

氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响

彭赵旭¹, 彭永臻^{1,2}, 桂丽娟¹, 刘旭亮¹, 王然登¹

(1 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090 2 北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘要: 为了考察氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响, 采用 SBR 反应器研究了不同进水氨氮浓度下, 系统硝化过程的特点以及活性污泥耗氧速率的变化。结果表明, 在好氧时间不变的前提下, 根据进水氨氮浓度相应地调高曝气量并不能有效消除氨氮冲击负荷对系统脱氮的影响, 但 DO 的高低可以影响氧在水中的传质效率和微生物的硝化活性。综合考虑以上两个因素, 调控好氧段的 DO 在 2.5 mg/L 左右可以在不浪费能量的情况下最大限度地提高对氨氮的去除率。在短期的氨氮冲击负荷下, 活性污泥的组分变化不大, 对氨氮去除率的提高主要是通过增加活性污泥的硝化速率来实现的。氨氮冲击负荷对系统的释磷和吸磷过程都会产生负面影响, 造成系统除磷效果的恶化。

关键词: SBR 反应器; 硝化; 氨氮冲击负荷; 溶解氧; 耗氧速率

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2010)11-0009-04

Short-term Influence of Ammonia Nitrogen Impact Load on Nitrification Process

PENG Zhao-xu¹, PENG Yong-zhen^{1,2}, GUI Lijuan¹, LU Xu-liang¹, WANG Ran-deng¹

(1 School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090 China; 2 College of Environmental and Energy Engineering, Beijing Institute of Technology, Beijing 100124 China)

Abstract In order to investigate the short-term influence of ammonia nitrogen impact load on the nitrification process, a lab-scale sequencing batch reactor (SBR) was used to study the characteristics of the nitrification process and the variation of activated sludge oxygen uptake rate (OUR) under different influent ammonia nitrogen concentrations. The results show that when aerobic phase time is constant, adjusting the aeration rate according to the influent ammonia nitrogen concentration can not effectively eliminate the influence of ammonia nitrogen impact load on the nitrification process. However, DO level can determine both oxygen transfer efficiency in water and microbial nitrification activity. Comprehensively analyzing the two factors above, controlling the DO concentration in the aerobic phase at around 2.5 mg/L can improve ammonia nitrogen removal efficiency by the greatest amount without wasting energy. The composition of activated sludge changes little with short-term ammonia nitrogen impact load, and the increase of ammonia nitrogen removal rate is mainly due to the increase of sludge nitrification rate. The ammonia nitrogen impact load has a negative impact on both phosphorus release and uptake processes, resulting in deterioration of phosphorus removal efficiency.

基金项目: 国家科技支撑计划重点项目 (2006BAC19B03); 城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金资助项目 (QAK200802)

Key words SBR; nitrification ammonia nitrogen impact load dissolved oxygen oxygen uptake rate

氮、磷的过量排放是引起水体富营养化的主要原因,因此污水厂出水氮、磷的排放标准越来越高^[1]。城市生活污水的水质、水量时刻处于变化中,对污水处理厂的稳定运行提出了严格要求。为此,研究了进水氨氮冲击负荷对硝化过程的影响以及在该过程中微生物活性的变化,意在为污水处理厂应对氨氮冲击负荷提供理论指导。

1 材料与 方法

1.1 试验用水水质

为便于控制反应条件,试验进水采用人工配水,其组分见表 1,并加入 0.3 mL/L 的营养液^[2]。测得配水的 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 碱度分别为 (300 ~ 330)、(43 ~ 129)、(8 ~ 9)、(400 ~ 450) mg/L。

表 1 配水的组分

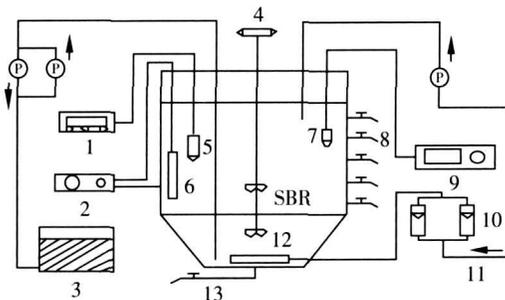
Tab 1 Composition of synthetic wastewater

