

废水脱氮与沼气脱硫耦联菌株的驯化和分离

陈子爱^{1,2}, 邓良伟², 陈会娟², 杨玉翠¹, 蒋鸿涛², 邓小晨^{1*}

(1. 四川大学生命科学学院, 成都 610064; 2. 农业部沼气科学研究所, 成都 610041)

摘要:在不接种污泥、接种厌氧污泥和接种好氧污泥的条件下, 采用鼓泡反应器研究猪场废水脱氮与沼气脱硫耦联反应器的启动及关键微生物. 试验前期(第 26 d 前), 接种污泥反应器的脱氮脱硫率为 50% ~ 64%, 而不接种污泥反应器的脱氮脱硫率只有 11% ~ 14%. 到驯化结束时(第 56 d), 3 个反应器的脱氮效率为 90% 左右, 脱硫效率达到 70% 以上. 结果表明, 不接种污泥反应器经过一段时间驯化后也可以达到同样的脱氮脱硫效果, 只是启动时间比接种污泥的反应器稍长. 在反应器启动期间, 于不同时段分别进行了微生物种群动态变化检测, 结果显示微生物种群数量变化与 3 个反应器的脱氮脱硫效果变化趋势基本一致. 在驯化成功的反应器中, 分离筛选出氮硫去除率同时达到 60% 以上的菌株 2 株, 初步鉴定为脱氮硫杆菌(*Thiobacillus denitrificans*)和假单胞菌属(*Pseudomonas*)细菌.

关键词:猪场废水; 脱氮; 沼气; 脱硫; 微生物

中图分类号: X713 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)04-1099-05

Cultivation and Isolation of Bacteria Coupling Nitrogen Removal from Wastewater and Hydrogen Sulfide Removal from Biogas

CHEN Zi-ai^{1,2}, DENG Liang-wei², CHEN Hui-juan², YANG Yu-cui¹, JIANG Hong-tao², DENG Xiao-chen¹

(1. School of Life Science, Sichuan University, Chengdu 610064, China; 2. Biogas Scientific Research Institute of Ministry of Agriculture, Chengdu 610041, China)

Abstract: It was studied that during the startup of reactors the crucial bacteria coupling nitrogen removal from swine wastewater and hydrogen sulfide removal from biogas using bubbling absorption reactors without seeding sludge, with seeding anaerobic sludge and aerobic sludge, respectively. During the prophase of the experiment (before the 26th d), the removal rate of nitrogen and hydrogen sulfide were from 50% to 64% in reactors with seeding sludge, that in the reactor without seeding sludge was only 11% ~ 14%. At the end of experiment (the 56th d after startup), the removal rates of nitrogen for three reactors were about 90%. The removal rates of hydrogen sulfide were more than 70%. The result showed that though the finishing time for startup of the reactor without seeding sludge was longer than that with seeding sludge, it could be obtained the same effect of removal of nitrogen and hydrogen sulfide as the latter after two months cultivation. In the different period of startup of the reactors, the variation of the population of bacteria was studied, which had the same trend as the removal effect of nitrogen and hydrogen sulfide. Two strains which could remove the nitrogen and hydrogen sulfide more than 60% simultaneously were isolated from the three reactors, and primarily identified as *Thiobacillus denitrificans* and *Pseudomonas* respectively, based on their morphology and physiological characters.

Key words: swine wastewater; removal of nitrogen; biogas; removal of hydrogen sulfide; bacteria

猪场废水含有高浓度氨氮和有机物, 通常采用厌氧-好氧组合工艺进行处理. 但厌氧消化液好氧后处理效果差^[1~5], 虽然通过添加一些易降解碳源^[6~8]可以改善处理效果, 但会增加工程运行成本^[9,10]. 同时, 猪场废水厌氧消化产生的沼气中含有硫化氢, 由于其具有腐蚀性, 在沼气利用之前需进行脱硫^[11,12]. 物理化学法脱硫存在能耗大、成本高等问题^[13~15]. 而生物法具有成本低、无二次污染等优势^[16~18], 已渐成沼气脱硫的主流技术^[19,20].

