

生物滴滤塔降解养殖场臭气中氨气的性能研究

孙翔,梁美生*,高改凤

(太原理工大学环境科学与工程学院,山西 晋中 030600)

摘要:利用自制的生物滴滤塔反应器在实验室模拟处理养殖场臭气中的氨气,考察了反应器操作条件对脱氮微生物降解效果的影响,分析了稳定运行期间不同的操作条件下氨氮转化率、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率随时间的变化规律。结果表明,在进口氨气质量浓度为 200 mg/m^3 、温度为 25°C 、营养液 pH 为 7.02、空速为 $0.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 、营养液喷淋量为 60 mL/min 的条件下,氨氮转化率最高能达到 86.73%,硝酸盐生成率最高能达到 87.09%;经过 10d 的闲置期后,该反应器可快速恢复状态,有很强的自我调节能力。

关键词:生物滴滤塔;氨气;硝化作用;养殖场;臭气处理

中图分类号:X701

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2021)06-0145-05

DOI:10.16606/j.cnki.issn 0253-4320.2021.06.030

Study on performance of biotrickling filter in degrading NH_3 in odorous gases of livestock farms

SUN Xiang, LIANG Mei-sheng*, GAO Gai-feng

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China)

Abstract: A self-made bio-trickling filter (BTF) in lab is used to simulate the treatment of NH_3 in odorous gases of livestock farms to investigate the effect of reactor operational conditions on the degradation of NH_3 by denitrification microorganisms, and the conversion rates of $\text{NH}_3\text{-N}$, and production rates of $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ changing with time under different operating conditions are analyzed in stable operation stage. Experimental results show that the highest conversion rate of $\text{NH}_3\text{-N}$ can be stabilized above 86.73% and the highest production rate of nitrates can reach about 87.09% as the inlet NH_3 concentration is $200 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, the temperature remains at 25°C , pH of the nutrient solution is 7.02, space velocity is $0.2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, and the nutrient solution spray rate is $60 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. After an idle period of 10 days, the reactor can quickly return to its original state, showing a strong self-regulating ability.

Key words: biological trickling filter; ammonia; nitrification; livestock farms; odorous gas treatment

随着我国农牧业的不断发展,养殖业带来的恶臭气体污染问题备受关注^[1]。养殖场臭气不仅降低环境质量,还会威胁人类和动物的健康。养殖场臭气成分复杂,其中刺激性气体和挥发性物质超过 300 种^[2],氨气(NH_3)占比很大^[3]。 NH_3 是一种具有刺激性气味的腐蚀性气体^[4-5],毒性极大,不仅危害人体健康^[6],对动物的生长也极其不利,若不及时治理会造成巨大的经济损失^[7]。

臭气常见的处理方法有物理法、化学法和生物法,但物理和化学法成本高、能耗大,易二次污染。生物法具有操作简单、处理效率高、环境友好等特点,成为国内外同行研究的热点^[8-9]。生物法主要包括生物过滤、生物滴滤和生物洗涤^[10],其中生物滴滤压降小,抗冲击负荷能力强,且 pH 稳定,弱化了

填料酸化对降解效果的影响,具有可持续性^[11-12]。

目前,国内外研究者对生物滴滤法处理 NH_3 已经进行了广泛地研究,如国外的 Enric Blázquez 等对实验室规模的生物滴滤池进行了长期操作,研究了一些操作参数的影响并评估生物学和传质限制^[13]; Kawase 等为小型畜牧场开发的简易生物滴滤系统,在高循环液流速下运行了 20 d, NH_3 几乎被完全去除,且 95 d 内保持去除率在 95% 以上^[14]。国内的张甜甜等^[15]利用生物滴滤池对某垃圾压缩站的含氨臭气进行了为期近 1 年的连续脱臭试验,最终去除率为 90% 以上;谢未等^[16]利用生物滤池装置对某污水处理厂的 NH_3 进行处理,去除率均值达到了 73.4%。但是许多学者在利用生物法处理 NH_3 时只考察去除率,而对于易溶于水的 NH_3 来说,去除

收稿日期:2020-07-23;修回日期:2021-04-05

基金项目:山西省科技厅项目(201903D321082)

