

猪场废水厌氧氨氧化脱氮的短程硝化反硝化预处理研究

王欢^{1,2}, 李旭东^{1*}, 曾抗美¹

(1. 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 在常温(13~20℃)、不调节 pH 的条件下, 采用短程硝化反硝化预处理低 C/N(2 左右) 猪场废水, 考察了反硝化与亚硝化过程, 并以经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水为进水, 分析了厌氧氨氧化的脱氮效果。结果表明, 采用短程硝化反硝化预处理低 C/N 猪场废水, 可以达到去除部分 COD、部分脱氮、控制出水氨氮和亚硝态氮浓度之比在 1:1 左右、pH 在 7.5~8.0 左右的目的, 为厌氧氨氧化创造了进水条件, 全程 COD 和总氮平均去除率分别为 64.3% 和 49.1%; 经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水, 其厌氧氨氧化脱氮效果稳定, 氨氮、亚硝态氮、总氮的平均去除率分别为 91.8%、99.3%、84.1%。

关键词: 短程硝化反硝化; 厌氧氨氧化; 猪场废水; 低 C/N

中图分类号: X713 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)01-0114-06

Nitrification-denitrification Process as a Pretreatment of ANAMMOX to Remove Nitrogen from Piggery Wastewater

WANG Huan^{1,2}, LI Xu-dong¹, ZENG Kang-mei¹

(1. Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Piggery wastewater with low C/N was treated by using nitrification-denitrification process to attain a suitable influent for ANAMMOX at ambient temperature(13-20℃) without pH control. By using this process, part of total nitrogen and COD were removed, the ratio of ammonium and nitrite reached around 1:1 and the pH was about 7.8, which were favorable for ANAMMOX. The average removal percentage of COD and total nitrogen were 64.3% and 49.1%, respectively. Afterwards, nitrogen removal performance by followed ANAMMOX process was also investigated. Stable performance of ANAMMOX process was achieved and the removal percentage of ammonium, nitrite and total nitrogen were 91.8%, 99.3% and 84.1%, respectively.

Key words: nitrification-denitrification; ANAMMOX; piggery wastewater; low C/N

集约化养猪场废水一直是农村水污染的主要来源, 废水若不经处理直接排放到环境中, 可导致水质恶化、人畜传染病蔓延, 给生态环境带来严重危害^[1~3]。猪场废水氨氮浓度高、碳氮比(C/N)低, 采用传统硝化反硝化法处理成本较高, 因此高效经济脱氮是处理猪场废水的难点。短程硝化反硝化可减少硝化过程的耗氧量、投碱量、反硝化过程所需碳源及缩短反应时间^[4~7], 因而成为废水生物脱氮研究的热点。但对于经厌氧消化后的低 C/N 猪场废水, 碳源不足仍然是影响短程硝化反硝化处理效果的主要因素^[8], 仅经过短程硝化反硝化处理的废水尚需进一步处理。目前, 另一脱氮新技术——厌氧氨氧化因具有不需供给有机碳源、无需供氧等优势而受到关注^[9], 但厌氧氨氧化菌很容易因水中的有机物和溶解氧而受到抑制^[10, 11], 故其对进水的要求较高。而目前绝大多数研究均采用短程硝化作为厌氧氨氧化的前置工艺^[12~14], 即在前置工艺中只考虑了控制氨氮

与亚硝态氮的比例, 未考察 COD 与总氮的同时去除。对于高氨氮浓度的实际废水, 仅仅经过短程硝化的废水总体负荷仍然很高, 不利于厌氧氨氧化的稳定进行。

因此, 对于低 C/N 猪场废水, 将短程硝化反硝化作为厌氧氨氧化的前置工艺, 前者可为后者创造去除部分 COD、降低总氮负荷等进水条件, 而后者可在无需外加碳源的条件下进一步脱氮。二者的结合可成为高氨氮、低 C/N 废水脱氮的新途径, 目前鲜见相关报道。

