

曝气生物滤池好氧反硝化脱氮的研究

邓康¹, 黄少斌^{1,2*}, 胡婷¹

(1. 华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510006; 2. 污染控制与生态修复广东省普通高等学校重点实验室, 广州 510006)

摘要: 采用某钢铁厂含氮废水, 利用生物滤池工艺, 研究了曝气生物滤池的挂膜、溶解氧、碳氮比对好氧反硝化脱氮的影响。结果表明, 利用富含好氧反硝化菌的富集菌液进行挂膜, 16 d 基本完成挂膜, 脱氮率 > 90%。当溶解氧较低时 (DO 为 1.5 ~ 4.2 mg/L), 随着溶解氧的增大, 反硝化效率提高, 其中以 DO 为 3.5 mg/L 时的效果最好, 脱氮率为 95.4%。随着曝气量继续增加, 脱氮率有所下降, 当 DO 为 8.0 mg/L 时, 脱氮率仍有 44.8%。可推断系统中存在好氧反硝化菌, 存在以 O₂ 作为电子受体的好氧反硝化现象。随着碳氮比 (COD/N) 增大, 反硝化效果提高。当 COD/N 为 6 ~ 7 时, 基本能够满足反硝化所需碳源。此时脱氮率大于 96%, 亚硝态氮在整个反应过程中几乎没有积累, COD 去除率在 85% 左右。

关键词: 曝气生物滤池; 好氧反硝化; 碳氮比; 溶解氧; 脱氮率

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301 (2010) 12-2945-05

Study on Aerobic Denitrification in BAF

DENG Kang¹, HUANG Shao-bin^{1,2}, HU Ting¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China; 2. Key Laboratory of Environmental Protection and Eco-Remediation of Guangdong Regular Higher Education Institutions, Guangzhou 510006, China)

Abstract: The compound inoculation was investigated, and the influences of COD/N ratio and dissolved oxygen on aerobic denitrification in biological aerated filter (BAF) were tested while treating nitrate wastewater from an iron factory. The results show that the efficiency of denitrification was improved, when the concentration of dissolved oxygen was increased from 1.5 mg/L to 4.2 mg/L. When dissolved oxygen value was 3.5 mg/L, the efficiency was the best, it was 95.4%; but the result was opposite when it was increased. When dissolved oxygen value was 8.0 mg/L; the efficiency was still 44.8%. it can be inferred that there were aerobic denitrifier, and oxygen was the electron acceptor during aerobic denitrification. The efficiency of aerobic denitrification was improved. When COD /N were 6-7, it can meet the requirement for carbon source during aerobic denitrification, the removal rate of nitrate nitrogen and COD were up to 96%, 85% respectively. Almost no nitrite nitrogen accumulated.

Key words: biological aerated filter (BAF); aerobic denitrification; COD/N ratio; dissolved oxygen; denitrifying rate

目前普遍认为, 生物脱氮是去除氮素污染的较为经济有效的方法之一^[1], 因此得到了快速的发展。近年来, 发现某些细菌能够同时呼吸氧气和亚硝酸盐或硝酸盐, 一个被称为好氧反硝化的生物化学过程已逐渐被接受^[2]。国内外的不少研究和报道也已充分证明^[3~5]反硝化可发生在有氧条件下, 为实现好氧反硝化以及同步硝化反硝化提供了可能。钢铁厂的焦化废水中经过处理后, 二级出水仍含有高浓度的硝酸根, 需要深度处理才能达标排放或者回用。曝气生物滤池作为一种新型的污水处理技术, 具有生物膜技术的优势、集硝化反硝化及固体过滤于一体, 弥补了传统生物脱氮的不足。本试验采用曝气生物滤池作为好氧反硝化脱氮的考察工艺, 对某钢铁厂含氮废水进行处理, 研究其挂膜的特点, 分析溶解氧、碳氮比对脱氮性能的影响, 寻找以 O₂ 作为电子受体的好氧反硝化脱氮的证据, 以期为其在工程上的应用提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验装置

