

有氧条件下生物滤塔去除 NO_x 的挂膜启动及研究

李慧颖^{1,2}, 黄少斌^{1*}, 卢乐¹, 王瑞敏¹, 黄慧星¹

(1. 华南理工大学环境科学与工程学院, 工业聚焦区污染控制与生态修复教育部重点实验室, 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; 2. 湖南工学院安全与环境工程系, 衡阳 421002)

摘要: 将优选后的好氧反硝化菌应用于生物过滤系统, 用来脱除 NO_x 模拟废气, 研究了生物滤床在好氧条件下对 NO_x 的处理效果和不同操作条件下的运行情况, 并对 NO_x 去除过程的作用机制进行了探讨. 结果表明, 生物滤塔经过 26 d 完成挂膜启动, 该工艺系统能有效克服氧对反硝化菌活性的抑制作用, 可实现对 NO_x 的高效率脱除. NO_x 净化主要发生在滤塔中、下层, 在 O_2 体积分数为 10%、 NO_x 进气浓度为 286.4 mg/m^3 、EBRT 为 59 s 时, NO_x 净化效率能够达到 93.6%. 在生物过滤系统中形成了特有的硝化菌、兼性反硝化菌和好氧反硝化菌生物膜体系.

关键词: 生物法废气净化技术; 好氧反硝化; 硝化; 生物过滤; 氮氧化物

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)07-1881-07

Start-up and Affecting Factors of Biofilter for Treatment of NO_x Under Aerobic Conditions

LI Hui-ying^{1,2}, HUANG Shao-bin¹, LU Le¹, WANG Rui-min¹, HUANG Hui-xing¹

(1. Key Laboratory of Environmental Protection and Eco-Remediation of Guangdong Regular Higher Education Institutions, Key Laboratory of Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China; 2. Department of Safety and Environmental Engineering, Hunan Institute of Technology, Hengyang 421002, China)

Abstract: An optimized aerobic denitrifying bacteria was applied to a biofilter for the removal of NO_x . The removal process of NO_x was investigated, and the relationship between environmental factors and NO_x removal efficiency as well as the NO_x transfer mechanism under aerobic conditions are discussed. The results show that the biofilter finished start-up after 26 days and the presence of oxygen has no evident negative effect on the efficiency of NO_x removal. Mainly happening at the middle and under part of the biofiltration system, the removal of NO_x get a high efficiency of 93.6% at the EBRT of 59s and the inlet NO_x concentration of 286.4 mg/m^3 with 10% O_2 . A special biomembrane system was formulated by nitrobacteria, facultative denitrifying bacteria and aerobic denitrifying bacteria in the biofiltration system.

Key words: biological technology of waste gas; aerobic denitrification; nitrification; biofiltration; nitrogen oxides

NO_x 是污染大气的主要污染物之一, 可导致酸雨和光化学烟雾形成, 据测算, 我国固定燃料燃烧源排放的 NO 在 20 世纪 90 年代中期, 年排放量约达 1 000 万 t^[1]. 目前世界各国都十分重视对 NO_x 的控制和治理, 已工业化应用的方法很多, 有选择性催化还原法, 非选择性还原法^[2], 但都存在一定的缺点.

生物过滤是一项利用微生物降解有机、无机废气的生物处理技术, 拓展其用于 NO_x 的净化近年来已引起广泛的关注, 但烟气及大多数工业排放的 NO_x 废气都含有一定量的氧气, 这对于反硝化法净化 NO_x 极为不利, 因此生物过滤技术用于脱除气体中 NO_x 的研究不多, 在反硝化研究中多限于缺氧或低氧条件(氧体积分数 < 3%)^[3].

近年来, 国内外的报道均证实了好氧反硝化的存在^[4], 20 世纪 80 年代, Robertson 等^[5] 在除硫和反

硝化处理系统中首次分离出好氧反硝化菌 *Thiosphaera pantotropha*. 目前许多研究证明了有氧情况下可以实现好氧反硝化^[6~8].