短程硝化反硝化脱氮的难点在于如何将硝化反应控制在亚硝化段, 在解决这一问题的同时, 作为厌

收稿日期: 2008-01-28; 修订日期: 2008-04-27

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-442); 四川省科技攻关项目(05SG012-001); 四川省公益性研究计划项目(2008NG0006)

作者简介: 王欢(1978~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: wanghuan_cib@163.com

* 通讯联系人, E-mail: lixd@cib.ac.cn

氧氨氧化的前置工艺, 还需去除水中部分总氮和有机物以降低负荷, 并使氨氮与亚硝态氮的浓度比例达到厌氧氨氧化的进水要求; 同时, 目前关于厌氧氨氧化的研究多数采用模拟废水, 本实验以经过厌氧消化的低 C/N 猪场废水为对象, 在常温(13~ 20℃)、不调节 pH 的条件下, 进行短程硝化反硝化研究, 以期达到以下目的: ①通过反硝化去除废水中大部分可降解有机物; ②通过反硝化进行部分脱氮, 降低总氮负荷; ③通过亚硝化使出水氨氮与亚硝态氮浓度比例达到 1: 1; ④经过短程硝化反硝化, 使出水 pH 保持在 7. 5~ 8. 0 左右, 有利于厌氧氨氧化的进行. 在此基础上, 将经过短程硝化反硝化预处理的猪场废水作为厌氧氨氧化反应器的进水, 进一步考察厌氧氨氧化的脱氮效果.

1 材料与方法

1.1 废水来源及水质

猪场废水取自四川简阳某养猪场沼气池出水口, 原水主要水质指标如表 1. 可见经过厌氧消化后的猪场废水的 C/N 在 2 左右, 不能满足传统硝化反硝化的要求.

表 1 猪场废水主要水质指标/mg·L⁻¹

Table 1 Main index of piggery wastewater quality/mg·L ⁻¹				
COD	氨氮	亚硝态氮	硝态氮	pH
800~ 1 400	400~ 700	< 1	20~ 30	7. 3~ 7. 5

1.2 实验装置及运行方式

短程硝化反硝化和厌氧氨氧化反应器均采用自制SBBR(sequencing batch biofilm reactor) 反应器, 反应器由有机玻璃制成. 其中, 短程硝化反硝化反应器高 50 cm, 内径 8 cm, 有效体积为 2 L, 内置软性纤维填料; 厌氧氨氧化反应器高 52 cm, 内径 13 cm, 有效体积为 6 L, 内置软性纤维填料.

短程硝化反硝化反应均在常温(13~ 20℃)、不调节 pH 的条件下进行; 间歇换水, 每次换水 1L(进水浓度均为换水并混合后水样浓度, 下同), 每个周期停留时间为 24 h; 采用缺氧/好氧运行模式, 缺氧时间范围为 15~ 20 h, 曝气时间范围为 3. 5~ 6 h, 根据猪场废水原水浓度确定具体反应时间; 在缺氧段通过潜水泵搅拌, 有利于传质; 好氧段供氧量通过流量计调节.

厌氧氨氧化反应温度控制在 30℃, 间歇换水, 每次换水 3 L, 每个周期停留时间为 24 h; 进水均未进行脱氧处理, 水中溶解氧在反应过程中通过微生物

物作用去除.

1.3 主要检测指标与分析测试方法

COD: 重铬酸钾法+ 微波消解快速测定法(WG-I 微波消解仪, 长沙湘蓝科学仪器有限公司); DO: HI2400 型台式溶解氧仪(Hanna Instrument); 氨氮: 纳氏试剂分光光度法(GB/T 7479-1987); 亚硝态氮: *N*-(1-萘基)-乙二胺二盐酸分光光度法(GB/T 7493-1987); 硝态氮: 紫外分光光度法(HJ/T 346-2006); 总氮: 过硫酸钾紫外分光光度法(GB/T 11894-1989); pH: PHSJ-3F 型 pH 计(雷磁 PHSJ-3F, 上海精密科学仪器有限公司).

