直是制约着好氧颗粒污泥技术应用推广的瓶颈问题^[5],许多工艺运行参数包括进料负荷^[6]、沉降时间^[7]、剪切力^[8]、COD/N、溶解氧浓度^[9]、反应器结构等均可影响颗粒污泥的生长与特征.

研究表明,过高的氨氮浓度对微生物具有一定的抑制作用^[10~12],当游离氨浓度 $> 10 \sim 150 \text{ mg/L}$ 时,亚硝化菌的活性将受到抑制,而当游离氨浓度 $\geq 0.1 \sim 4.0 \text{ mg/L}$ 时,硝化菌的活性将受到抑制^[12~14]. Yang 等^[15]报道,只有当氨氮浓度 $\leq 23.5 \text{ mg/L}$ 时,好氧颗粒污泥才能形成.但是,形成后的好氧颗粒污泥,在应用于污水处理过程中,氨氮浓度对其的影响还鲜见报道.因此,试验在其它参数不变的情况下,通过改变进水氨氮浓度,对培养了 3 个多月后的好氧颗粒进行了氨氮负荷调节试验,研究了不同氨氮负荷下好氧颗粒污泥的变化情况.

1 材料与方法

1.1 试验装置及工况

本次试验所用的装置为圆柱形 SBR 反应器:高 200 cm,内径 8.4 cm,有效容积 7.5 L.反应器底部装有曝气装置,为污泥系统提供溶解氧和搅拌的动力.SBR 工艺的运行周期为 6.0 h:进水 1.0 min(停曝)、曝气 352.0 min、沉淀 5.0 min 以及出水 2.0 min(停曝).

本试验温度控制在 20°C 左右,曝气强度为满足颗粒污泥能够完全的悬浮于反应器内,而溶解氧没有进行有效地控制,DO 在 $3.0 \sim 6.0 \text{ mg/L}$ 内变化,试验过程中 pH 值为 $5.0 \sim 7.0$.

1.2 试验用水

本次试验所用原水为人工配水,其水质指标

收稿日期:2008-07-28;修订日期:2008-10-29

作者简介:刘宏波(1980~),男,博士研究生,主要研究方向为污水处理方法及其设备的开发.

* 通讯联系人, E-mail: yangchzh169@163.com

(mg/L)为: $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 30、 CaCl_2 150、葡萄糖 900、 K_2HPO_4 22.5、 FeSO_4 30、 NH_4Cl 由开始的 30 mg/L, 根据试验的需要逐渐增加到 90、180 和 300 mg/L. 每个周期的排水量为 5.0 L.

1.3 分析方法

本试验中 COD 采用重铬酸钾法, 氨氮浓度采用纳氏试剂分光光度法, 总氮浓度采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法, 总磷浓度采用钼锑抗分光光度法, 污泥浓度采用重量法.

2 结果与讨论

2.1 对好氧颗粒污泥形态结构的影响

当进水氨氮负荷分别为 0、0.08、0.48 和 0.80 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 颗粒污泥的形态结构变化如图 1 所示. 当进水氨氮负荷为 0.08 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 好氧颗粒污泥有清晰的外围轮廓, 而且表面光滑致密(图

1B). 当进水氨氮负荷为 0.48 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 如图 1C 所示, 颗粒表面结构开始松散, 轮廓模糊, 颗粒表面开始滋生丝状菌(图 1E). 当进水氨氮负荷进一步增加到 0.8 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 如图 1D 所示, 好氧颗粒污泥开始明显解体, 大量的丝状菌使出水呈糊状(图 1F). 试验后期, 为了快速恢复颗粒正常的形态结构, 尝试将进水氨氮负荷调整为 0 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 并以负荷为 0.08 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 硝态氮作为其氮源, 其结果如图 1A 所示. 可见, 在此进水氨氮负荷条件下, 颗粒污泥系统中丝状菌得到了有效地控制, 但是颗粒污泥也未快速的形成. 因此, 试验表明, 进水氨氮的提高将刺激颗粒污泥系统中丝状菌的生长, 过高的进水氨氮负荷会导致颗粒的解体, 污泥大量流失; 同时, 过低的进水氨氮负荷虽然能够有效地抑制丝状菌的生长, 但颗粒污泥不能正常的形成, 其原因可能是由于好氧颗粒的形成必须有一定数量的丝状菌参与.