考虑到实际工业废气中往往含有一定浓度的氧, 本实验应用好氧反硝化技术研究有氧或好氧状态下废气中 NO_x 的脱除, 自建一套模拟废气脱氮系统, 采用生物滤塔在好氧条件下处理 NO_x 模拟废气, 进行了为期 4 个月的启动及运行实验. 研究生物滤塔在不同操作条件下对 NO_x 的去除效率, 探讨 NO_x 在有氧生物滤塔内可能的化学生物转化途径和

收稿日期: 2010-08-04; 修订日期: 2010-09-20

基金项目: 广东省科技厅科技计划项目(2009B050900005); 国家自然科学基金项目(20777019); 湖南工学院科研项目(HY10005)

作者简介: 李慧颖(1984~), 女, 硕士, 助教, 主要研究方向为大气污染控制, E-mail: 125390881@qq.com

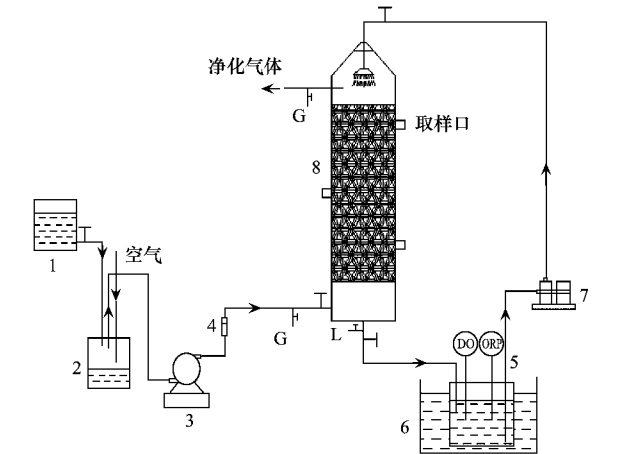
* 通讯联系人, E-mail: chshuang@scut.edu.cn

机制, 以期为工业上实现低成本脱除NO_x 提供研究基础.

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行

本实验所用的生物过滤系统是由 NO_x 气体发生系统、气体流量调节器、生物滤塔、反硝化菌活性再生系统组合而成, 如图 1 所示. NO_x 气体由塔底进入生物滤塔, 在上升的过程中与湿润的生物膜接触而被净化, 净化后的气体从塔顶排出. 实验采用逆流操作, 循环液体从塔顶向下喷淋到填料上, 在填料层中自上向下流动, 渗出液回收到反硝化菌活性再生系统中, 再由循环水泵打回到塔顶. 营养液的流量通过蠕动泵可以实现无级调节, 气体通过生物滤塔的压力损失由 U 型压差计反映.



1. NaNO₂ 槽; 2. H₂SO₄ 和 FeSO₄·7H₂O 槽;
3. 风机; 4. 转子流量计; 5. 反硝化菌活性再生器;
6. 恒温水浴锅; 7. 蠕动泵; 8. 生物滤塔

图 1 生物过滤系统装置示意

Fig. 1 Schematic of biofiltration system

实验所需的 NO_x 废气采用动态法配制, NaNO₂ 溶液滴入装有 FeSO₄ 和 H₂SO₄ 溶液的反应瓶中, 在有充足 Fe²⁺ 离子的还原条件下混合和反应, 并释放出含有大量 NO 的 NO_x 气体. 反应方程式如下: $2\text{NaNO}_2 + 2\text{FeSO}_4 + 2\text{H}_2\text{SO}_4 = \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 2\text{NaHSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{NO} \uparrow$, NO_x 废气浓度可通过调节 NaNO₂ 溶液与 H₂SO₄ 和 FeSO₄ 溶液浓度或调节输液器液流速度来获得.

生物滤塔由圆柱体的有机玻璃构成, 总体积约为 2.5 L, 其中填充有陶粒填料(孔隙率是 0.55), 填料层高 42 cm, 该填料的物理性能指标如表 1 所示.

滤塔侧面开有 3 个内径为 2 cm 的取样孔以方便分析, 分别距气体进样口 14、28、42 cm.

1.2 菌种来源和培养条件

采用实验室前人筛选出的处理效果较好的好氧反硝化菌株 A1、A2、A3 按照等量比例以混菌形式进行实验研究. 其中菌株 A1 从生物滤塔中筛选分离, 其与 *Pseudomonas putida* 具最高同源性达 99.8%. 结合生理生化分析, 鉴定为 *Pseudomonas putida*, 经实验, 菌株 A1 能在高浓度氧环境下进行反硝化作用^[9]. 将分离纯化后得到的纯菌斜面, 用灭菌后的 DM 培养洗液(加入 KNO₃ 1.0 g/L, NaNO₂ 0.5 g/L)转移至盛有 100 mL DM 培养液的三角瓶中, 并在每个瓶内加入几粒灭过菌的玻璃珠, 以尽量减小厌氧微环境对实验结果的影响. 用 9 层纱布包好瓶口(保证好氧条件), 放入空气振荡器培养. 具体培养条件为温度 30℃, 转速 160 r/min, 培养时间 24 h.