2 结果与讨论

2.1 污泥驯化与挂膜

挂膜所用污泥取自成都市三瓦窑城市污水处理厂污泥气浮池. 在反应器内加入软性纤维填料、活性污泥和猪场废水, 采用间歇曝气、间歇换水的方式进行污泥驯化. 在驯化的 10~ 15 d, 纤维填料上污泥生长良好, 废水经过好氧段处理后, 氨氮由 181. 5~ 203. 2 mg/L 下降至 29. 8~ 38. 7 mg/L, 去除率达到 80% 左右, 亚硝态氮从 15. 2~ 20. 8 mg/L 上升至 158. 5~ 176. 8 mg/L, 而硝态氮则无明显变化(一直维持在 18. 7~ 28. 4 mg/L); 经过缺氧段处理后, 硝态氮基本全部得以去除, 亚硝态氮浓度降低到 30. 3~ 42. 1 mg/L, 去除率达到 85% 左右. 由此可认为填料上的微生物可稳定进行短程硝化与反硝化, 驯化与挂膜成功.

2.2 反硝化过程分析

缺氧段的主要目的是利用前一周期亚硝化产生的亚硝态氮和新加入废水中的有机物进行反硝化, 去除部分有机物和总氮, 同时利用反硝化产生的碱度调整废水的 pH, 以避免后续亚硝化过程使溶液的 pH 过低而不利于厌氧氨氧化反应. 该阶段的主要考察指标为亚硝态氮、COD、总氮和 pH.

2.2.1 缺氧段反应时间的确定

在常温(20℃)、不调节 pH 条件下, 考察 24 h 内缺氧反应过程. 经过 15 h 反硝化反应, 亚硝态氮从 115 mg/L 降为 0, 可以得到彻底去除, 此时 COD 去除率为 36. 2% (按照每 mg 亚硝态氮产生 1. 1 mg COD 计算, 已从测得的 COD 值中扣除了亚硝态氮的贡献, 下同), 到 24 h 时, COD 去除率为 42. 5% 左右, 可见 15 h 后残留的有机物已很难被微生物降解. 少量硝态氮在 15 h 内全部得以去除, 氨氮浓度在 24 h 内没有明显变化. 根据亚硝态氮和 COD 的降解情况,

认为缺氧段反应时间控制在 15 h 较为合适。

2.2.2 反硝化过程主要水质指标变化分析

在常温(20℃)、不调节 pH 条件下,考察 15 h 内缺氧反应过程,总氮、COD、亚硝态氮、氨氮与 pH 的变化如图 1 所示。

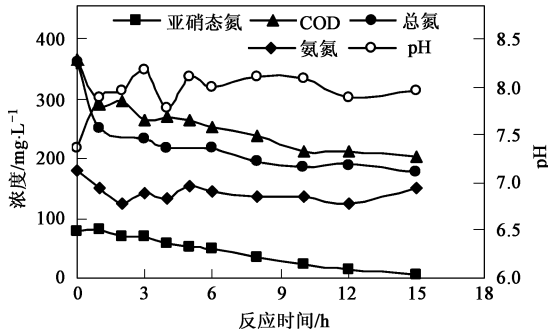


图 1 缺氧段过程主要指标变化

Fig. 1 Concentration of main index during anaerobic process

图 1 中,总氮在反应第 1 h 的去除效果比较明显,去除率达到 30.7%,经过 15 h 后去除率达到 50.0%;COD 的变化趋势与总氮较为接近,15 h 后去除率为 42.0%;由于反应器内残留有溶解氧(换水后,溶解氧由 3 mg/L 逐渐降低至 0),在反应第 1 h 内,亚硝化伴随反硝化进行,故亚硝态氮浓度变化不明显,经过 15 h 的缺氧反应,亚硝态氮得到了彻底去除;氨氮浓度在前 2 h 内有所降低,说明该段时间内确实存在亚硝化反应,2 h 以后,氨氮浓度变化较小;pH 在整个过程中波动递增,由初始 7.3 升高至 8 左右。由图 1 的结果可知,实验条件下,缺氧段的几个目的均得以实现:去除部分 COD、部分脱氮、pH 稳定在 8 左右。