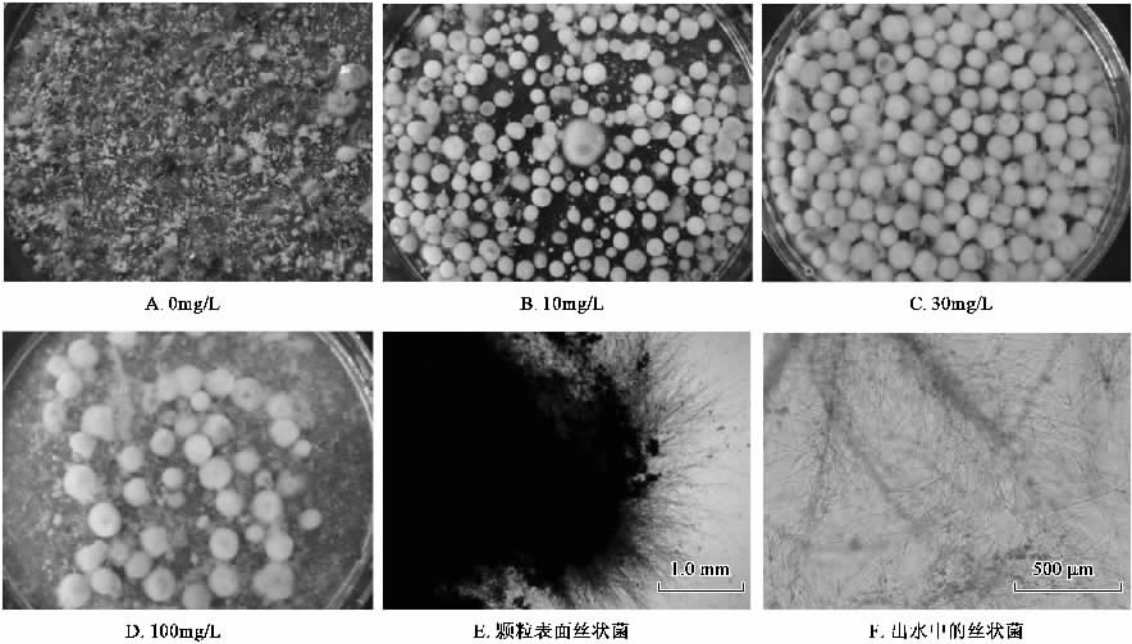


图 1 不同进水氨氮浓度下好氧颗粒污泥形态特片及丝状菌显微图

Fig.1 Aerobic granules under different $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ concentrations and microscope photos of filamentous

2.2 颗粒污泥特征的变化

2.2.1 颗粒污泥平均粒径的变化

本试验中, 颗粒污泥的粒径采用显微镜观察法测量, 首先从反应器中随机选取 40 ~ 50 个颗粒, 在显微镜下测定其粒径, 然后计算其平均值. 颗粒粒径是反映污泥的生长情况与泥龄的重要指标, 粒径的大小直接影响营养物质向颗粒内部的传递, 以及生物代谢产物的排泄, 不同粒径的好氧颗粒污泥有着

不同的微结构和生态系统. 同时, 颗粒粒径也是判断颗粒污泥形成的主要标志之一, 成熟的颗粒污泥表面边界清晰, 平均粒径 $> 0.2 \text{ mm}$, 多在 $0.2 \sim 5.0 \text{ mm}$.

如图 2 所示, 当进水氨氮浓度为 10 mg/L 时, 颗粒污泥平均直径为 5.0 mm 左右. 随着进水氨氮浓度的提高, 颗粒污泥的粒径迅速增加, 当进水氨氮为 60 mg/L 时, 颗粒平均粒径达到了 8.0 mm 左右, 且当

进一步提高进水氨氮浓度,颗粒直径继续增加.进水氨氮的提高将刺激好氧颗粒污泥直径的增加,分析原因:①进水氨氮浓度的增加导致颗粒污泥结构疏松,表面丝状菌的大量生长,所以高氨氮条件下,颗粒粒径的增加是具有致密结构的颗粒“膨胀”的结果(图1);②由于高氨氮条件下颗粒污泥结构疏松,有利于营养物质向颗粒内部的传递和代谢产物向外排泄,因此,为颗粒污泥粒径的增加提供了条件.