猪场废水厌氧消化液后处理脱氮过程, 有电子受体而缺乏电子供体, 沼气脱硫过程则相反, 因此, 猪场废水脱氮过程与沼气脱硫过程有可能进行耦联. 本研究拟在猪场废水脱氮与沼气脱硫耦联污泥培养驯化的基础上, 分离关键微生物, 以期为后续关

键微生物特性以及耦联工艺参数的确定奠定基础.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验用水为猪场废水厌氧消化液好氧后处理硝化阶段出水, 其水质为: COD 200 ~ 400 mg/L, BOD₅ 15 ~ 30 mg/L, NO₃⁻-N 45 ~ 100 mg/L, NO₂⁻-N 20 ~ 25 mg/L, NH₄⁺-N 65 ~ 75 mg/L, pH 6.5 ~ 7.2.

试验用沼气为猪场废水厌氧消化产生的沼气,

收稿日期: 2007-05-16; 修订日期: 2007-09-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(30671540); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(0032007014)

作者简介: 陈子爱(1975 ~), 女, 硕士研究生, 助研, 主要研究方向为沼气及废水处理技术, E-mail: cza0903@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: xcdeng@tom.com

沼气组分含量为: CH_4 62% ~ 67%, CO_2 32% ~ 36%, H_2S 1.82 ~ 2.12 g/m^3 .

1.2 试验方法

1.2.1 污泥驯化

猪场废水脱氮与沼气脱硫耦联的研究采用鼓泡塔反应器. 反应器由透明有机玻璃制成, 内径 56 mm, 高度 340 mm, 总容积 3.35 L, 有效容积 2 L. 试验开始时, 分别向 3 个反应器加入猪场废水厌氧消化液好氧后处理硝化阶段出水 2.0 L、1.0 L、1.0 L, 其后 2 个反应器中再分别加入厌氧污泥和好氧污泥各 1.0 L. 每天向反应器通入沼气, 并定期排水、进水, 通气方式和换水方式如下.

通气方式: 试验初期(第 7 d 前), 各反应器的沼气通入量为 10 L/d; 第 7 ~ 30 d, 各反应器的沼气通入量改为 100 L/d; 第 31 ~ 36 d, 沼气通入量增加至 300 L/d; 第 37 ~ 41 d, 沼气通入量增加至 400 L/d; 第 42 d, 减少负荷, 沼气通入量降至 200 L/d, 维持至试验结束.

进出水方式: 试验前 2 周(第 14 d 前), 每天 1 次, 进出水量 1.5 L/次; 第 14 ~ 30 d, 每 3 d 1 次, 进出水量每次 1.5 L; 第 31 ~ 48 d, 改为每天 2 次, 上下午各 1 次, 进出水量 750 mL/次; 第 49 d 后, 仍为每天 2 次, 但进出水量改为 350 mL/次.

定时测定进出反应器沼气中的 H_2S 含量, 进出水中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 浓度. 实验第 14 d 前为常温, 14 d 后用水浴将反应器恒温至 $30^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$.

1.2.2 培养过程中微生物种群动态变化

在反应器启动期间, 每隔 14 d 左右采用平板菌落计数法^[21]对反应器混合液中自养菌和异养菌落进行计数. 自养培养基参照文献[22]; 异养培养基为: $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 5.0 g, KH_2PO_4 2.0 g, KNO_3 2.0 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g, NH_4Cl 0.5 g, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.01 g, 葡萄糖 10 g, 蒸馏水 1 000 mL, pH 值 7.0.