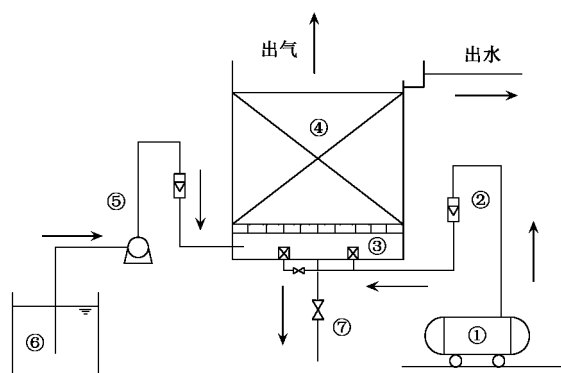
曝气生物滤池系统是由曝气系统、配水系统、生物滤池、及动力系统组合而成, 试验装置如图 1 所示。滤池部分总容积为 12 L, 填料层堆积体积为 3 L, 有效容积为 9 L。生物滤池由有机玻璃制成, 内填充聚丙烯球形填料, 直径 25 mm, 孔隙率达 0.81, 密度为 0.14 g/cm³, 比表面积为 500 m²/m³。系统底部为平型结构, 配有曝气系统, 并配用可活动的带孔支撑板, 用于负载填料, 同时可以使气体分布更均匀。试验采用气流与水流方向都为上流式方式进行。由底部进水, 废水经过滤料, 在微生物的作用下将硝酸

收稿日期: 2010-01-07; 修订日期: 2010-03-17

基金项目: 国家自然科学基金项目 (20777019); 广东省科技厅粤港合作项目 (2009B050900005)

作者简介: 邓康 (1985 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为生物脱氮, E-mail: dengkang1985@163.com

* 通讯联系人, E-mail: chshuang@scut.edu.cn



1. 气泵; 2. 转子流量计; 3. 空气扩散装置;
4. 滤料; 5. 水泵; 6. 配水箱; 7. 球阀

图1 曝气生物滤池构成

Fig.1 Configuration of BAF

根还原成氮气排入大气。

1.2 原水水质

试验原水来自某钢铁厂经处理过的水,主要水质 $\text{COD} < 50 \text{ mg/L}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 $80 \sim 150 \text{ mg/L}$, 没有检测出 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。

1.3 分析方法

COD : 重铬酸钾滴定法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$: 紫外分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$: $\text{N}-(1\text{-萘基})\text{-乙二胺}$ 光度法; 溶解氧 (DO) 采用雷磁 JPB-607 便携式溶解氧测定仪测定。

2 结果与讨论

2.1 挂膜与启动

本试验所用的微生物来源于实验室筛选出的异养好氧反硝化菌体系,主要菌种为 *Acinetobacter* sp.、*Klebsiella* sp. 和 *Pseudomonas* sp.^[6-8]。取一定量富集菌液,按照 10% (体积分数) 的接种量接种在活化培养基中,在 30°C 下的恒温培养箱中活化培养。待微生物的活性恢复后,将上述液体培养基按照 20% (体积分数) 的接种量加入曝气生物滤池中进行挂膜培养,挂膜阶段以葡萄糖为碳源,静水闷曝,经过 16 d 连续培养,观察填料表面可见附着有浅黄色生物絮体,随着反应的继续进行,填料球上的生物膜逐渐增厚且致密,最后覆盖整个填料球。出水水质稳定,硝态氮、亚硝态氮值都很低。挂膜阶段的试验结果如图 2 所示。

在挂膜过程中,系统反硝化效率逐渐升高(图 2)。在前 4 d 反硝化效果很差,亚硝酸盐逐渐积累,因此,在第 4 d 后按照 20% 的比例再次接种,第 5 d 后硝