表 1 生物陶粒填料物理性能指标

Table 1 Parameter of spherical ceramics as packed materials

物理特性	数值
外观	球状, 红褐色、多微孔
视密度/g·cm ⁻³	1.4
堆积密度/g·cm ⁻³	1.1
比表面积/cm ² ·g	4.5 × 10 ⁴ ~ 5 × 10 ⁴
孔隙率/%	55
不均匀系数(K ₈₀)	1.84
盐酸可溶率/%	2.83
氢氧化钠可溶率/%	1.50
抗压强度	>50
吸附力	碘值 101 级为活性炭吸附力 10%

1.3 生物过滤系统的建立

把好氧反硝化菌系活化后, 将菌悬液以 10% 的比例注入到培养液里, 在滤塔装置内循环流动进行挂膜. 同时通入低浓度的 NO、NO₂ 混合气对微生物进一步驯化. 培养液成分(1 L): NaNO₃ 50 mg、KH₂PO₄ 1 g、Na₂HPO₄·3H₂O 1 g、NaCl 5 g、葡萄糖 1.5 g、MgSO₄·7H₂O 0.2 g、CaCl₂·2H₂O 0.029 g, 以及 10 mL 微量元素溶液, 调节 pH 到 7.0.

1.4 分析方法

气相中 NO_x (NO + NO₂) 的分析采用 Testo 350 EPA 型便携式烟气分析仪 (Testo company), 检测限 1 mg/m³. 液相中溶解氧的测定用便携式溶氧仪(上海精密仪器厂); ORP 测定水质多功能测定仪(上海三信仪器有限公司); 菌体浓度通过测定菌液在 480 nm 波长下的光密度得到; 压力损失通过 U 型压差计测量; 接种操作采用无菌操作台(苏州净化设备公司); 灭菌操作采用高温蒸汽灭菌锅(上海医用

仪器厂)。

2 结果与讨论

2.1 生物滴滤塔挂膜启动

气液相联合挂膜法具有接种速度快、对气态污染物适应性强的等优点。本实验采用以硝酸钾为液相氮源、葡萄糖为液相碳源、NO_x 为气相氮源的气液相联合挂膜启动方法进行生物滤塔的挂膜启动。

2.1.1 启动阶段 NO_x 去除情况

在 O₂ 体积分数为 10%、停留时间(EBRT)为 55 s 条件下,生物滤塔启动阶段 NO_x 的去除情况如图 2 所示。从图 2 中可知,在挂膜初期,生物滤塔对 NO_x 废气的净化效率较低,这是由于微生物对毒性气体 NO_x 需要一定时期适应,这是微生物自然淘汰的过程。启动阶段 NO_x 的进气浓度从 75.4 mg/m³ 开始逐渐升高,其值在 75.4 ~ 212.2 mg/m³ 之间。从第 7 d 开始,生物膜对 NO_x 的净化效率得到稳定提高,并于 26 d 后达到 92.6%。之后生物膜虽然继续生长,但净化效率始终维持在 83% ~ 92.6% 之间。生物滤塔对 NO_x 稳定的净化效率说明,挂膜已基本成功。

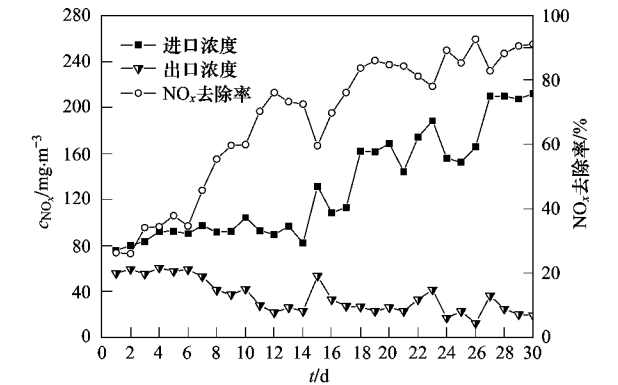


图2 启动阶段 NO_x 的进出口浓度及去除率变化情况
Fig.2 Removal efficiency of NO_x during start-up of biofilter

2.1.2 启动阶段塔内成膜情况

填料上的生物膜第 14 d 显现出淡米黄色,表明已适应的微生物得到大量繁殖。由于提供了有机营养物质葡萄糖,估计此时系统中少量适应能力较强的异养微生物存活下来并得到繁殖。随挂膜时间的增加,第 25 d 生物膜逐渐转变为米黄色。生物膜逐渐缓慢变黄这一趋势表明生物膜上能降解 NO_x 的微生物得到不断地富集。