作者简介:孙翔(1995-),男,硕士研究生,研究方向为气体净化及大气污染控制工程, sxllsunxiang@163.com;梁美生(1968-),女,博士,教授,研究方向为气体净化及大气污染控制工程,通讯联系人, liangms88888@163.com。

率并不能全面地反映生物的降解能力。

笔者利用自制的生物滴滤塔在实验室降解 NH_3 , 将生物陶粒、多面空心小球及鲍尔环按一定的体积比混合作为填料, 考察了稳定运行时不同温度、空速、营养液喷淋量和 pH 条件下氨氮转化率和亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的生成率, 目的是从氨氮的角度来了解 NH_3 溶解和生物降解的关系, 以及利用亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率反映 NH_3 硝化反应的程度。另外还考察了反应器停运重启后的恢复能力, 为生物法处理养殖场臭气中的 NH_3 提供一定理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验装置

生物滴滤塔反应器由有机玻璃制成, 其外径为 100 mm、内径为 90 mm、总高度为 900 mm、填料层高度为 450 mm。填料层的上层是生物陶粒, 中间层是多面空心小球, 下层是鲍尔环。底部设有筛板来确保气体和营养液流动顺畅, 顶部喷头用来喷洒营养液。外部设有恒温水浴保温层, 保证反应器内的微生物在恒温下生长。

1.2 试验流程

NH_3 通过减压阀与压缩空气混合, 从反应器底部通入, 经处理后从顶部排放, 未被降解的气体被饱和 NaOH 溶液吸收, 剩余的排空。微生物生长所需的营养液顶部的喷头均匀喷淋在填料层上, 多余的流入循环液箱, 由蠕动泵再循环至喷头以保持湿度的同时保证充足的营养。循环营养液组成为: $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ 0.07 g/L、 NaHCO_3 1.0 g/L、 KH_2PO_4 1.2 g/L、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.2 g/L、 $\text{FeC}_6\text{H}_5\text{O}_7$ 0.01 g/L、 NaCl 0.07 g/L。实验流程如图 1 所示。

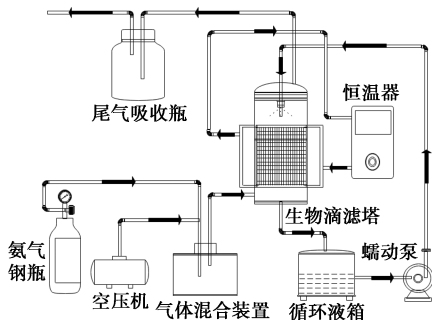


图 1 生物滴滤塔降解氨气实验流程

1.3 微生物接种和挂膜

取污水处理厂的活性污泥先进行杂质去除, 加水曝气 24 h 后排掉上清液, 将剩余污泥通入已装好

填料的反应器中, 再静置 24 h 使污泥和填料完全融合, 接种完成后将污泥排掉。利用蠕动泵将排出的污泥和营养液不断注入反应器中, 并通入 NH_3 和空气的混合气体, 用逆流的方式使气体与混合污泥充分接触, 再过 24 h 只通入营养液, 用快速排泥-直流通气法进行培养挂膜^[17]。为保证微生物的活性, 每 4 d 更换 1 次营养液。

1.4 分析方法

利用纳氏试剂比色法测定 NH_3 浓度和营养液中氨氮的浓度; 利用上海菁华生产的 756 紫外分光光度计测定亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的浓度; 利用梅特勒-托利多公司生产的 FE20 型 pH 计测定 pH。