1.2.3 脱氮脱硫耦联关键细菌菌株的富集培养

驯化结束后, 从 3 个反应器中各取 0.5 mL 混合液接入含有 50 mL 富集培养基的培养瓶中, 封口, 30°C 静止培养 3 ~ 5 d, 选取变浑浊并有气泡产生的培养液 1 mL 转接入新鲜的富集培养液中. 如此重复, 进行多级富集. 将产气多、浑浊度大的富集培养物进行平板划线分离. 富集培养基同 1.2.2 培养基.

1.2.4 脱氮脱硫耦联关键细菌菌株的筛选

将富集得到的菌株接种至含有 120 mL 筛选培养基的血清瓶中, 以未接种的培养基作为空白对照,

同时做 2 个重复. 将瓶口密塞, 30°C 下培养 2 d. 测定培养前后培养液中的 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 及 S^{2-} 含量. 筛选培养基组成为: KNO_3 0.1 g, NaHCO_3 1.0 g, $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 0.9 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g, KH_2PO_4 2.0 g, NH_4Cl 0.5 g, 蒸馏水 1 000 mL, pH 值 7.0. $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 在培养基灭菌冷却后于试验前另外加入.

对分离到的关键微生物通过形态观察、生理生化试验, 根据文献[23]进行菌种的初步鉴定.

1.3 分析项目与测定方法

废水中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 及 S^{2-} 浓度的测定分别采用酚二磺酸光度法、二硝基苯二胺光度法、亚甲基蓝分光光度法^[24]. 沼气中 H_2S 浓度的测定采用检测管法, 并用碘量法^[24]进行校正.

2 结果与讨论

2.1 废水脱氮与沼气脱硫污泥驯化

3 个反应器对废水中 NO_x -N (NO_3^- -N 与 NO_2^- -N 之和) 和沼气中 H_2S 的去除效果分别见图 1 和 2 (NO_x -N 含量第 52 d 前为 65 mg/L, 第 52 d 后为 125 mg/L). 从图 1 和 2 可见, 试验初期(第 17 d 前), 不接种污泥反应器, NO_x -N 不但没有去除, 反而有所增加, 主要是因为: 猪场废水厌氧消化液好氧后处理出水中含有较多 NH_3 -N 以及硝化细菌和微量 O_2 , 而脱氮脱硫微生物较少, 硝化作用仍然占主导, 结果 NH_3 -N 转化为 NO_3^- -N 与 NO_2^- -N. 而 H_2S 却有微量的脱除效果, 可能是由于反应器中含有少量氧, 对硫化氢有一定的氧化作用. 在此期间, 接种厌氧污泥和好氧污泥的反应器都表现出了一定脱氮脱硫效率. 试验前期, 接种厌氧污泥的反应器略优于接种好氧污泥的反应器, 试验后期反之. 到第 17 d 时, 不接种污泥反应器的脱氮率和脱硫率仅分别为 3%、8.0%. 而接种污泥的 2 个反应器的脱氮效率达到 44% ~ 48%, 脱硫效率达到 33% ~ 42%, 明显高于未接种污泥反应器, 而且接种好氧污泥的反应器优于接种厌氧污泥的反应器. 在第 17 ~ 26 d 期间, 接种厌氧污泥的反应器和好氧污泥反应器的脱氮脱硫率呈上升趋势, 脱氮效率分别达 56%、64%, 脱硫率分别为 50%、57%, 接种好氧污泥的反应器仍优于接种厌氧污泥的反应器. 不接种污泥反应器脱氮脱硫率也呈上升趋势, 但涨幅不大, 脱氮率从 3% 升至 14%, 脱硫率升至 11%.