循环液吸光度(D_{480})和压力损失,可以间接反映滤塔内的微生物生长和挂膜情况。结果表明(图 3),循环液 D_{480} 值和填料压力损失变化趋势与 NO

净化效率的变化趋势非常相似,相关性系数分别为 0.91 和 0.87,具有较好的正相关性,证实了生物滴滤塔挂膜启动可以在 26 d 内完成。在挂膜初期的前 11 d,压力损失相对较低,不超过 329 Pa/m,随着进入动力学生长期,滴滤塔内压力损失显著提高,说明填料表面的生物膜处于快速生长阶段。由图 3 中可以看出,压力损失相对于 D_{480} 提前进入稳定期,这可能是由于,部分死亡脱落的微生物会影响循环液中吸光度值的大小。

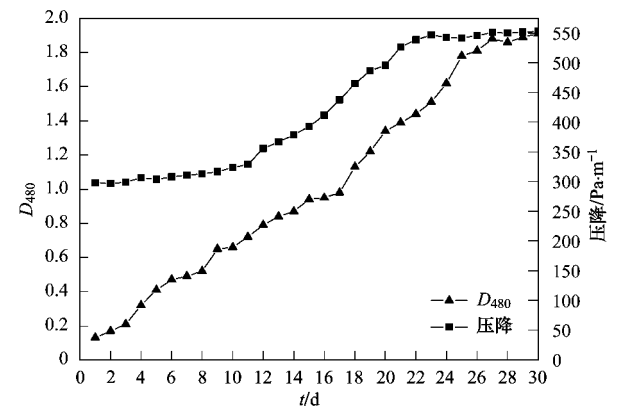


图3 启动阶段 D_{480} 和填料压力损失
Fig.3 D_{480} and pressure drop during set-up of biofilter

2.1.3 挂膜期间 NO 和 NO₂ 净化效率的比较

生物膜填料塔入口气体 NO₂ 和 NO 的净化效率如图 4 所示。生物膜填料塔对 NO₂ 的净化效率为 84.3% ~ 100%,对 NO 的净化效率为 21.4% ~ 91.3%。由图 4 可看出,生物膜填料塔对 NO₂ 的净化效率较高,且稳定。因为 NO₂ 可直接由气相扩散到生物膜,亦可溶于水后扩散到生物膜,自由地穿过细胞壁,进入到细胞内,被微生物利用和转化。当

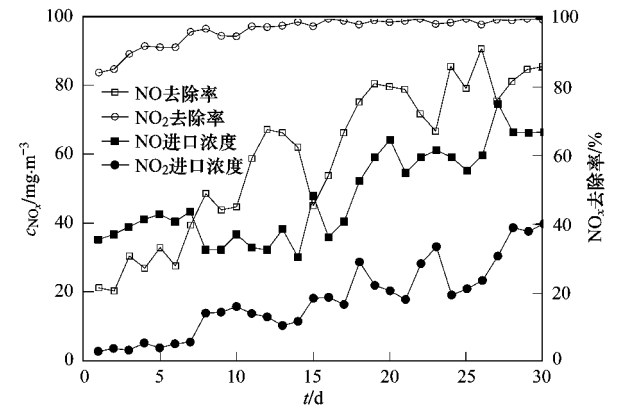


图4 挂膜期间 NO 和 NO₂ 去除效率的比较
Fig.4 Purification efficiency of NO and NO₂ during set-up of biofilter

NO_2 浓度较低时,生化作用起主导作用;当 NO_2 浓度较高时,则有利于 NO_2 溶于水,并反应生成 NO_3^- 和 NO . 生物膜填料塔对 NO 的净化效率开始时很低,并且受进口浓度的影响较大,但随着挂膜时间的增加持续增长. 这是因为, NO 在水中溶解度很低,只有溶解到水中和直接扩散到生物膜中的那部分 NO 才能被微生物吸收和降解. 由于生物膜填料塔的液体喷淋量小,在生物膜表面形成液膜的区域小和液膜厚度薄,大部分 NO 主要是直接被生物膜吸附而被微生物俘获和降解的. 所以随着生物膜不断增厚, NO 的去除效率不断增高,同时微生物对 NO 的浓度变化大概需要 2~3 d 的适应过程.

2.2 启动后生物滤塔的运行情况

启动后的实验共进行了 90 d,期间生物滤塔对 NO_x 达到了很好的去除效果,且运行稳定,实验运行结果如图 5 所示.