$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$

组 分	数 值
CH_3COONa	0.42
NH_4Cl	0.17 ~ 0.5
KH_2PO_4	0.04
NaHCO_3	0.4
MgSO_4	0.08
CaCl_2	0.04

1.2 试验装置

试验装置见图 1。



1. DO 仪 2. pH 计 3. 贮水箱 4. 转速调节器 5. DO 探头
6. pH 探头 7. ORP 探头 8. 取样口 9. ORP 仪
10. 转子流量计 11. 进气管 12. 曝气器 13. 放空阀

图 1 SBR 试验装置

Fig 1 Schematic diagram of SBR equipment

SBR 反应器由有机玻璃制成,高为 700 mm,直径为 200 mm,总有效容积为 12 L。每周期进水为 3 L,充水比为 0.25。在反应器壁的垂直方向设置一排

间隔为 10 cm 的取样口,用于取样和排水。底部设有放空管,用于放空和排泥。以曝气砂头作为微孔曝气器,由转子流量计调节曝气量。每个周期包括:连续进水 (0.5 h 同时搅拌)、好氧曝气 (2 h)、静沉 (1 h)、滙水排放和闲置待机。在每个周期的曝气末段排放 100 mL 泥水混合液,以维持 MLSS 在 2 200 ~ 2 400 mg/L, SRT 控制在 12.5 d, HRT 控制在 10 h。

1.3 分析项目及方法

COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 、SV、SVI、MLSS 和 MLVSS 均采用国家标准方法测定^[3];比耗氧速率 (SOUR) 采用 Joanna 等提出的方法测定^[4]; DO、pH、ORP 和温度采用仪器进行在线检测。需要指出的是,水样经过 0.45 μm 的滤膜过滤后迅速放到 4 °C 的冰箱内保存,并在 3 h 内测定。

1.4 技术路线

试验污泥取自实验室中试 A^2/O 反应器,具有良好的脱氮除磷能力,SVI 在 150 mL/g 左右,按照上述方式运行了 30 个周期,效果趋于稳定后开始氨氮冲击负荷试验。具体操作方式见表 2。

表 2 不同试验阶段的运行模式

Tab 2 Operation mode in different experimental phases

进水氨氮 / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	好氧阶段曝气 量 / ($\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$)	运行周期 数 / 个
43	60	30
65	60/90	3/9
86	120	3
108	160	3
129	200	3

2 结果与 讨论

2.1 氨氮冲击负荷对脱氮的影响

在前 30 个周期,系统的进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 43 mg/L,曝气量为 60 L/h, SBR 反应器的脱氮效果稳定,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 始终保持在 4.0 mg/L 以下。第 31 个周期后维持曝气量不变,增大进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 到 65 mg/L,到第 33 个周期时出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 上升到 11.21 mg/L。从第 34 个周期开始将曝气量提升至 90 L/h,但是硝化效果继续恶化,第 36 个周期的出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 达到了 19.70 mg/L。之后出现好转,至

第 42 个周期时出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降到 14.85 mg/L。此后继续提高进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, 同时按相应比例调高曝气量, 但硝化效果仍然不断恶化 (见图 2)。

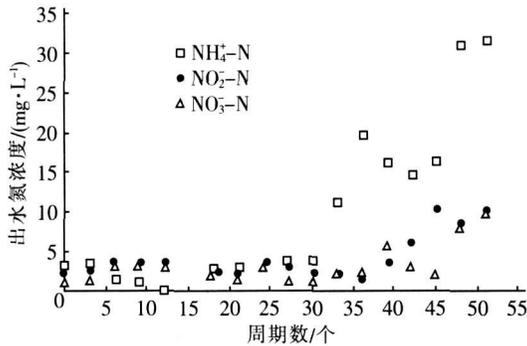


图 2 脱氮效果的变化

Fig. 2 Nitrogen removal performance during experimental period

图 3 是不同试验阶段每个周期内氨氮浓度的变化情况, 计算发现在按照表 2 的方式运行时 (65 mg/L 时的曝气量为 90 L/h), 好氧阶段的比硝化速率分别为 0.002 5, 0.005 4, 0.005 8 和 0.003 3 和 0.004 5 $\text{mgNH}_4^+ - \text{N}/(\text{mgMLSS} \cdot \text{h})$, 呈现先升高再降低的趋势。