1.5 分析指标

氨氮是液体中以游离氨和铵离子形式存在的氮, 一部分被亚硝化细菌转化为亚硝酸盐氮, 又被硝化细菌转化为硝酸盐氮。氨氮转化率、亚硝酸盐和硝酸盐氮生成率的计算式如下:

$$y_1 = 1 - [(C_{11} - C_{10}) \times V] / m \quad (1)$$

$$y_2 = \{ [(C_{21} - C_{20}) \times V] / m \} \times 100\% \quad (2)$$

$$y_3 = \{ [(C_{31} - C_{30}) \times V] / m \} \times 100\% \quad (3)$$

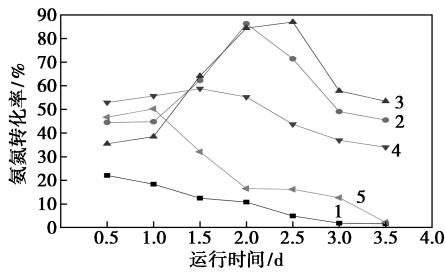
其中: C_{11} 和 C_{10} 分别为某一时刻营养液中氨氮的质量浓度和空白营养液中氨氮的质量浓度(以氮计), mg/L; C_{21} 和 C_{20} 分别为某一时刻营养液中亚硝酸盐氮的质量浓度和空白营养液中亚硝酸盐氮的质量浓度(以氮计), mg/L; C_{31} 和 C_{30} 分别为某一时刻营养液中硝酸盐氮的质量浓度和空白营养液中硝酸盐氮的质量浓度(以氮计), mg/L; V 为营养液的体积, L; m 为通入氨气的总质量(以氮计), mg; y_1 为氨氮的转化率, %; y_2 和 y_3 分别为亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的生成率, %。

2 结果与讨论

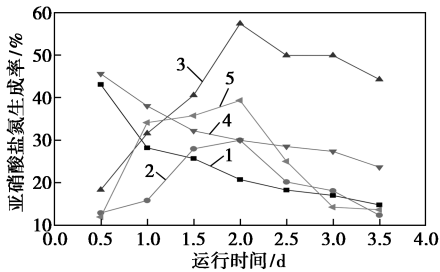
2.1 温度对降解效果的影响

温度是反应器最重要的环境因素之一, 影响气体的整个传质过程及微生物的生理状态。控制进口 NH_3 质量浓度为 200 mg/m^3 、进气量为 $0.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 、营养液喷淋量为 60 mL/min , 考察温度 (15、20、25、30℃ 和 35℃) 对降解效果的影响, 每 12 h 监测 1 次氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的质量浓度, 并计算相应转化率和生成率, 结果如图 2 所示。

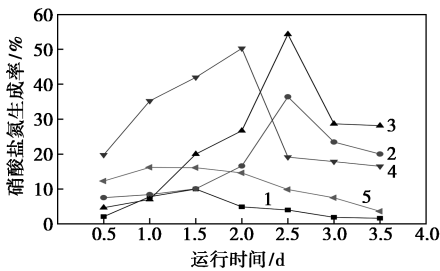
从图 2(a) 中可以看出, 氨氮转化率在除 15℃ 以外的其他温度下均先上升后下降, 最终趋于稳定, 在 25℃ 下最高可达 86.99%, 而在 15℃ 下不断下降, 最终降到 1.65%。这是因为氨气溶解有一定的限



(a) 氨氮转化率随时间的变化情况



(b) 亚硝酸盐氮生成率随时间变化情况



(c) 硝酸盐氮生成率随时间变化情况

1—15℃; 2—20℃; 3—25℃; 4—30℃; 5—35℃

图2 不同温度下氨氮转化率、亚硝酸盐氮生成率、硝酸盐氮生成率随时间变化情况

度,后期溶解量逐渐减少,氨氮浓度下降导致转化率降低。从图2(b)和图2(c)中可以看出,在15℃下,亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的生成率也不断下降,一直处于较低水平。而其他温度下大致是先升高后下降,然后趋于稳定,2种生成率在25℃下最终均为最高值。总体来看,亚硝态氮的转化率会略高于硝态氮,这是由于实验初期的亚硝化细菌比硝化细菌适应能力强,硝化细菌没能及时转化亚硝酸盐氮,但是硝化细菌适应环境后,硝酸盐氮的生成率后期上升后趋于稳定。综上所述,脱氮微生物的理想生存温度为25℃,该温度下有利于亚硝化和硝化反应过程的进行,提高降解的效率。