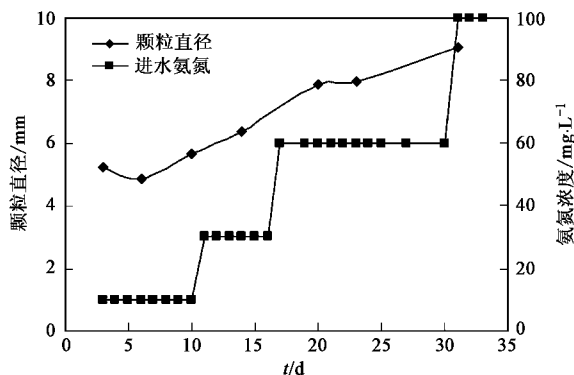


图2 好氧颗粒污泥平均粒径与进水氨氮浓度的关系

Fig.2 Relationship of average granule diameter and NH_4^+ -N concentration in influent

2.2.2 颗粒平均沉降速度的变化

颗粒污泥沉降速度与其粒径、密度密切相关,一般在 30 ~ 70 m/h 之间.本试验中,采用单颗污泥的自由沉降试验来近似测定所培养颗粒污泥的沉降速率^[16].首先从反应器中随机选取 40 ~ 50 个颗粒,在显微镜下测定其粒径后,将其逐一放置于液柱高为 25.5 cm 的 500 mL 量筒中让其自由沉降,同时测其沉降时间,并最终计算出单个颗粒污泥的沉降速率.

由于颗粒粒径较大,所以沉降速度也较大,当进水氨氮浓度为 10 mg/L 时,污泥的沉降速度为 88 m/h 左右(图3),而且随着颗粒直径的增加,沉降速度也在提高.当进水氨氮浓度为 30 mg/L 时,颗粒直径达到最大值,约 93 m/h,但随着颗粒污泥直径的继续增加,沉降速度开始下降,颗粒污泥结构的疏松和密度的下降,是导致颗粒污泥沉降速度下降的主要原因.

2.2.3 颗粒化率的变化

试验过程中,颗粒化率采用湿筛分方法进行测定^[17],将好氧污泥进行过滤(滤网孔径为 1.0 mm),过滤前后污泥浓度的比值(颗粒化率)用来表述污泥颗粒化的程度.如图4所示,当进水氨氮浓度不超过 60 mg/L 时,污泥系统中以好氧颗粒为主体,颗粒化率在 80% 以上.而当进水氨氮浓度进一步增加到

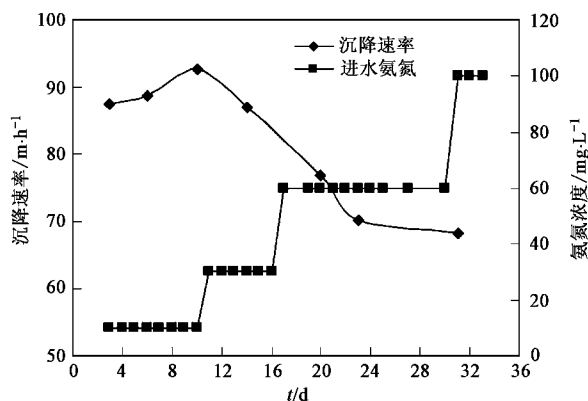


图3 好氧颗粒污泥平均沉降速度与进水氨氮浓度的关系

Fig.3 Relationship of average granule settleability and NH_4^+ -N concentration in influent

100 mg/L 时,颗粒大量解体,污泥颗粒化率迅速下降到 40% 左右,说明高氨氮负荷容易造成颗粒污泥的解体,不利于颗粒污泥系统的稳定.