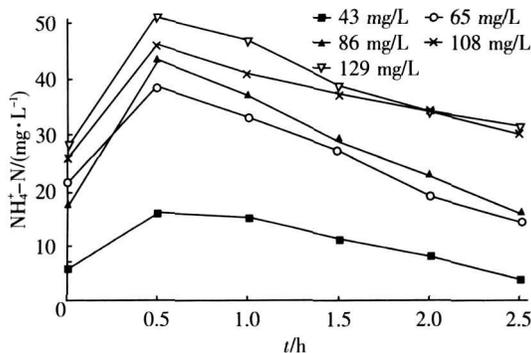


图 3 不同试验条件下的氨氮变化曲线

Fig. 3 Variations of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in different experimental phases

一般来说, 由于活性污泥的组分在短期内难以发生重大变化, 因此增大曝气量是实际工程中应对氨氮冲击负荷的常用手段。试验中好氧阶段的曝气量随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的增加而成比例升高, 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 43、65、86、108、129 mg/L 的情况下, 每去除 1 mg 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 所需的曝气量分别为 1.03、1.19、1.13、1.35 和 1.36 L, 呈现先上升后减小再上升的规律 (见表 3), 与比硝化速率的变化趋势相吻合。由于是随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的增加而不断提高曝气量, 因此好氧阶段的 DO 浓度也不

断升高。由氧气在水中的传质方程可知, 液相主体中的 DO 浓度越高, 氧的传质效率越低。所以在本试验中, 随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和曝气量的同时上升, 去除 1 mg 氨氮所需的曝气量呈现先升高的趋势。但是当好氧阶段的平均 DO 达到 2.67 mg/L 时, 去除单位氨氮所需的曝气量反而降低。这是因为随着 DO 浓度的升高, 微生物的硝化活性加强, 提高了对 DO 的利用率。之后再继续增加 DO, 由于氧在水中的传质效率进一步下降, 因此去除单位氨氮所需的曝气量又再次升高。

表 3 不同工况下好氧阶段在线参数的变化

Tab. 3 Variations of on line parameters during aerobic phase under different experimental conditions

进水氨氮 / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	去除单位 氨氮所需 曝气量 /L	好氧阶段 DO / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		好氧阶段 pH	
		范围	均值	范围	均值
43	1.03	0~0.74	0.50	7.50~7.86	7.74
65	1.19	0~3.13	1.59	7.56~7.94	7.73
86	1.13	0~4.65	2.67	7.46~8.09	7.73
108	1.35	0~4.13	3.12	7.49~8.18	7.69
129	1.36	0~3.92	3.24	7.35~8.24	7.65

2.2 污泥活性的变化

硝化过程消耗碱度, 因而会导致 pH 降低。试验中随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和曝气量的同步增加, 好氧过程 pH 的下降幅度也逐渐增加, 分别为 0.36、0.38、0.63、0.69 和 0.89。更大的 pH 降幅意味着有更多的氨氮在好氧段被硝化掉。导致硝化作用增强的原因有两个, 一是活性污泥微生物组成的改变, 二是污泥活性的提高。由于 SRT 控制在 12.5 d 而氨氮的短期冲击负荷试验在 4 d 内完成, 因此活性污泥中微生物的组分变化不大。这说明硝化作用的改善主要是微生物活性增强所致。硝化过程分为两步, 第一步由氨氧化菌 (AOB) 完成, 第二步由亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 完成。图 4 是不同工况下好氧段平均比耗氧速率的变化情况。

随着进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 DO 浓度的增加, AOB 的比耗氧速率明显升高, 这主要是底物强化作用所致。亚硝化反应的加速进行也为硝化作用提供了丰富的底物, 因此 NOB 的比耗氧速率也随之增加。值得注意的是, 虽然 AOB 的比耗氧速率与 NOB 的比耗氧速率的数值都在变大, 但是两者之间的比值始终保持在 3 左右。由于 AOB 和 NOB 都是在底物丰富的情况下进行反应, 可以忽略底物的限制, 因此两者比