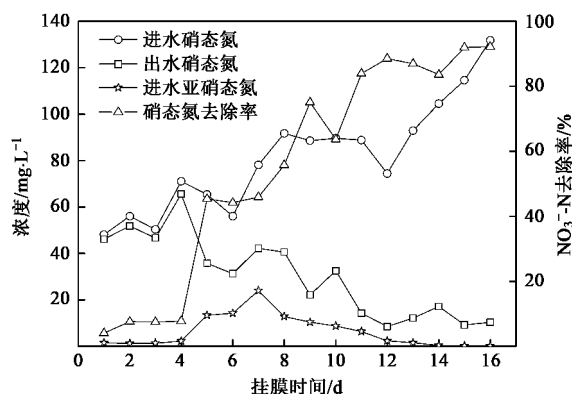


图2 挂膜阶段硝态氮和亚硝态氮的变化

Fig.2 Changes of nitrate and nitrite of compound inoculation

态氮的去除率提高至 45% 左右,但亚硝酸盐积累也很严重,最高达 23.96 mg/L 。这是因为运行初期,亚硝酸还原酶的活性不高,因此导致亚硝酸的积累。随着系统生物活性的提高和量的增多,反硝化效率得到提高,到第 10 d,硝态氮去除率已经达到了 80% 以上,第 16 d 去除率高达 92.2%。并且亚硝酸几乎不出现积累,最终浓度只有 0.08 mg/L 。由于本试验采用较纯的富集菌液来进行挂膜,因此能高效快捷的完成挂膜,与其他挂膜方法相比挂膜时间要短^[9]。

2.2 溶解氧对好氧反硝化脱氮的影响

溶解氧 (DO) 是影响好氧反硝化的关键因素。试验过程中进水碳氮比 (COD/N) 为 7,进水硝态氮质量浓度 114.6 mg/L 、亚硝态氮质量浓度为 0。研究 DO 值分别为 1.5、2.5、3.5、4.2、6.9、8.0 mg/L 对反硝化的影响。试验结果如图 3、图 4。

从图 3 可知,随着溶解氧 (DO) 升高,反硝化效率先升高后下降。当 DO 为 1.5 mg/L 时,脱氮率为 90.3% (图 4),出水硝态氮为 10.07 mg/L ,此时亚硝酸积累率 0.4% (图 4),亚硝态氮最高达 0.78 mg/L 。当 DO 为 2.5、3.5、4.2 mg/L 时,出水硝态氮低于 10 mg/L ,脱氮率分别为 95.2%、95.4%、92%,亚硝酸积累率仅为 0.1% (图 4)。一般情况下,当反应器内 DO 升高时,氧在微生物中传质的推动力增大,势必会导致微生物絮体内部 DO 也增大,从而减少了絮体内部的缺氧区,使得反硝化过程受到抑制;当 DO 为 3 mg/L 时,氧的穿透率较强,生物膜内部缺氧区较少或者只能在少数微生物膜内形成缺氧区,反硝化能力较弱^[10],而本系统刚好相反,随着 DO 的增加,反硝化并未受到明显抑制,脱氮率不降反升,证明系统中好氧反硝化菌具有良好的反硝化特性,系统存在硝态氮和 O_2 作为电子受体的好氧

反硝化过程. Huang 等^[11] 利用 *Citrohucter diversus* 进行好氧反硝化发现 DO 为 2 ~ 6 mg/L 时对细菌生长

速度和反硝化速率最合适,与本系统的溶解氧范围基本一致.