从图 5 中可见,废气中 NO_x 浓度在 $151.6 \sim 478.2 \text{ mg/m}^3$ 之间不断波动, NO_x 去除率基本保持在 80% 以上. 第 81 d 和第 96 d NO_x 去除率波动较大,主要是 NO_x 的进口浓度波动幅度较大,微生物经过 5~6 d 适应过程恢复到较高的去除效率,说明生物滤塔有很强的耐冲击负荷能力,其稳定性和适应性良好. 由于微生物生长旺盛,长时间运行会出现堵塞填料现象发现,所以在 90 d 的运行实验中,对

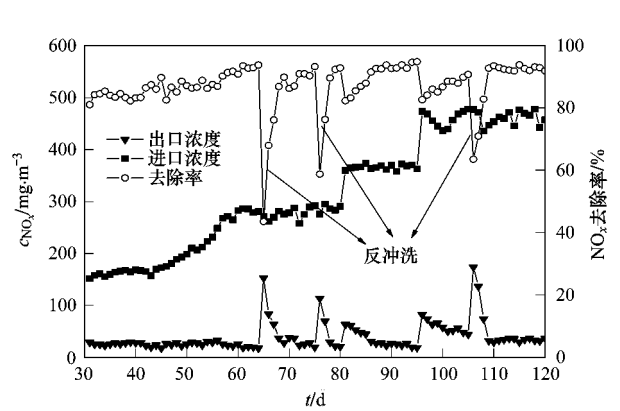


图 5 启动后生物滤塔运行情况
Fig. 5 Performance of the biofilter after start-up

生物滤塔共进行了 3 次反冲洗,反冲先后部分生物膜脱落,经过了 2~3 d 挂膜,生物滤塔 NO_x 去除效率恢复到 80% 以上.

2.3 生物滤塔内微生物体系结构

为了考察生物滤塔内部具有反硝化功能的微生物的种类,取已处理 NO_x 气体 50 d 的填料生物膜进行富集培养在硝酸盐培养基,分离得到 5 种反硝化性质不同的反硝化菌,如表 2 所示,此时填料上的生物膜主要由一些硝化细菌和兼性反硝化细菌组成,其中 1 号菌种菌落形态与接种的好氧反硝化菌 A1 相似,分析其脱氮效果后推测其为 A1 菌种.

表 2 滤塔中不同菌种特性

Table 2 Characteristics of five strains from the biofilter

菌种序号	菌落形态	NO_3^- 还原速度	NO_2^- 的积累	耐氧性	是否有气泡
1	灰褐色、边缘整齐	快	无	好氧	有
2	米白色、边缘整齐	快	大量积累	厌氧	无
3	乳白色、边缘整齐	较快	少量积累	兼氧	有
4	白色、边缘不规则	无反应	无	好氧	无
5	淡黄色、边缘整齐	快	少量积累	兼氧	有

在超净工作台上,用接种环挑取平板上的生长良好的单一菌落,放入灭菌后的硝酸盐液体培养基中,按菌种类别进行编号. 每一个培养瓶在 30°C 人工气候箱中静态培养 3~5 d,出现浑浊,其中有些培养瓶在进入培养的第 3 d 后就会不断有微小的气泡冒出. 为了考察不同菌落的反硝化特性,检测培养基中的硝酸根的减少、亚硝酸根的积累情况,如图 6 所示. 可见,在分离出来的 5 种菌当中,有 4 株菌反硝化效果较好,脱氮率可以达到 80% 以上.

2.4 不同滤料深度 NO_x 去除率的研究

分别在距离气体入口处 0、16、28、42 cm 处测量 NO_x 浓度,生物滤塔被划分为 3 部分:A(进口到 z

= 14 cm),B(14 cm < z < 28 cm),C(28 cm < z < 42 cm). 在生物滤塔运行后 0~30 d 测量了不同滤料深度处 NO_x 的浓度,结果如图 7 所示. 从图 7 中可以看出,在运行初始阶段,C 区对 NO_x 去除率贡献最大,A 区次之,B 区 NO_x 去除量最小. 随着运行时间增长,A 区和 B 区对 NO_x 去除率贡献增大,C 区减少.

推测不同深度处 NO_x 去除率不同的原因主要有两点:一是生物膜厚度,二是传质推动力. 一方面,生物量的增大会提高反应的速率,另一方面,A 区为进口处,气相 NO_x 浓度较高,传质推动力大,化学氧化作用强. 随着运行时间的增长,A 区和 B 区生物氧化去除 NO_x 的量在增加,推测其原因是随着运行时