2.2.3 反硝化过程表观动力学分析

对图 1 中亚硝态氮、COD 浓度随时间的变化进行回归处理,结果如图 2。

图 2 中,亚硝态氮浓度与反应时间成线性关系(相关系数为 0.99),说明亚硝态氮降解速率随亚硝

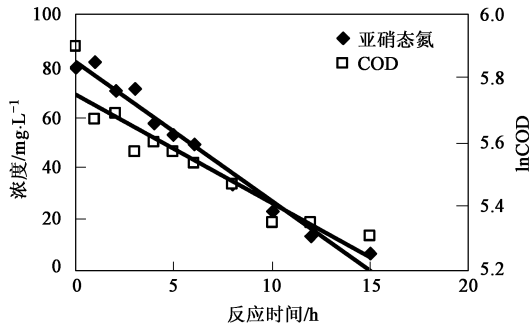


图 2 亚硝态氮、COD 回归分析

Fig. 2 Regression analysis of nitrite and COD

态氮浓度呈零级反应,速率常数 $k = 5.44 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{h})$; $\ln \text{COD}$ 与时间也呈线性关系(相关系数为 0.93),说明 COD 降解速率随 COD 浓度呈一级反应,速率常数 $k = 0.034 \text{ h}^{-1}$ 。可见,实验条件下反硝化速率是由 COD 浓度控制的。

2.3 亚硝化反应过程研究

好氧段的主要目的是:① 将氨氮氧化控制在亚硝化阶段,即实现短程硝化;② 通过亚硝化使剩余氨氮与亚硝态氮的浓度比在 1:1 左右,为厌氧氨氧化创造进水条件;③ 进一步降解 COD。

2.3.1 亚硝化过程分析

在常温(20℃)、不调节 pH 的情况下进行亚硝化反应,进水为缺氧段出水,曝气量为 1.2 L/min(对应水中溶解氧浓度约为 8.5 mg/L),反应时间为 4 h,结果如图 3 所示。

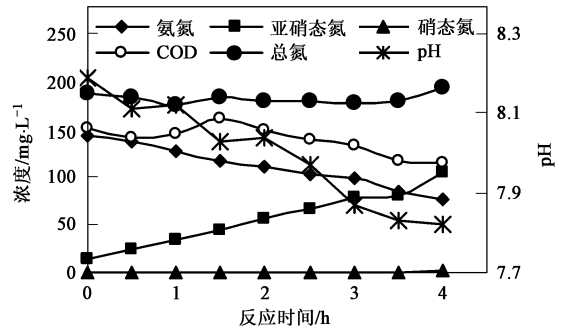


图 3 好氧段过程主要指标变化

Fig. 3 Concentration of main index during aerobic process

图 3 中,氨氮浓度随时间持续递减,亚硝态氮浓度随时间持续增加,当反应时间为 3.5 h 时,亚硝态氮与氨氮浓度比为 1:1;硝态氮浓度在整个过程中几乎没有变化;COD 浓度呈波动下降趋势,全过程去除率为 24.5%;总氮在整个过程中几乎不变;pH 由初始 8.2 下降至 7.8。结果表明,在好氧条件下,猪场废水氨氮氧化能够稳定控制在亚硝化阶段,亚硝化率为 100%;COD 在亚硝化段得到进一步去除;出水 pH 到达预期要求。