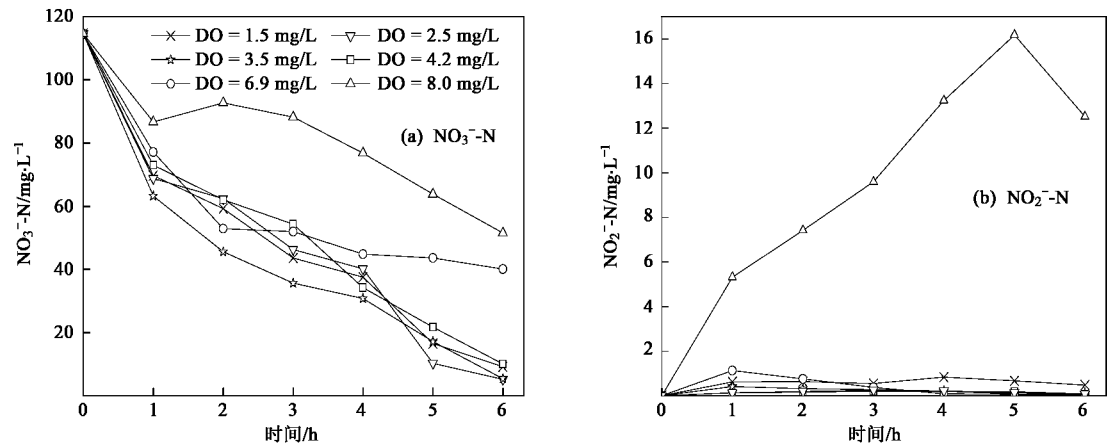


图3 不同 DO 值下硝态氮和亚硝态氮的变化
Fig. 3 Changes of nitrate nitrite vs different DO values

当 DO 继续增大,反硝化率有所下降,脱氮率降至 65% (DO 为 6.9 mg/L)、44.8% (DO 为 8.0 mg/L)(图 4). 从图 3(b)可知,当 DO 为 8.0 mg/L 时,出水亚硝态氮为 11.78 mg/L,亚硝酸氮积累率为 10.3%. 这是因为 DO 过高致使异养好氧菌大量繁殖,将系统内的碳源快速而彻底的进行分解合成细胞,导致后续反硝化过程缺乏充足的电子供体,造成还原亚硝酸根时能量不足,从而发生亚硝酸根的积累,致使系统反硝化能力下降.

前报道的微生物相比^[12,13],此微生物在好氧反硝化过程中表现出很好的耐氧性能,具体特性还需进一步研究.

2.3 碳氮比对反硝化脱氮的影响

对于好氧反硝化细菌而言,目前所发现的均为异养菌,若碳源不足则脱氮就会不充分,需要投加外来碳源. 本试验研究了碳氮比对好氧反硝化细菌脱氮作用的影响. 葡萄糖作为一种比较廉价的碳源,广泛应用为外加碳源. 以 COD/N 来表示碳氮比,试验过程中通过改变葡萄糖的投加量来改变碳氮比,使 COD/N 质量比分别为 3、6、7、10,结果如图 5、图 6.

从图 5 可知,随着碳氮比的增大,硝态氮的去除率增加,亚硝态氮的积累量减少. 但当达到微生物生长所需的最大碳源量后,碳源就变成了非限制性因素,对反硝化的影响不明显. 另外,在整过反应过程中前 2 h 硝态氮的减少! 迅速,这是因为在试验初期硝态氮的浓度都很高,它们由液相通过传质进入生物膜内被微生物所吸附的速度更快,因而导致其快速下降;随着反硝化的不断进行,浓度差降低,传质速度减慢,表现为后续反应速度减慢.

当 COD/N 为 3 时,硝态氮由进水时 115 mg/L 降至 35.37 mg/L,去除率为 69.2%,亚硝态氮有积累,最高达 0.38 mg/L,最终出水为 0.11 mg/L[图 5(b)],COD 去除率为 95.9%(图 6). 这主要是因为反硝化菌将硝酸根还原至亚硝酸根消耗了大部分碳源,当碳源较少时就会造成还原亚硝酸根时能量不足,从而发生亚硝酸根的积累,致使系统反硝化能力

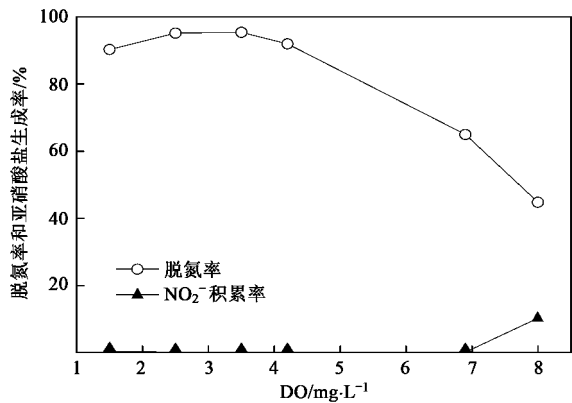


图4 不同 DO 值下的脱氮率和亚硝酸根积累率
Fig. 4 Effect of DO on denitrifying rate and the accumulation rate of nitrite