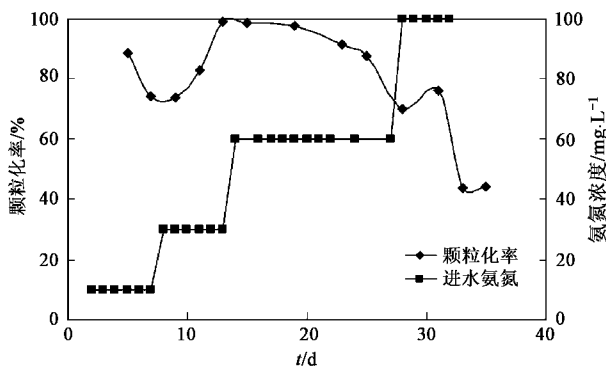


图4 好氧颗粒污泥颗粒化率与进水氨氮浓度的关系

Fig.4 Relationship of granulation rate and NH_4^+ -N concentration in influent

2.3 氨氮浓度对生物量和生物沉降性能的影响

当进水氨氮浓度由 10 mg/L 逐渐提高到 100 mg/L 时,反应器内生物浓度和污泥的沉降性能如图5所示.可见,进水氨氮浓度的提高,将影响污泥的沉降性能,当进水氨氮浓度为 100 mg/L 时,反应器内泥水几乎不能分离.同时,试验过程中发现,由于氨氮浓度的提高,大部分污泥颗粒已解体,大量绒毛状丝状菌出现,污泥大量流失,污泥浓度迅速下降.

2.4 氨氮浓度对除污效果的影响

2.4.1 有机物和总磷去除效果

高污泥负荷和良好的有机物去除效果是颗粒污泥系统的显著特征,其 COD 的去除率一般在 90% 以上.当水力停留时间为 9.6 h,进水 COD 为 800 mg/L,进水氨氮浓度由 10 mg/L 提高到 100 mg/L 时,好氧颗

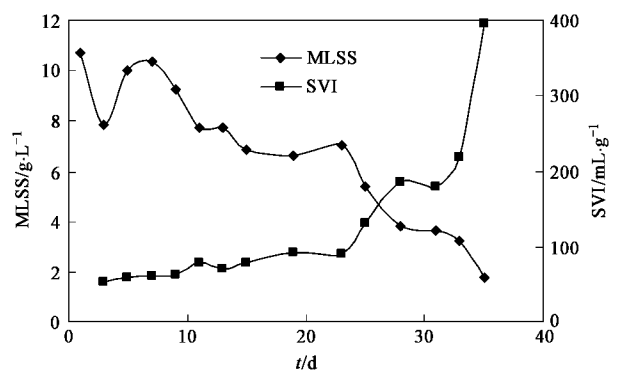


图 5 污泥浓度与污泥沉降指数的变化过程
Fig.5 Variations of MLSS and SVI in reactor

粒污泥对 COD 的去除效果如图 6 所示,出水 COD 能够保持在 100 mg/L 以下,去除率为 90% 左右.说明好氧颗粒污泥系统中,异养菌活性较大,受进水氨氮浓度的影响不明显.

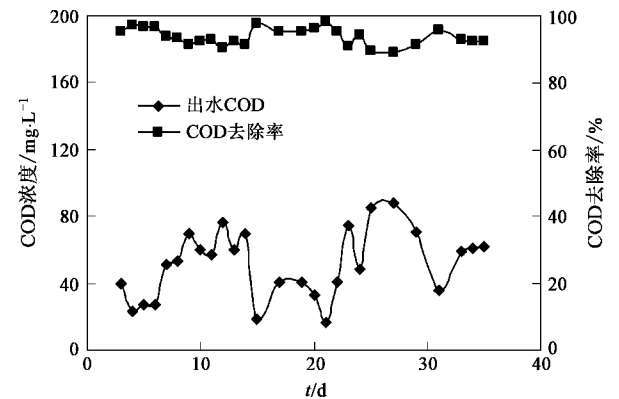


图 6 氨氮负荷对好氧颗粒污泥 COD 去除效果的影响
Fig.6 Effect of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ loading rate on COD removal rate

传统的生物除磷机制认为,生物对污水中总磷的去除,必须满足厌氧和好氧交替的环境.而从本试验的运行方式来看,试验过程中,DO 在 3.0 ~ 8.0 mg/L,颗粒的除磷过程是在完全的好氧条件下实现的.如图 7 所示,总磷的去除率波动较大,平均在 70% 左右,而且受进水氨氮浓度的影响不明显.好氧颗粒污泥内大量的微厌氧/好氧环境,可能为总磷的去除提供了条件,在 SBR 进水阶段,好氧颗粒内部的聚磷菌能够利用有机物实现“释磷和积累 PHB”,而当系统中的有机浓度下降到一定程度后,聚磷菌将开始“吸磷”.