第 26 ~ 52 d, 3 个反应器的脱氮脱硫效率仍呈上升趋势, 脱氮率均升至 96% 以上, 脱硫率超过

70%。其中,不接种污泥的反应器升幅最大,脱氮效果变化最显著,脱硫率涨幅达 60%。第 52~56 d 期间,各反应器的脱硫率仍处于上涨趋势,但氮去除率均有所下降,应与此期间进水氮含量从 65 mg/L 增加至 125 mg/L 有关。

从图 1 和 2 可见,不接种污泥反应器的脱氮脱硫效率逐渐增加并接近接种污泥的反应器,分别到第 41 d 和 51 d 时,不接种污泥反应器的脱氮效率和脱硫效率与接种厌氧污泥反应器的脱氮率和脱硫率接近,而在第 44 d 和 52 d 时,与接种好氧污泥反应器的脱氮率和脱硫率几乎一致。至第 52 d 后,不接种污泥反应器的脱氮率和脱硫率分别与接种污泥反应器相近甚至略高。试验结束时,不接种污泥反应器的脱硫效率(H_2S 去除率 $> 80\%$)高于接种污泥的反应器(H_2S 去除率在 70%~80% 之间),而脱氮效率则相当($\text{NO}_x\text{-N}$ 去除率 90% 左右)。

以上结果表明,接种污泥在反应器的启动初期(大约 40 d 前)能提高脱氮脱硫效率,也就是加速反应器启动。但是,不接种污泥,也同样可以启动废水脱氮与沼气脱硫反应器,仅是需要的启动时间稍长。

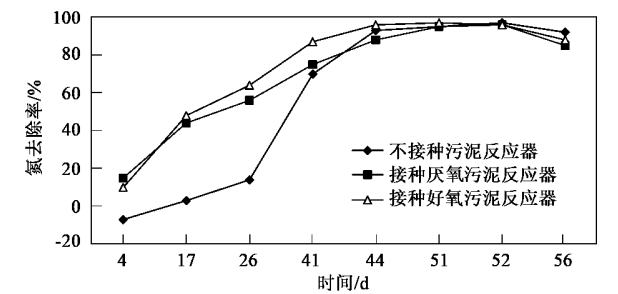


图 1 3 个反应器启动期间氮的去除率

Fig.1 Removal rates of nitrogen during the startup of the three reactors

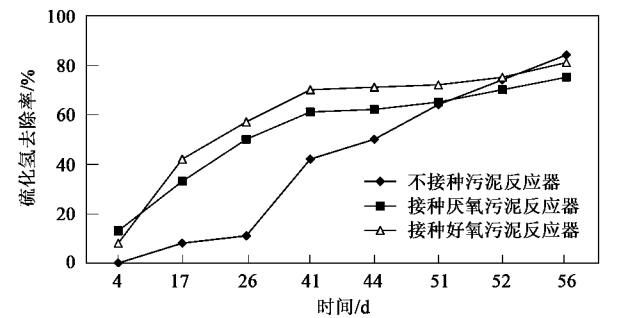


图 2 3 个反应器启动期间硫化氢的去除率

Fig.2 Removal rates of hydrogen sulfide during the startup of the three reactors

2.2 污泥驯化过程微生物种群变化

从表 1 可以看出,在试验初期,不接种污泥反应

器的自养细菌和异养细菌均很少,只有 4.8×10^3 CFU/L 和 1.5×10^2 CFU/L。而接种厌氧污泥的反应器,自养细菌和异养细菌高 4 个数量级(10 000 倍);接种好氧污泥的反应器,自养细菌高 4 个数量级(10 000 倍),异养细菌只高 1 个数量级(10 倍)。接种厌氧污泥的反应器,自养细菌和异养细菌数量接近,而接种好氧污泥反应器,自养细菌比异养细菌高 4 个数量级(10 000 倍),主要是因为接种的好氧污泥是厌氧消化液好氧后处理的污泥,由于厌氧消化液缺乏易降解有机物而富含氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)^[25],厌氧消化液好氧后处理主要进行硝化作用,自养细菌(主要是硝化细菌)多,异养细菌少。不接种污泥反应器,自养细菌和异养细菌数量都逐渐增加,增加幅度大;而接种厌氧污泥和好氧污泥的反应器,自养细菌有增加的趋势,但增加幅度较小,异养细菌呈现先增加后减少的趋势。整个驯化过程中,不接种污泥反应器的自养细菌和异养细菌数量经历低于接种污泥反应器到数量相当(第 41 d),再到最终明显高于后者(高大约 5~6 个数量级)的过程。这就是不接种污泥反应器的脱硫效率高于接种污泥反应器的原因。同时,也从微生物的角度说明不接种污泥也同样可以启动废水脱氮与沼气脱硫反应器。