2.3.2 曝气量对亚硝化过程的影响分析

在常温(20℃)、不调节 pH(进水 pH 为 8.2 左右)的条件下,考察曝气量对废水亚硝化过程的影响,比较 3 种不同曝气量(1.2、0.8、0.4 L/min)条件下的亚硝化率、氨氮与亚硝态氮浓度达到 1:1 的时间 τ 、对应 τ 时的 pH、COD 去除率等,结果如表 2。

由表 2 可知,在 3 个不同曝气量条件下(曝气量由大到小对应的水中溶解氧浓度分别为 8.5、7.1、4.7 mg/L),好氧过程均可以控制在亚硝化阶段,且

亚硝化率均为 100%; 曝气量越小, τ 越大, 依次为 230、400、610 min; 不同曝气量对 τ 时的 COD 去除率和 pH 影响不显著; 曝气量越大, 单位曝气量氨氮转化量(反应时间为 τ 时的总曝气量比氨氮转化量, 单位为 mg/L) 越大, 因此可以认为, 实验条件下曝气量为 1.2 L/min 时较为适宜。

表 2 曝气量对亚硝化过程的影响

Table 2 Effect of aeration rate on nitrification						
曝气量/L·min ⁻¹	氨氮初始浓度/mg·L ⁻¹	τ min	亚硝化率/%	pH	COD 去除率/%	单位曝气量氨氮转化量/mg·L ⁻¹
1.2	186.7	230	100	7.98	29.8	0.757
0.8	187.8	400	100	7.79	21.7	0.628
0.4	173.6	610	100	7.77	27.6	0.610

2.3.3 氨氮降解表观动力学分析

不同曝气量条件下氨氮浓度随时间的变化如图 4, 对图中数据进行回归分析, 得不同曝气量条件下氨氮降解的动力学方程和速率常数如表 3。

由图 4 和表 3 可知, 氨氮降解速率随氨氮浓度呈零级反应; 速率常数随曝气量增大而增大, 当曝气量由 0.4 L/min 上升到 0.8 L/min 时, 速率常数增大 2.18 倍, 当曝气量由 0.8 L/min 上升到 1.2 L/min 时, 速率常数增大 1.68 倍, 可见曝气量是影响亚硝化反应速率的主要因素。

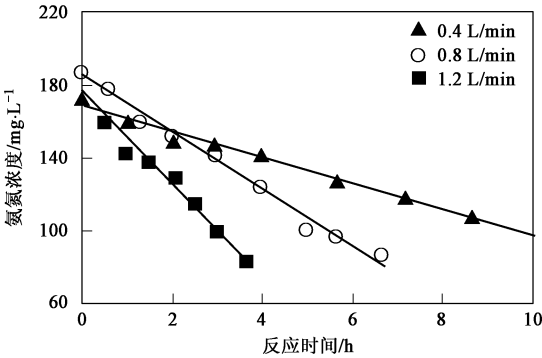


图 4 不同曝气量下氨氮降解过程

Fig. 4 Ammonium degradation process at different aeration rates

2.3.4 较低常温下的亚硝化过程

在室温为 13℃ 时, 猪场废水亚硝化过程如图 5

表 3 氨氮降解回归方程				
Table 3 Regression equation of ammonia degradation				
曝气量/L·min ⁻¹	回归方程	相关系数	速率方程	速率常数 k/mg·(L·h) ⁻¹
1.2	$y = -25.97x + 177.57$	0.99	$c = c_0 - 25.97t$	25.97
0.8	$y = -15.46x + 184.58$	0.99	$c = c_0 - 15.46t$	15.46
0.4	$y = -7.10x + 168.47$	0.99	$c = c_0 - 7.10t$	7.10