2.4.2 硝化反硝化效果

氨氮的去除是通过亚硝化菌和硝化菌将氨氮氧化为亚硝态氮和硝态氮实现的.游离态氮对亚硝化菌和硝化菌都有抑制作用,研究结果表明,当游离氨

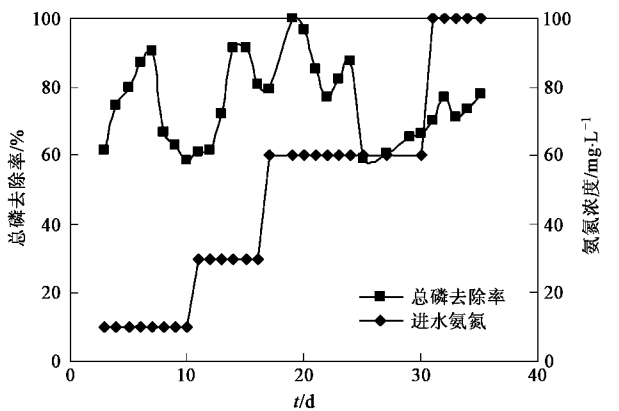


图 7 好氧颗粒污泥总磷去除效果与进水氨氮浓度的关系
Fig.7 Relationship of TP removal rate and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in influent

浓度达到 10 ~ 150 mg/L 时,游离氨对亚硝化菌有明显的抑制作用,而当游离氨浓度达到 0.1 ~ 4.0 mg/L 时,将对硝化菌有明显的抑制作用^[12~14].

好氧颗粒污泥系统对氨氮的去除效果如图 8 所示,当进水氨氮浓度 ≤ 60 mg/L 时,进水氨氮浓度对硝化效果影响不大,去除率在 90% 以上,但随着颗粒的解体和污泥的流失,试验后期,硝化效果受到一定的影响,去除率下降到 83% 左右,分析原因,此时虽然硝化菌和亚硝化菌受氨氮的抑制作用不明显,但污泥的流失使得硝化菌和亚硝化菌的生物量大大减少,所以出水氨氮浓度升高.当进水氨氮浓度进一步提高到 100 mg/L 时,由图 8 可知,硝化菌和亚硝化菌的活性明显受到抑制,氨氮去除率迅速下降到 70% 左右.

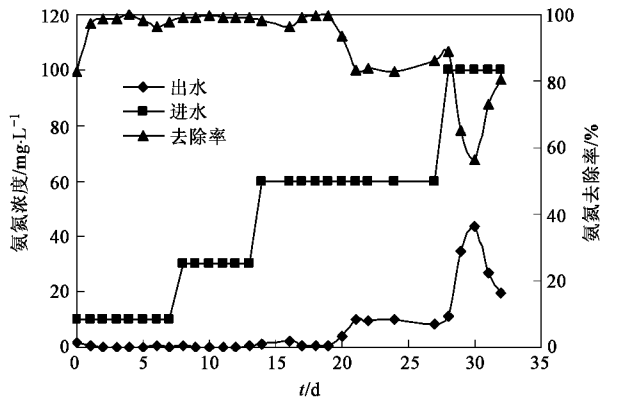


图 8 好氧颗粒污泥硝化效果与进水氨氮浓度的关系
Fig.8 Relationship of nitrification rate and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in influent

同步硝化反硝化除氮是好氧颗粒污泥系统的优点之一.当 $\text{DO} \geq 3.0$ mg/L,好氧颗粒污泥对总氮的去除效果如图 9 所示.当进水氨氮浓度 ≤ 60 mg/L

时,总氮的平均去除率能够达到 80% 左右,而当进水氨氮浓度进一步升高到 100 mg/L,总氮的去除率迅速下降到 50% 左右.而且比较氨氮和总氮的去除效果可知,在高进水氨氮条件下,出水中氮的存在形式主要是氨氮,说明反硝化菌受进水氨氮浓度的影响不明显.