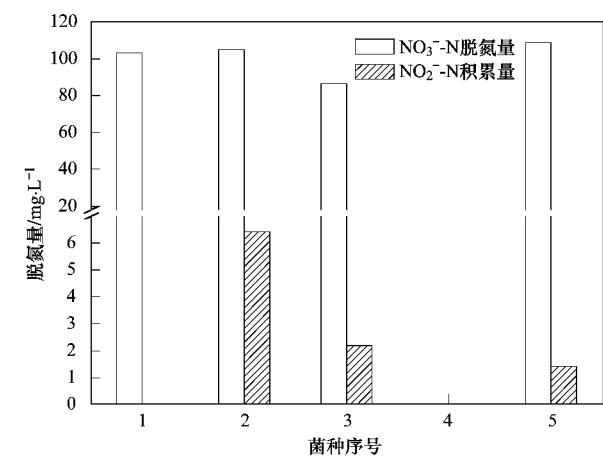


图6 滤塔中不同菌种脱氮量

Fig. 6 Nitrogen removal of different strains from the biofilter

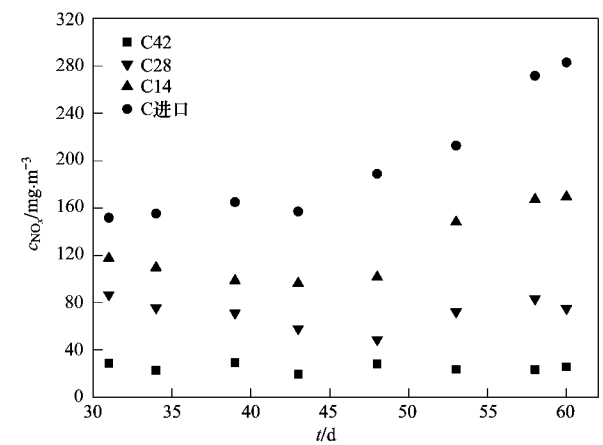


图7 不同滤塔高度处 NO_x 的浓度

Fig. 7 NO_x concentrations at different heights of the biofilter

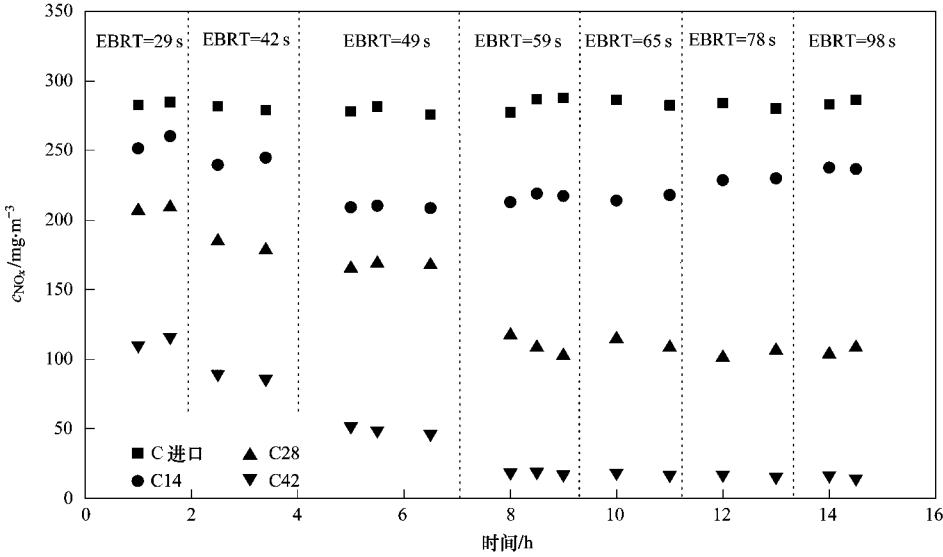


图8 不同停留时间下 NO_x 的去除情况

Fig. 8 NO_x removal efficiency in different running time

间的增长,生物滤塔底部生物膜逐渐增厚,大部分 NO_x 气体从底部进入滤塔后就被微生物吸附降解掉.

2.5 不同 EBRT 对 NO_x 净化效率的影响

停留时间是生物反应器的一个重要的参数,本实验通过调节进口气体流量来改变停留时间,当进气流量为 120、150、180、200、240、280、400 L/h 时对应的气体在塔内停留时间分别为 98、78、65、59、49、42、29 s.

EBRT 对 NO_x 净化效率的影响实验选在生物滤塔运行后的第 48 d 进行,在此之前,生物滤塔的停留时间一直保持在 55 s. 当进口 NO_x 气体浓度在 275.8 ~ 297.8 mg/m³ 之间,针对不同的停留时间测量塔内不同高度处 NO_x 浓度,结果如图 8 所示.