从上述结果可知,当溶解氧较低时(1.5 ~ 4.2 mg/L),随着溶解氧的增大,反硝化效率提高;随着曝气量继续增加,脱氮率有所下降,但即使在 DO 为 8.0 mg/L 时,脱氮率仍有 44.8%. 表明系统中存在硝态氮和 O_2 作为电子受体的好氧反硝化现象. 与目

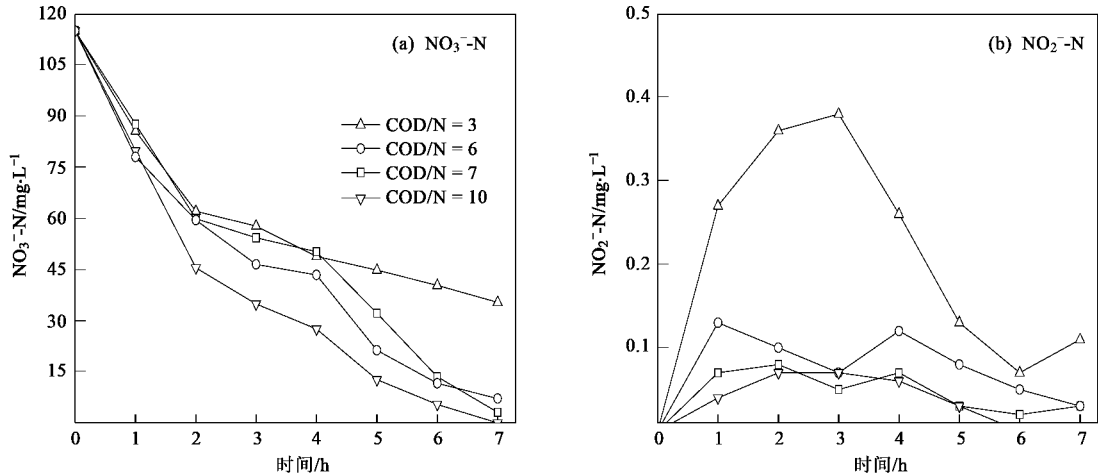


图 5 不同碳氮比值下硝态氮和亚硝态氮的变化
Fig. 5 Changes of nitrate nitrite vs different COD/N ratio

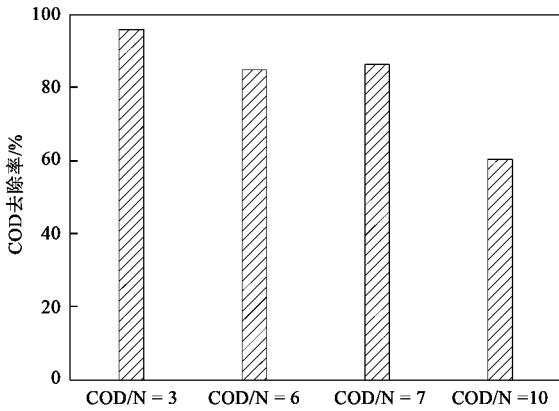


图 6 不同碳氮比值下 COD 的变化
Fig. 6 Changes of COD vs different COD/N ratio

下降.

当 COD/N 提高至 6、7 时,反硝化效果得到显著提高,出水硝态氮值分别为 7.13 mg/L、0 (硝态氮值低于检测下限,取值为 0),去除率分别都高达 93.8%、100%;亚硝态氮在整个反应过程中几乎没有积累;COD 去除率分别为 84.9%、86.4% (图 6).当 COD/N 提高至 10,反硝化效率与反硝化速率并没有更显著的提高 (图 5),但是出水 COD 值却高达 455.4 mg/L,去除率为 60.4%.