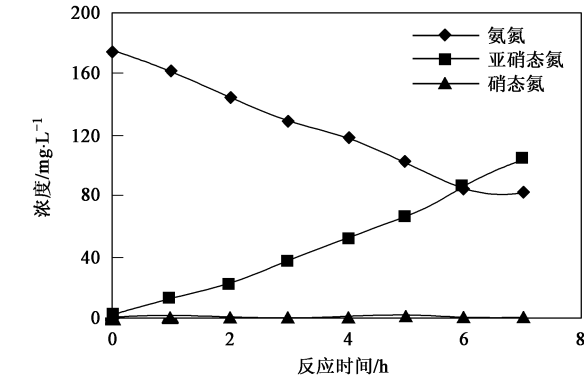


图 5 较低常温下的亚硝化过程

Fig. 5 Nitrification at lower temperature

所示(曝气量 1.2 L/min)。当温度为 13℃ 时, 猪场废水的氨氮氧化仍然能稳定控制在亚硝化阶段, 亚硝化率为 100%; 氨氮与亚硝态氮的变化趋势与 20℃ 时相似, 当反应时间为 6 h 时, 氨氮与亚硝态氮浓度

比达到 1:1。通过回归分析, 得到该条件下氨氮的降解速率随氨氮浓度仍然呈零级反应, 速率方程为: $c = c_0 - 13.98t$ (相关系数为 0.99), 速率常数为 13.98 mg/(L·h), 低于温度为 20℃ 时、相同曝气量条件下的速率常数 [25.97 mg/(L·h)]。可见实验条件下, 温度降低了反应速率, 但对亚硝化率没有影响。

上述实验结果表明, 在常温 (13~20℃)、不调节 pH 和较高曝气量条件下, 猪场废水氨氮氧化可以稳定在亚硝化阶段, 这一结果与多数研究^[15~18] 所提出的亚硝化条件不同(认为较高温度和较低溶解氧有利于氨氮亚硝化)。根据 Anthonisen 的选择性抑制学说, 要实现氨氮亚硝化, 硝化基质(游离氨)浓度应超过硝酸细菌的转化利用阈值, 而低于亚硝酸细菌的转化利用阈值, 即当游离氨浓度 > 0.6 mg/L 时, 硝酸菌的活性几乎全部被抑制, 而当游离氨浓度 > 40 mg/L 时, 才会严重抑制亚硝酸菌的活性^[19~23]。经计

算,本试验条件下好氧段废水中游离氨浓度范围在 0.58~12.16 mg/L,恰好处于有利于亚硝酸菌而不利 于硝酸菌活性的范围. Ganigue 等^[24]和 Yamamoto 等^[25]分别以氨氮浓度较高的垃圾渗滤液和猪场废 水为研究对象,利用游离氨抑制作用也成功地实现 了氨氮亚硝化.而文献[15~18]中的研究对象大多 为生活污水,进水氨氮浓度较低(30~100 mg/L).由 此可认为,对于生活污水等低氨氮浓度污水,溶解氧 是实现氨氮亚硝化的关键因素,而对于猪场废水等 高氨氮浓度废水,实现氨氮亚硝化的关键因素是氨 氮(游离氨)浓度.

2.4 稳定运行效果考察

在室温(18~20℃)、不调节 pH、曝气量为 1.2 L/min的条件下,按照 1.2 所述的操作方式处理低 C/N 猪场废水.考察每个周期主要指标在缺氧段和好氧段 的变化情况,一周内主要指标的平均值如表 4.

表 4 稳定运行阶段进出水主要指标/mg·L⁻¹
Table 4 Main index of influent and effluent in steady running period/mg·L⁻¹

处理	氨氮	亚硝态氮	硝态氮	COD	总氮	pH
起始浓度	180.5	45.3	5.5	310.3	338.5	7.4
缺氧出水	166.3	0.8	0	150.4	176.4	8.2
好氧出水	80.2	82.6	0	110.9	172.3	7.8

由表 4 可知,经过短程硝化反硝化处理后,猪场 废水中 COD 和总氮的平均去除率分别为 64.3%、 49.1%,出水 pH 为 7.8,为后续厌氧氨氧化处理创 造了条件.