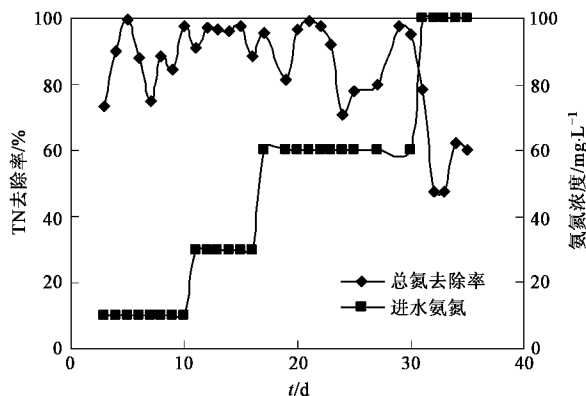


图 9 好氧颗粒污泥反硝化效果与进水氨氮浓度的关系

Fig. 9 Relationship of denitrification rate and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in influent

3 结论

(1)随着进水氨氮浓度的升高,好氧颗粒表面结构将会逐渐松散,轮廓模糊,出水中丝状菌数量增加;当进水氨氮浓度达到 100 mg/L时,好氧颗粒污泥开始明显的解体,大量的丝状菌使出水呈糊状.然而,当氨氮浓度调整到 0 mg/L时,虽然丝状菌的生长得到有效地控制,但颗粒污泥不能正常形成,其原因可能是好氧颗粒的形成必须有一定数量的丝状菌参与.

(2)进水氨氮的提高使得好氧颗粒污泥结构疏松,密度下降,所表现出来的物理特征为:颗粒污泥直径增加,沉降速度变慢.同时,进水氨氮浓度的提高,将使颗粒污泥解体,污泥系统的颗粒化率下降,污泥浓度降低,污泥沉降指数增加,不利于颗粒污泥系统的稳定.

(3)好氧颗粒污泥具有良好的有机物和总磷去除效果,且受进水氨氮浓度的影响不明显.在完全好氧的条件下,COD 去除率在 90% 以上,TP 的平均去除率为 70% 左右.

(4)在中低浓度的进水氨氮条件下,好氧颗粒污泥具有良好的同步硝化反硝化效果.总氮的平均去除率能够达到 850% 左右.但当进水氨氮增加到 100 mg/L时,硝化菌和亚硝化菌受到明显的抑制,总

氮的去除率迅速地下降到 60% 左右.

参考文献:

- [1] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation [J]. *Water Sci Technol*, 2000, **41**: 41-48.
- [2] Jang A, Yoon Y H, Kim I S, *et al.* Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor [J]. *J Biotechnol*, 2003, **105**: 71-82.
- [3] Tsuneda S, Naano T, Hoshino T, *et al.* Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor [J]. *Water Res*, 2003, **37**: 4965-4973.
- [4] Chen Y, Jiang W J, Liang D T, *et al.* Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures [J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99**(16): 7444-7449.
- [5] Liu Y, Liu Q S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnol Adv*, 2006, **24**: 115-127.
- [6] Kim I S, Kim S M, Jang A. Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates [J]. *Bioresour Technol*, 2008, **99**: 18-25.
- [7] 高景峰. 沉淀时间及生物膜对实际生活污水形成好氧硝化颗粒污泥的影响[J]. *环境科学*, 2007, **28** (6): 1245-1251.
- [8] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2001, **57**: 227-233.
- [9] Mosquera-Corral A, de Kreuk M K, Heijnen J J, *et al.* Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. *Water Res*, 2005, **39**: 2676-2686.
- [10] Villaverde S, Fdz-Polanco F, Garcia P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: start-up influence [J]. *Water Res*, 2000, **34**: 602-610.
- [11] Hansen K H, Angelidaki I, Ahring B K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia [J]. *Water Res*, 1998, **32**: 5-12.
- [12] Jenkins M B, Bowman D D, Ghiorse W C. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1998, **64**: 784-788.
- [13] Bae W, Baek S, Chung J, *et al.* Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors [J]. *Biodegradation*, 2001, **12**: 359-366.
- [14] Liu Y, Tay J H. Factors affecting nitrite build-up in nitrifying biofilm reactor [J]. *J Environ Sci Health*, 2001, **36**: 1027-1040.
- [15] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules [J]. *Biochem Eng J*, 2004, **17**: 41-48.
- [16] Moy B Y P, Tay J H, Toh S K, *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. *Lett Appl Microbiol*, 2002, **34**: 407-412.
- [17] 胡林林, 王建龙, 文湘华, 等. 低溶解氧条件下生物脱氮研究中的新现象[J]. *应用与环境生物学报*, 2003, **9**(4): 444-447.