可见,碳源充足与否对好氧反硝化有很大的影响.过少则造成亚硝酸根的积累,过高虽不会影响反硝化能力,但会造成出水 COD 过高.本试验中 COD/N 为 6~7 (C 与 N 的质量约为 2.25~2.63) 时基本能够完→硝化.与传统脱氮工艺需碳氮质量比 >4 相比^[14],本工艺对于该类低碳高浓度含氮废水有很好的优势.

3 结论

(1) 采用 BAF 工艺,将富含异养好氧反硝化菌体系的富集菌液进行挂膜,经过 16 d 挂膜成功,脱氮率 > 90%,几乎没有亚硝态氮的积累,系统运行稳定.

(2) 当溶解氧较低时 (DO 为 1.5~4.2 mg/L),随着溶解氧的增大,反硝化效率提高;其中以 DO 为 3.5 mg/L 时的效果最好,脱氮率为 95.4%.随着曝气量继续增加,脱氮率有所下降,当 DO 为 8.0 mg/L 时,脱氮率仍有 44.8%.可以推测出系统中有好氧反硝化菌,存在以 O_2 作为电子受体的好氧反硝化现象.

(3) 随着碳氮比的增大,反硝化效果增加,碳源量过多则会导致出水 COD 过高.当 COD/N 为 6~7 时,基本能够满足硝化反硝化所需碳源.此时,硝态氮去除率 > 96%;亚硝态氮在整个反应过程中几乎没有积累,COD 去除率分别为 84.9%、86.4%.

参考文献:

- [1] 孙锦宜. 含氮废水处理技术与应用 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- [2] 赵宗升, 刘鸿亮, 李炳伟, 等. 高浓度氨氮渗滤液高效脱氮途径 [J]. 中国给水排水, 2001, 17(5): 24-28.
- [3] Hung S J, Mitsuyo H, Makoto S. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification [J]. Bioscience and Bioengineering, 2005, 100(2): 184-191.
- [4] Chen F, Xia Q, Ju L K. Aerobic denitrification of *Pseudomonas aeruginosa* monitored by online NADPH fluorescence [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003, 69(11): 6715-6722.

[5] Joong K K, Kyoung J P, Kyoung S C. Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains [J]. *Bioresource Technology*, 2005, **96**(17): 1897-1906.

[6] Jiang R, Huang S B, Yang J. Biological removal of NO_x from simulated flue gas in an aerobic biofilter [J]. *Global Nest Journal*, 2008, **10**(2): 240-247.

[7] 邓康, 黄少斌, 蒋然. 生物滴滤塔好氧脱氮过程 ORP 和 pH 值的变化规律[J]. *工业用水与废水*, 2008, **39**(6): 26-29.

[8] 范利荣, 黄少斌, 杨军, 等. 生物滴滤塔体系好氧反硝化菌的分离鉴定与特性研究[J]. *微生物学通报*, 2008, **16**(1): 8-10.

[9] 刘金瀚, 白宇, 林海, 等. 反硝化生物滤池用于污水深度脱氮研究[J]. *中国给水排水*, 2008, **24**(21): 26-29.

[10] 徐伟峰, 孙力平, 古建国, 等. DO 对同步硝化反硝化影响及动力学[J]. *城市环境与城市生态*, 2003, **16**(1): 8-10.

[11] Huang H K, Tseng S K. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment [J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2001, **55**: 90-94.

[12] 周丹丹, 马放, 王弘宇, 等. 关于好氧反硝化菌筛选方法的研究[J]. *微生物学报*, 2004, **44**(6): 837-839.

[13] 张亚光. 一株好氧反硝化菌的特征及系统进化分析[J]. *华侨大学学报*, 2004, **25**(1): 75-78.

[14] 孙振世, 柯强, 陈英旭. SBR 生物脱氮机理及其影响因素[J]. *中国沼气*, 2001, **19**(2): 16-19.