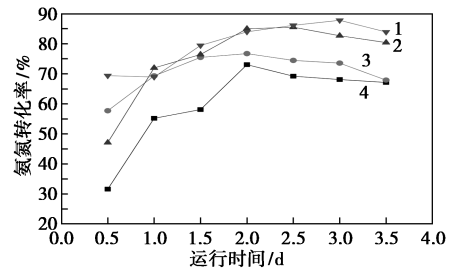
2.2 空速对降解效果的影响

空速可以决定反应器的气体停留时间($EBRT$), $EBRT$ 是系统内一个非常重要的参数,决定其容积负荷。空速和 $EBRT$ 之间的数量关系如下:

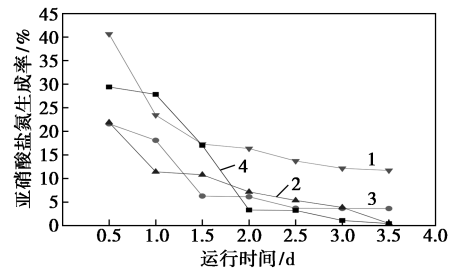
$$EBRT = (V/Q) \times 3600 \quad (4)$$

其中: V 为反应器有效体积, m^3 ; Q 为空速, m^3/h ,本实验中选取0.2、0.25、0.3、0.35 m^3/h 4个空速,对应的 $EBRT$ 分别为54、43、36、30 s。

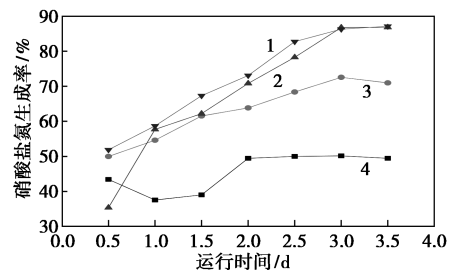
空速影响实验在温度影响实验后进行,所以控制最适温度为25℃、营养液喷淋量为60 mL/min、进口氨气质量浓度为200 mg/m^3 条件下,考察4种空速对降解效果的影响,结果如图3所示。



(a) 氨氮转化率随时间变化情况



(b) 亚硝酸盐氮生成率随时间变化情况



(c) 硝酸盐氮生成率随时间变化情况

1—0.2 m^3/h ; 2—0.25 m^3/h ; 3—0.3 m^3/h ; 4—0.35 m^3/h

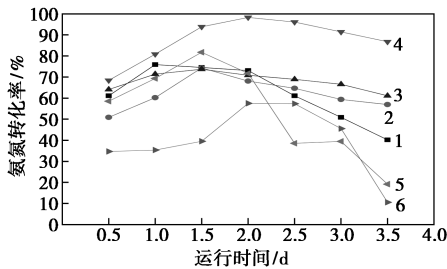
图3 不同空速下氨氮转化率、亚硝酸盐氮生成率、硝酸盐氮生成率随时间变化情况

从图3(a)中可以看出,4种空速下的氨氮转化率几乎都是先上升后趋于稳定,在0.2 m^3/h 下,氨氮转化率最终稳定到了最高的83.92%,而其他条件下,随着空速的增大氨氮转化率逐渐降低,这是因为空速越大,气体停留时间越短,同时强化了系统中气体的湍流作用,影响了 NH_3 的溶解过程,导致氨氮浓度下降,转化率降低。从图3(b)和图3(c)中可以看出,亚硝酸盐氮生成率下降,硝酸盐氮的生成率在上升,这是因为亚硝酸盐氮不断被转化为硝酸

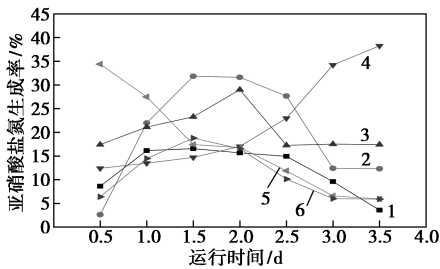
盐氮。在 0.2 m³/h 下,硝酸盐氮的生成率最终都稳定到了最高的 87.09%,而 0.35 m³/h 下硝酸盐氮生成率远低于其他条件,说明空速会影响气液传质,进而影响 NH₃ 被生物膜捕获,而且大的气量会破坏微生物的稳定性,甚至导致部分生物膜脱落,最终影响生物降解效果。综上所述,0.2 m³/h 是最适宜的空速,不仅能够保证 NH₃ 在反应器内有足够的停留时间被微生物降解,还能提供充足的氧气供亚硝化反应和硝化反应利用。