由图 8 可知,当 EBRT 为 29 ~ 49 s 时,NO_x 的净化效率随 EBRT 的增大而明显增大,主要表现在滤塔中部 NO_x 去除量明显增大. 当 EBRT 从 59 s 增加至 98 s 时,NO_x 净化效率变化幅度不大,趋于平稳. 经分析认为其原因是:当 EBRT 较小时,气体对生物膜的冲刷力增加,使部分已被生物膜吸附的但结合力不强的 NO 和 NO₂ 分子从生物膜上脱附出来进入气相主体中,而且废气中的 NO_x 没有足够的时间被生物膜充分吸附降解或被液膜吸收,因此净化效率不高. 随着 EBRT 的延长,气态污染物可以充分与生物膜接触,易被微生物捕获因而净化效率随 EBRT 的增大而增大. 但是,当 EBRT 继续延长时,净化效率趋于稳定,因为 EBRT 越长则气体流量越小,气流

混合强度也越小,不利于气相污染物与生物膜的接触和传质过程的发生,由于滤塔下层主要靠传质作用去除 NO_x ,所以 A 区 NO_x 净化率降低. 停留时间增大时,由于 NO_x 在流经 A 区和 B 区的时候就能被降解掉,所以随着停留时间的增大,B 区对 NO_x 的降解贡献增大,并且 B 区填料上的生物膜不会受到喷淋液直接冲刷,又能保证有充足的 NO_x 以及喷淋液的滋润,营养较丰富,生物膜生长条件很好.

3 生物滤塔中 NO_x 的转化途径

有氧条件下净化 NO_x 可能有 2 种途径. 一种途径是硝化作用,陈建孟等^[10]提出硝酸盐细菌能将 NO 氧化为 NO_3^- ,其硝化路径为 $\text{NO} \longrightarrow \text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$. 另一种途径是好氧反硝化作用. 反硝化是微生物通过呼吸作用还原 NO_3^- 、 NO_2^- 、NO 为气体 N_2 的过程. 虽然传统理论认为细菌的反硝化过程是一个严格的厌氧过程,但是最近的研究表明,细菌反硝化酶系和有氧呼吸系统同时存在,氧不是抑制反硝化酶活性和反硝化酶生成的直接因素^[11,12].

根据表 2 中分离出的菌种可以看出,好氧条件下生物滤塔中存在着兼性反硝化菌和硝化细菌,以兼性和好氧反硝化菌为主. 图 9 表述了在生物膜不同的层面中硝化细菌、好氧反硝化细菌、厌氧反硝化细菌及兼性菌的概念分布, NO_x 通过气膜扩散、溶解、化学反应等过程转移到液相,由于氧气的传质渗透而可能存在硝化作用. 然后进一步经过液膜扩散到好氧生物膜中;或通过气膜扩散,直接吸附于润湿的生物膜表面. 接着这些进入到生物膜中,以 NO_3^- 、 NO_2^- 等形式存在的含氮物质,进一步转移到微生物细胞内发生好氧反硝化作用,生成 N_2 . 而成熟的生

物膜的内层由于缺氧也进行反硝化作用,最终将含氮物质还原为 N_2 排出体外以及合成生物质加以利用,同时释放出微生物生长和繁殖所需能量.

本实验研究好氧反硝化法净化 NO_x 的优势菌种 A1 具有明显的异养反硝化特征,当实验中加入足量的碳源时,滤塔内生物膜生长速度增快,并出现 NO_x 的净化效率在短期内升高的现象,就是该细菌异养反硝化净化 NO_x 的有力证据.

生物滤塔运行一段时间后测量循环液中 NO_3^- 和 NO_2^- 的浓度,结果显示循环液中不存在硝酸和亚硝酸盐积累. 若系统中仅发生硝化反应,由于硝化反应的最终产物为 NO_3^- ,则循环液中 NO_3^- 的浓度应该远远大于 NO_2^- 的浓度,但实际上 NO_3^- 和 NO_2^- 的浓度非常低,且两者较为接近. 由于氧浓度分布不均,生物膜体系中不同层面可以生长不同特性的硝化菌、好氧反硝化菌与兼性反硝化菌,并具有良好的协同性,尽管 NO_x 在生物滤塔内的缺氧和好氧区,进行同步硝化和反硝化,由于反硝化生成氮气的过程为不可逆过程,使得总反应表现为高效率的反硝化反应. 因此本生物滤塔中通过好氧反硝化作用将 NO_x 还原为 N_2 为主要转化途径.