值的恒定说明两种微生物的组成在短期内基本保持不变。

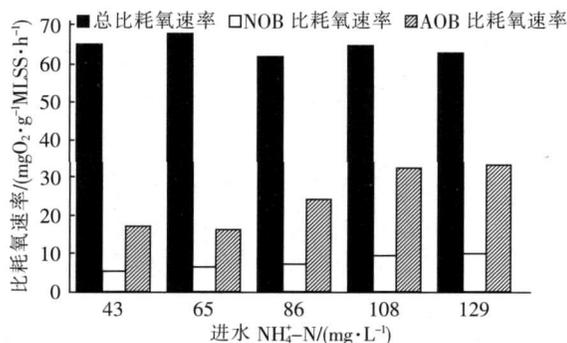


图 4 不同试验阶段活性污泥的比耗氧速率

Fig 4 Specific oxygen uptake rate (SOUR) of activated sludge in different experimental phases

2.3 氨氮冲击负荷对除磷的影响

不同进水氨氮浓度下的除磷效果见图 5。

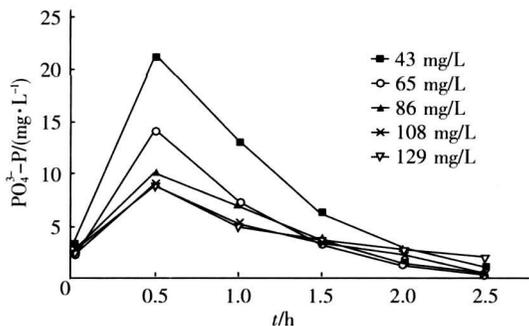


图 5 不同工况下的除磷效果

Fig 5 Phosphorus removal performance under different experimental conditions

图 5 显示, 伴随着氨氮负荷的增加, 系统的除磷效果呈恶化趋势。生物除磷分为厌氧释磷和好氧(缺氧)吸磷两大部分^[5], 只有两者都进行得比较充分, 才能保证系统实现良好的除磷效果。试验中厌氧释磷量和好氧吸磷量都逐渐减小, 分析其原因主要有: ①进水 NH_4^+-N 越多, 好氧结束后出水中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) 也就越多, 导致下一周期前置反硝化消耗的碳源增加, 而用于释磷的碳源不足, 进而形成的 PHB 少, 因此后续好氧段的吸磷量也少。②进水 NH_4^+-N 浓度的升高导致硝化过程进行得不充分, 产生了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 是一种有毒物质, Jens 等^[6] 发现当 $\text{NO}_2^- - \text{N} > 5 \text{ mg/L}$ 时会抑制吸磷的进行。而在试验中好氧段的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 长期处于 $5 \sim 10 \text{ mg/L}$ 之间, 严重抑制了吸磷反应的进行。③微生物同化作用吸收的氮主要是 NH_4^+-N ,

随着进水 NH_4^+-N 浓度的升高则同化作用增强, 所利用的碳源增加, 也会影响除磷过程。

3 结论

① 在好氧时间不变的前提下, 根据进水氨氮浓度相应地调高曝气量并不能有效消除短期氨氮冲击负荷对系统脱氮的影响。

② 综合考虑氧在水中的传质效率和微生物的硝化活性, 调控好氧段的 DO 在 $2 \sim 5 \text{ mg/L}$ 左右可以在不浪费能量的情况下最大限度地提高对氨氮的去除效率。

③ 在短期的氨氮冲击负荷作用下活性污泥组分变化不大, 硝化速率的增加是提高氨氮去除效率的主要途径。

④ 氨氮冲击负荷会严重影响系统的释磷和吸磷过程, 造成除磷效果迅速恶化。

参考文献:

- [1] 郝晓地, 朱向东, 马文瑾, 等. 模拟评价优化北京某大型污水处理厂升级改造方案 [J]. 中国给水排水, 2009, 25(17): 14-19
- [2] Tsuneda S, Ohno T, Soejima K, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor [J]. Biotechnol Bioeng 2006, 27(3): 191-196
- [3] 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
- [4] Joanna S G, Krist G, Carl D, et al. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurement [J]. Water Res, 1996, 30(5): 1228-1236
- [5] Mino T, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphorus removal process [J]. Water Res, 1998, 32(11): 3193-3207.
- [6] Meinhold J A, Mold E, Isaacs S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge [J]. Water Res, 1999, 33(8): 1871-1883

作者简介: 彭赵旭 (1983-), 男, 黑龙江哈尔滨人, 博士研究生, 研究方向为污水脱氮除磷技术。

电话: 13654584183

E-mail pengzhaoxu1983@163.com

收稿日期: 2009-12-11