2.3 营养液喷淋量对降解效果的影响

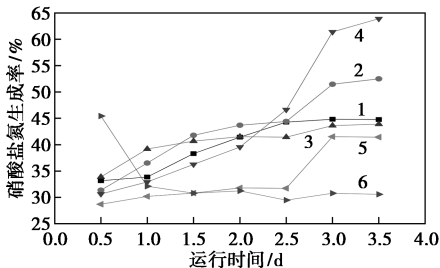
营养液能为微生物提供所需碳源和营养物质,维持填料层湿度,同时还起着气液传质和物质交换的媒介作用。控制进口 NH₃ 质量浓度为 200 mg/m³、温度为 25℃、空速为 0.2 m³/h,考察营养液喷淋量(10、20、40、60、80 mL/min 和 100 mL/min)对降解效果的影响,结果如图 4 所示。



(a) 氨氮转化率随时间变化情况



(b) 亚硝酸盐氮生成率随时间变化情况



(c) 硝酸盐氮生成率随时间变化情况

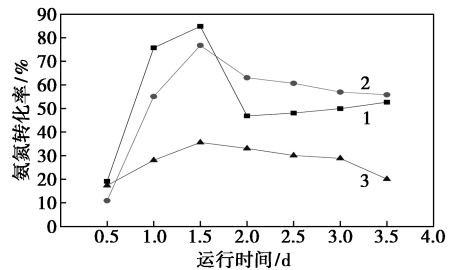
1—10 mL/min; 2—20 mL/min; 3—40 mL/min;
4—60 mL/min; 5—80 mL/min; 6—100 mL/min

图 4 不同营养液喷淋量下氨氮转化率、亚硝酸盐氮生成率、硝酸盐氮生成率随时间变化情况

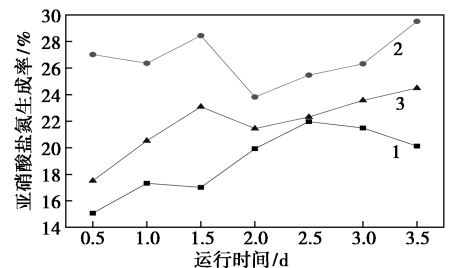
从图 4(a)中可以看出,氨氮转化率先上升后下降,在喷淋量为 20、40、60 mL/min 时下降幅度较小,尤其在 60 mL/min 下,第 2 天上升至 98.28%,最终也稳定到了最高的 86.73%,而在 80 mL/min 和 100 mL/min 下最终下降到了 20% 以下。这是因为喷淋量过大,增加了生物膜表面液膜厚度,影响了气液传质,导致氨氮浓度下降,转化率降低。从图 4(b)和图 4(c)中可以看出,在 80 mL/min 和 100 mL/min 下,亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率始终处于较低水平,一方面是由于喷淋量较大,冲刷作用增强,破坏了刚富集起来的生物膜;另一方面过多的液体进入填料孔隙导致微生物缺氧,从而造成降解效率的下降。在 10 mL/min 和 20 mL/min 下,亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率相对于 60 mL/min 下也较低,这是由于较低的喷淋量没有满足微生物生长所需的营养物量,导致微生物没有发挥出其正常的降解能力。综上所述,60 mL/min 是最适宜的营养液喷淋量,不仅可以保证营养物质扩散到生物膜中使细菌活性增强,发挥出最大的降解能力,同时还可以冲刷出老化失活的生物膜,便于其及时更新,维持系统内生物膜量的动态平衡。

2.4 营养液 pH 对降解效果的影响

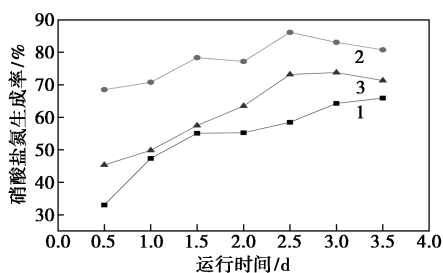
营养液 pH 的变化会改变反应器内部环境,影响微生物的生长,大多数微生物生长繁殖都有最适 pH。控制温度为 25℃、空速为 0.2 m³/h、进口 NH₃ 质量浓度为 200 mg/m³、营养液喷淋量为 60 mL/min,考察营养液 pH(3、7、11)对降解效果的影响,结果如图 5 所示。