表 1 反应器启动期间微生物种群变化/CFU·L⁻¹

时间/d	不接种污泥反应器		接种厌氧污泥反应器		接种好氧污泥反应器	
	自养		自养		自养	
	异养	异养	异养	异养	异养	异养
4	4.8×10^3	1.5×10^2	1.8×10^7	1.2×10^6	2.2×10^7	7.6×10^3
17	2.8×10^5	2.4×10^4	1.5×10^7	6.5×10^9	1.2×10^8	1.3×10^9
26	9.2×10^6	2.1×10^6	2.1×10^8	4.5×10^{10}	6.2×10^9	4.2×10^{10}
41	6.5×10^8	2.3×10^8	8.1×10^8	9.2×10^8	7.4×10^9	5.2×10^8
56	3.6×10^{13}	1.9×10^{10}	2.5×10^9	3.7×10^8	1.9×10^{10}	4.0×10^8

2.3 关键性菌株的分离筛选

经富集分离共得到 14 株自养菌和 6 株异养菌(编号分别为 Ta1~Ta14、Th1~Th6)。

采用筛选培养基对所分离的菌株进行脱氮除硫效果的试验,各菌株及对照的脱氮脱硫效果见图 3。在初始值 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 S^{2-} 浓度分别为 12.53 mg/L、80.96 mg/L 的条件下,经 2 d 培养后,对照的脱氮脱硫效率分别为 10.8%、21.2%,所有菌株的脱氮脱硫率均高于对照,也就是说,所有菌株都有一定的脱氮或脱硫能力,但不同菌株对氮、硫的去除效果明显不同。富集获得菌株的脱氮、脱硫率最高可达到

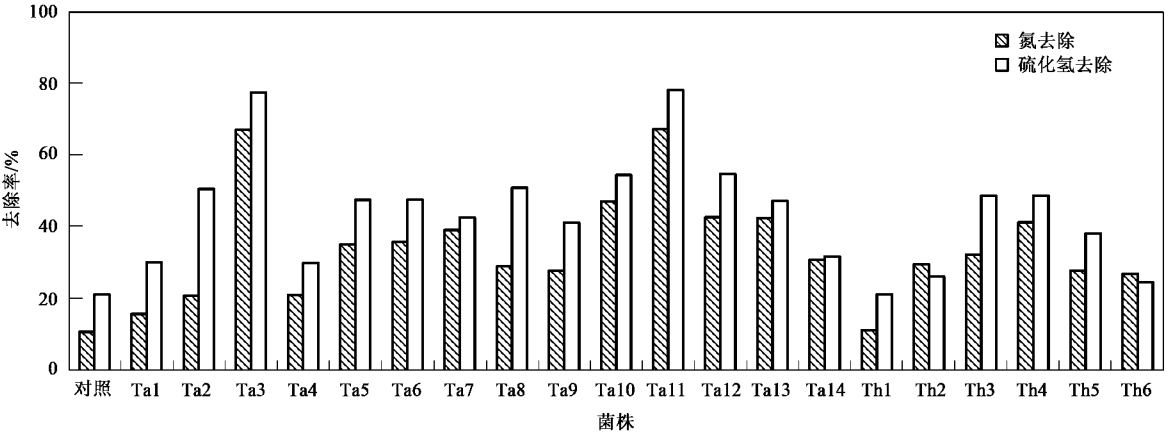


图 3 分离菌株的脱氮脱硫效率

Fig.3 Removal rates of nitrogen and hydrogen sulfide by the isolated strains

67.2%、78.1%，而最低的仅有 11.3%、21.3%；有 11 株菌株的脱氮率达到 30% 以上，而除硫率达到 40% 以上则有 13 株，脱氮脱硫率同时达到 40% 以上有 6 株。最后选取脱氮脱硫率同时达到 60% 以上的 Ta3 和 Ta11 菌株作种的初步鉴定。