4 结论

(1) 本实验采用气液相联合的方式接种挂膜,生物膜填料塔只需 26 d 就可获得以好氧反硝化细菌为优势菌种的生物膜,通过微生物的硝化和反硝化反应净化废气, NO_x 的净化效率保持在 81.1% ~ 93.9% 之间. 生物膜填料塔对浓度变化的 NO_x 净化效率较为稳定. 循环液 D_{480} 值和填料压力损失变化趋势与 NO 净化效率的变化趋势非常相似,呈一定的正相关性可以间接反映滴滤塔内的微生物生长和挂膜情况.

(2) NO_x 的去除受生物膜厚度和传质推动力的影响,使得不同滤料深度处 NO_x 去除率不同,挂膜初期 NO_x 生物去除主要发生在生物滤塔上层,随着挂膜时间增长,生物滤塔中层和下层逐渐出现生物膜,在传质推动力作用下, NO_x 净化主要发生在滤塔中、下层.

(3) EBRT 对净化效率有比较显著的影响. 随时间增长 NO_x 处理效果越好,但当停留时间继续延长时,净化效率趋于稳定,EBRT 为 59s 时可获得的最佳 NO_x 净化效率为 93.6%.

(4) 在有氧条件下生物滤塔内形成了特有的硝化菌、兼性反硝化菌和好氧反硝化菌生物膜体系. 硝

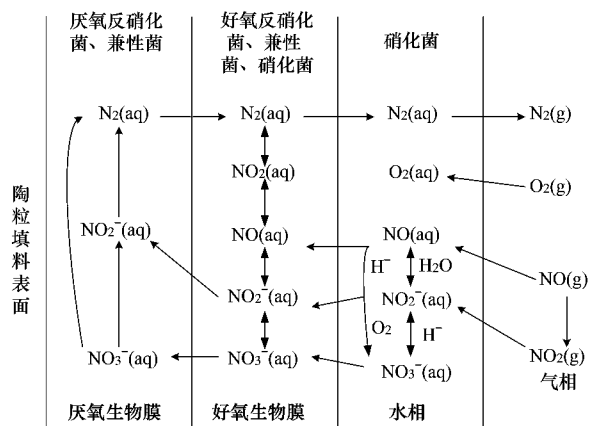


图 9 生物膜-水相-气相间细菌的概念分布及反硝化途径

Fig. 9 Possible pathway of NO_x possible transformation and distribution of bacteria in biofilm-liquid film-gas

化与反硝化在好氧生物膜与厌氧生物膜内同步进行、相互协同,从而实现有氧状态下的气体脱氮。

参考文献:

[1] 国家环境保护总局. 中国环境状况公告[R]. 2000.

[2] Rhoads T W, Marks J R, Siebert P C. Overview of industrial source control for nitrogen oxides[J]. Environmental Progress, 1990, **9**(2): 126-130.

[3] William P F, William A A, Joni M B, *et al.* Development of gas phase bioreactors for the removal of nitrogen oxides from synthetic flue gas streams[J]. Fuel, 2002, **81**(15): 1953-1961.

[4] Takaya N, Catalan-Sakairi M A B, Sakaguchi Y, *et al.* Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003, **69** (6): 3152-3157.

[5] Robertson L A, Kuenen J G. Aerobic denitrification: A controversy revived [J]. Archives of Microbiology, 1984, **139** (4): 351-354.

[6] Su J J, Liu B Y, Liu C Y. Comparison of aerobic denitrification under high oxygen atmosphere by *Thiosphaera pantotropha* ATCC 35512 and *Pseudom onasstutzeri* SU2 newly isolated from the active sludge of a piggery wastewater treatment system [J]. Journal of Applied Microbiology, 2001, **90** (3): 457-462.

[7] Takaya N, Catalan S M, Sakaguchi Y, *et al.* Aerobic denitrification bacteria that produced low levels of nitrous oxide [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003, **69** (6): 3152-3157.

[8] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* no. 4 [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2005, **100**(2): 184-191.

[9] Jiang R, Huang S B, Chow A T, *et al.* Nitric oxide removal from flue gas with a biotrickling filter using *Pseudomonas putida* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **164**(2-3): 432-441.

[10] 陈建孟, Lance H, 陈浚, 等. 自养型生物过滤器硝化氧化一氧化氮[J]. 环境科学, 2003, **24**(2): 1-6.

[11] Okuno K, Hirai M, Sugiyama M, *et al.* Microbial removal of nitrogen monoxide (NO) under aerobic conditions [J]. Biotechnology Letters, 2000, **22**(1): 77-79.

[12] 马放, 王弘宇, 周丹丹. 好氧反硝化生物脱氮机理分析及研究进展[J]. 工业用水与废水, 2005, **36**(2): 11-14.

[13] Ali R D, Fikret K. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2000, **27**(122): 37-42.