(a) 氨氮转化率随时间变化情况



(b) 亚硝酸盐氮生成率随时间变化情况



(c) 硝酸盐氮生成率随时间变化情况

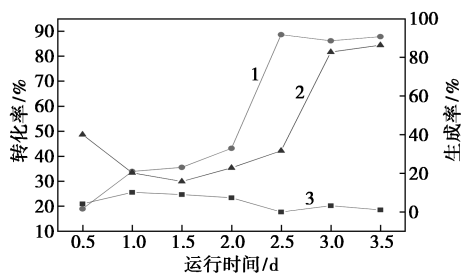
1—pH=3;2—pH=7;3—pH=11

图5 不同营养液 pH 下氨氮转化率、亚硝酸盐氮生成率、硝酸盐氮生成率随时间变化情况

从图 5(a) 中可以看出, 3 种不同营养液 pH 下的氨氮转化率均先上升后下降, 碱性环境下的氨氮转化率一直都在较低水平, 而酸性环境下上升和下降的幅度都比较大, 这是因为 NH_3 本身属于碱性气体, 在碱性营养液中不易溶解, 而在酸性环境下可以迅速溶解, 但溶解后营养液的 pH 会慢慢升高, 后期氨氮质量浓度降低, 转化率显著下降。从图 5(b) 和图 5(c) 中可以看出, 中性环境下亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的生成率始终最高, 碱性环境下的生成率高于酸性环境, 这是因为亚硝化细菌和硝化细菌适宜在中性和弱碱性的环境中生长, 在过高或过低的 pH 下, 酶活性会降低, 影响了微生物的新陈代谢。综上所述, 中性环境下微生物对 NH_3 的生物处理效果最好, 新鲜营养液的初始 pH 为 7.02, 符合中性环境的要求, 无需额外调节循环营养液的 pH。

2.5 反应器重新启动对降解效果的影响

生物滴滤塔经过一定饥饿期后的恢复能力在实际工程应用中十分重要, 是抗冲击负荷的重要指标。为考察重新启动对生物降解效果的影响, 反应器停止通入 NH_3 和营养液, 闲置 10 d 后再重新启动。实验控制在最适的操作条件下, 调整进口氨气质量浓度为 100 mg/m^3 , 重新启动后氨氮转化率、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率随时间变化情况如图 6 所示。



1—氨氮;2—硝酸盐氮;3—亚硝酸盐氮

图6 重新启动后氨氮转化率、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮生成率随时间变化情况

从图 6 中可以看出, 经过 10 d 的饥饿期, 反应器环境发生了一定的改变, 对其活性产生了一定的影响, 重启后 1 d 内亚硝酸盐氮和硝酸盐氮生成率都在 20% 以下, 与正常运行时相比处于较低的水平。但经过 2 d 左右的恢复, 氨氮转化率和硝酸盐氮生成率迅速上升, 最终分别达到 87.82% 和 86.28%, 推测亚硝化细菌和硝化细菌在 10 d 休眠期内生物活性降到最低, 重新启动后需要 2 d 的适应期, 然后才重新恢复到了之前的状态, 迅速繁殖生长并维持活性。综上所述, 自制的生物滴滤塔对环境的改变具有一定的抵抗能力, 且微生物经历饥饿期之后有不错的自我恢复能力。

3 结论

(1) 在反应器稳定运行阶段, 生物降解效率对温度的改变十分敏感, 脱氮微生物的理想生存温度为 25°C , 在该温度下, 氨氮转化率最高可达到 86.99%。

(2) 在空速为 $0.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 的条件下, NH_3 有足够的停留时间被降解转化, 生化反应所需氧气供应充足, 氨氮转化率最终达到 83.92%, 硝酸盐氮生成率达到 87.09%。