在其后 2 个月短程硝化反硝化运行过程中,氨 氮、亚硝态氮、COD 起始浓度分别为 163.3~220.0 mg/L、41.2~78.5 mg/L和 287.3~371.2 mg/L,经过短 程硝化反硝化处理后,其出水浓度分别为 72.3~ 116.3 mg/L、82.1~109.4 mg/L和 103.4~155.3 mg/L,出水氨氮与亚硝态氮浓度比例基本在 1:1 左 右,可满足后续厌氧氨氧化的要求.可见,短程硝化 反硝化预处理猪场废水效果稳定,实验结果对规模 化处理具有一定指导意义.

2.5 厌氧氨氧化脱氮效果考察

以短程硝化反硝化出水作为厌氧氨氧化反应器 的进水,考察其脱氮效果.厌氧氨氧化反应器已经采 用模拟废水启动成功并且稳定运行(有关启动和运 行的具体内容将另文讨论).以猪场废水为进水后,经过 近 1 个月反应,主要水质指标的变化如图 6 所示.

由图 6 可知,猪场废水厌氧氨氧化脱氮效果良

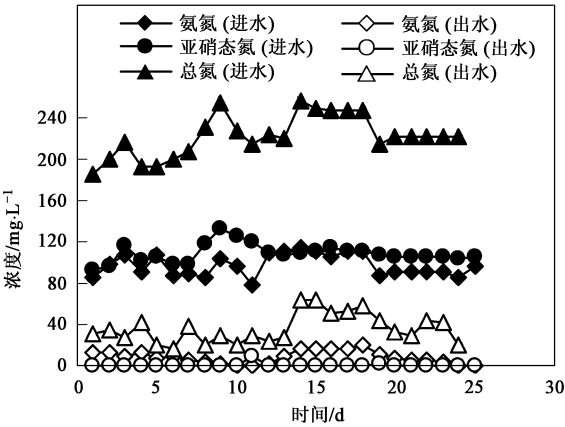


图 6 厌氧氨氧化段主要指标进出水浓度
Fig. 6 Concentration of main index during ANAMMOX process

好,稳定运行 25 d 内,氨氮、亚硝态氮、总氮的平均 去除率分别为 91.8%、99.3%、84.1%,最终出水中 氨氮、亚硝态氮的平均浓度分别为 8.2 mg/L、0.78 mg/L.可见,经短程硝化反硝化预处理后的猪场废水 未对厌氧氨氧化反应产生不良影响,通过厌氧氨氧 化处理后的猪场废水完全可以达到有关排放标准中 对氨氮的要求.

3 结论

(1) 在室温(13~20℃)、不调节 pH 的条件下,低 C/N(2 左右)猪场废水通过短程硝化反硝化预处理, 可以达到基本去除可生化 COD、部分脱氮、控制出 水氨氮和亚硝态氮浓度之比在 1:1 左右、pH 在 7.5 ~8 的目的,COD 和总氮平均去除率分别为 64.3%、 49.1%,出水可满足厌氧氨氧化反应的进水要求.

(2) 反硝化过程中,亚硝态氮的降解速率随亚硝 态氮浓度呈零级反应,速率常数为 5.44 ng/(L·h); COD 降解速率随 COD 浓度呈一级反应,速率常数为 0.034 h⁻¹,COD 浓度是影响反硝化速率的主要 因素.

(3) 氨氮好氧氧化能够稳定控制在亚硝化阶段, 亚硝化率为 100%;曝气量越大,氨氮与亚硝态氮浓 度比达到 1:1 的时间越短、单位曝气量对应的氨氮 转化量越大.

(4) 氨氮降解速率随氨氮浓度呈零级反应,曝气 量为 1.2、0.8、0.4 L/min 时的速率常数分别为 25.97、 15.46、7.10 mg/(L·h),曝气量是影响亚硝化速率的 主要因素.