(3) 营养液喷淋量为 $60 \text{ mL}/\text{min}$ 时可以满足脱氮微生物所需营养物质, 且利于生物膜及时更新, 氨氮转化率最终达到 86.73%, 硝酸盐氮生成率达到 63.89%。微生物对营养液的 pH 同样敏感, 7.02 的初始 pH 最适宜脱氮微生物的发育, 无需额外调节。

(4) 该生物反应器经过 10 d 的闲置期, 利用 2 d 时间自我调整后, 氨氮转化率和硝酸盐生成率分别恢复到 87.82% 和 86.28%, 说明该系统内接种的脱氮微生物有不错的自我调节能力。

参考文献

- [1] 廖新佛, 吴银宝, 王燕, 等. 畜禽养殖场臭气综合治理技术研究进展[J]. 中国家禽, 2019, 41(17): 1-8.
- [2] 叶承荣, 张克春. 亟待解决的规模化养殖场臭味生物学控制技术[J]. 上海畜牧兽医通讯, 2005, (4): 48-49.
- [3] Wani A H, Lau A K, Branion R M. Biofiltration control of pulping odors-hydrogen sulfide: Performance, macrokinetics and coexistence effects of organo-sulfur species[J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 1999, 74(1): 9-16.
- [4] Fortuny M, Gamisans X, Deshusses M A., et al. Operational aspects of the desulfurization process of energy gases mimics in biotrickling filters[J]. Water Res, 2011, 45: 5665-5674.
- [5] Fernández M, Ramírez M, Pérez R M, et al. Hydrogen sulphide removal from biogas by an anoxic biotrickling filter packed with Pall rings[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 225(6): 456-463.

(下转第 154 页)

3 结论

(1) 造粒条件研究结果表明, EVA 质量分数为 18%、碳酸锂质量分数为 5%、热熔温度为 121 ℃ 的条件下, 制备的粒状吸附剂 EVA/HMO 形态最佳、磨损量低, 其吸附容量为 26.35 mg/g。

(2) 粒状 EVA/HMO 吸附剂动态吸附研究结果表明, 卤水用量 250 mL 时, 锂离子吸附率为 85.4%; 解吸液用量为 90 mL 0.1 mol/L H₂SO₄ 时, 解吸率为 99.1%。

(3) 在优化条件下进行 20 次连续实验, 锂吸附率在 85% 左右, 解吸率在 100% 左右, 锰离子溶损率约为 1×10⁻³%, 表明该粒状吸附剂提锂效果良好, 锰溶损率极低, 极具工业应用前景。

参考文献

- [1] 苏慧, 朱兆武, 王丽娜, 等. 从盐湖卤水中提取与回收锂的技术进展及展望[J]. 材料导报, 2019, 33(7): 2119-2126.
- [2] 王龙, 李艳, 陈多福. 纳米氧化锰离子筛提取卤水溶液中锂的实验研究[J]. 地球化学, 2017, 46(4): 373-379.
- [3] Grosjean C, Miranda P H, Perrin M, *et al.* Assessment of world lithium resources and consequences of their geographic distribution on the expected development of the electric vehicle industry [J]. *Renew Sustain Energy Rev*, 2012, 16(3): 1735-1744.
- [4] Yang Shanshan, Ruan Huimin, Shen Jiangnan, *et al.* Preparation methods and analyses of structural performance of spinel type lithium manganese oxide ion sieves [J]. *Chemical Industry & Engineering Progress*, 2015, 34(6): 1690-1698.
- [5] Sun Shuying, Xiao Jiali, Wang Jin, *et al.* Synthesis and adsorption properties of Li_{1.6}Mn_{1.6}O₄ by a combination of redox precipitation and solid-phase reaction [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2014, 53(40): 15517-15521.
- [6] Dong Dianquan, Wang Yongshun, Fang Chao. Preparation and adsorption properties of porous doped titanium series [J]. *CIESC Journal*, 2017, 68(7): 2812-2817.
- [7] Xiao G, Tong K, Zhou L, *et al.* Adsorption and desorption behavior of lithium ion in spherical PVC-MnO₂ ion sieve [J]. *Ind Eng Chem Res*, 2012, 51(33): 10921-10929.
- [8] 解利昕, 陈小棉. Li_{1.6}Mn_{1.6}O₄/PVDF 多孔膜的制备及提锂性能 [J]. *化工学报*, 2014, 65(1): 237-243.
- [9] Park M J, Nisola G M, Beltran A B, *et al.* Recyclable composite nanofiber adsorbent for Li⁺ recovery from seawater desalination retentate [J]. *Chem Eng J*, 2014, 254: 73-81.
- [10] 王涛, 孟庆祥, 许海涛, 等. 纳米纤维锂离子筛吸附剂的制备及表征 [J]. *无机盐工业*, 2016, 48(3): 29-33.
- [11] Onodera Y, Iwasaki T, Hayashi H, *et al.* Preparation method and lithium adsorption property of LAMBDA-MnO₂-silica composite [J]. *Chem Lett*, 1990, 19: 1801-1804.
- [12] Hong, Hye-Jin, Park, In-Su, *et al.* Mobilization of hydrogen manganese oxide (HMO) on alpha-alumina bead (AAB) to effective recovery of Li⁺ from seawater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, (2): 71-78.
- [13] 柳睿, 伍攀羽, 石西昌, 等. 球形锂离子筛的制备及其吸附性能 [J]. *中国有色金属学报*, 2019, 29(4): 828-836.
- [14] 孙润鹤, 朱峰. 蜡对 EVA 热熔胶性能影响的研究 [J]. *广东化工*, 2016, 5(43): 84-85.
- [15] 李超, 王继琼. EVA 树脂生产技术及市场现状 [J]. *天津化工*, 2017, 3(31): 29-31. ■
- (上接第 149 页)
- [6] Berhe Gebreegziabher, Wang T S, Nam H. Adsorption of H₂S, NH₃ and TMA from indoor air using porous corncob activated carbon: Isotherm and kinetics study [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2019, 7(4): 103234.
- [7] 朱春红, 章双杰, 陶志云, 等. 禽舍内氨气产生、危害及其有效减排措施 [J]. *家畜生态学报*, 2019, 40(6): 72-77.
- [8] 柯国洲, 张甜甜, 郑理慎, 等. 生物-光催化联用工艺在污泥臭气处理中的工程应用 [J]. *环境工程*, 2016, 34(11): 72-75.
- [9] 王涛. 污泥堆肥项目中除臭技术的选择与设计 [J]. *中国环保产业*, 2010, (4): 47-50.
- [10] Alinezhad E, Haghighi M, Rahmani F, *et al.* Technical and economic investigation of chemical scrubber and bio-filtration in removal of H₂S and NH₃ from wastewater treatment plant [J]. *J Environ Manage*, 2019, 241: 32-43.
- [11] 刘梦雪, 曾非凡, 文红平, 等. 生物滴滤塔/景观滤床工艺高效处理农村污水 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(5): 1094-1102.
- [12] 孙事昊, 彭永臻, 贾体沛, 等. 填料对生物滴滤塔去除市政污水处理厂恶臭气体运行效果的影响 [J]. *北京工业大学学报*, 2019, 45(5): 85-93.
- [13] Blázquez E, Bezerra T, Lafuente J, *et al.* Performance, limitations and microbial diversity of a biotrickling filter for the treatment of high loads of ammonia [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 311: 91-99.
- [14] Kawase Y, Hirata A, Kojima T, *et al.* Improvement of biodegradation in compact co-current biotrickling filter by high recycle liquid flow rate: Performance and biodegradation kinetics of ammonia removal [J]. *Process Biochemistry*, 2014, 49(10): 1733-1740.
- [15] 张甜甜, 李建军, 岑英华, 等. 净化低浓度大风量恶臭气体的生物滴滤池中生物膜研究 [J]. *微生物学通报*, 2007, 34(6): 1052-1056.
- [16] 朱登磊, 赵修华. 生物滴滤塔处理含 H₂S 和 NH₃ 气体的中试研究 [J]. *化工环保*, 2009, 29(5): 438-441.
- [17] 徐晓军. 恶臭气体生物净化理论与技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2005: 284. ■