(5) 经短程硝化反硝化处理后的猪场废水未对 厌氧氨氧化反应产生不良影响,厌氧氨氧化过程的

脱氮效果显著,氨氮、亚硝态氮、总氮的去除率分别为91.8%、99.3%、84.1%。

参考文献:

- [1] 张克强,高怀友. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京:化学工业出版社,2004. 26-30.
- [2] 杨朝晖,曾光明,陈信常,等. 规模化养猪场废水处理工艺的研究[J]. 环境工程,2002,20(6):19-21.
- [3] 李淑兰,吴晓芙,刘英,等. 猪场废水处理技术[J]. 中南林学院学报,2005,25(5):133-137.
- [4] Ellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, *et al.* The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water[J]. Water Sci Technol, 1998, 37:135-142.
- [5] Fux C, Boehler M, Huber P, *et al.* Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in a pilot plant[J]. Biotechnol, 2002, 99: 295-306.
- [6] Van Dongen U, Jetten M S M, Van Loosdrecht M C M. The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater[J]. Water Sci Technol, 2001, 44: 153-160.
- [7] 郑平,徐向阳,胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术[M]. 北京:科学出版社,2004. 115-116.
- [8] 杨朝晖,高峰,曾光明,等. 短程硝化反硝化去除高氨氮猪场废水中的氮[J]. 中国环境科学,2005,25(增刊):43-46.
- [9] Ahn Y. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review[J]. Process Biochem, 2006, 41: 1709-1721.
- [10] 朱静平,胡勇有,闫佳. 有机碳源条件下厌氧氨氧化ASBR反应器中的主要反应[J]. 环境科学,2006,27(7):1354-1357.
- [11] 郑平,吴明生,金仁村. 有机物对ANAMMOX反应器运行性能的影响[J]. 环境科学学报,2007,26(7):1087-1091.
- [12] Yamamoto T, Takaki K, Koyama T, *et al.* Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swine-bed technology[J]. Biosci Bioeng,2006,102(6):497-503.
- [13] Gut L, Plaza E, Trela J, *et al.* Combined partial nitrification/Anammox system for treatment of digester supernatant[J]. Water Sci Technol, 2006, 53:149-159.
- [14] Hwang I S, Min K S, Choi E, *et al.* Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process[J]. Water Sci Technol, 2005, 52: 487-494.
- [15] Blackburne R, Yuan Z G, Keller J. Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. Water Res, 2008, 42: 2166-2176.
- [16] 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影响因素的研究[J]. 环境污染与防治,2006,28(4):254-256.
- [17] 高大文,彭用臻,杨庆. 应用实时控制实现和稳定短程硝化反硝化[J]. 中国给水排水,2003,19(12):1-5.
- [18] 马勇,陈伦强,彭永臻,等. 实际生活污水短程/全程硝化反硝化处理中试研究[J]. 环境科学,2006,27(12):2477-2482.
- [19] Ruiz G, Jeison D, Rubilar O, *et al.* Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters[J]. Bioresour Technol, 2006, 97:330-335.
- [20] Waki M, Tokutomi T, Yokoyama H, *et al.* Nitrogen removal from animal waste treatment water by ANAMMOX enrichment[J]. Bioresour Technol, 2007, 98:2775~2780.
- [21] Kim D, Lee D, Keller J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH[J]. Bioresour Technol, 2006, 97:459-468.
- [22] 孙英杰,张隽超. 亚硝酸型硝化的控制途径[J]. 中国给水排水,2002,18(6):29-31.
- [23] 高大文,彭永臻,王淑莹. 控制pH实现短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. 哈尔滨工业大学学报,2005,37(12):1664-1666.
- [24] Ganigue R, Lopez H, Balaguer M D, *et al.* Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates[J]. Water Res,2007,41:3317-3326.
- [25] Yamamoto T, Takaki K, Koyama T, *et al.* Long-term stability of partial nitrification of swine wastewater digester liquor and its subsequent treatment by ANAMMOX[J]. Bioresour Technol,2008,99(14):6419-6425.