2.4 分离菌株的初步鉴定结果

对上述筛选得到的猪场废水脱氮与沼气脱硫耦联关键菌株进行初步鉴定(表 2)。Ta11 菌株在上述自养培养基上好氧条件下生长缓慢，菌落为针尖大小，透明；厌氧条件下培养可形成圆形、扁平且透明

的菌落。在异养培养基上不生长。菌落细胞呈杆状，革兰氏染色阴性。菌株的形态特征与文献[26, 27]报道的一致，该菌株初步称为脱氮疏杆菌^[23]。

Ta3 菌株在自养培养基上菌落呈圆形、湿润、浅黄，细胞为杆状，革兰氏染色阴性，在穿刺培养基中穿刺培养，细菌全线生长，中下部出现气泡，为兼性厌氧菌。在自养培养基上添加少量葡萄糖，细菌生长比无机自养培养基稍快，在异养培养基上也能生长。以上特点与文献[23, 28]基本一致。

结合菌落特征、生理生化特点，Ta3 菌株初步称

表 2 重要分离菌株的形态与生理生化特点

菌株	菌落形态特征	革兰氏染色	细胞形状	与氧关系	碳源
Ta11	好氧条件下针尖大小，透明； 厌氧条件下圆形、扁平且透明	阴性	杆状	兼性厌氧菌	自养菌，异养培养基上不生长
Ta3	圆形、湿润、浅黄	阴性	杆状	兼性厌氧菌	兼性菌，自养异养培养基上都能生长，但自养培养基上生长较慢

为假单胞菌属(*Pseudomonas*)细菌。

3 结论

(1) 不接种污泥反应器经过一段时间驯化后也可以达到脱氮脱硫的效果，只是需要的启动时间比接种污泥的反应器稍长。

(2) 启动期间各反应器微生物种群动态变化与脱氮脱硫效率变化基本一致。

(3) 筛选出的关键性细菌初步称为脱氮疏杆菌(*Thiobacillus denitrificans*)和假单胞菌属(*Pseudomonas*)细菌。

参考文献:

[1] Liao C M, Maekawa T. Nitrification/denitrification in an intermittent aeration process for swine wastewater[J]. Journal of Environmental Science and Health, Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes, 1994, **29**(5): 1053-1078.

[2] Su J J, Lian W C, Wu J F. Studies on Piggery wastewater treatment by a full-scale Sequencing Batch Reactor after anaerobic fermentation [J]. Chung-hua Nungxue Huibao, 1999, **188**: 47-58.

[3] Ng W G. Aerobic treatment of piggery wastewater with the sequencing batch reactor [J]. Biologic Waste, 1987, **22**: 285-294.

[4] 杨虹,李道棠,朱章玉,等.集约化养猪场冲栏水的达标处理 [J].上海交通大学学报,2000,**34**(4):558-560.

[5] Bernet N, Delgenes N, Akunna C, et al. Anerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater [J]. Water Research, 1999, **34** (2): 611-619.

[6] Objaj D, Macé S, Costa J, et al. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2003, **87**: 103-111.

[7] 邓良伟,郑平,李淑兰,等.添加原水改善 SBR 工艺处理猪场废水厌氧消化液性能[J]. 环境科学,2005,**26**(6):105-109.

- [8] Font X, Adroer N, Poch M, *et al.* Evaluation of an Integrated System for Pig Slurry Treatment[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1997, **68**: 75-81.
- [9] Su J J, Liu Y L, Shu F J, *et al.* Treatment of piggery wastewater by contact aeration treatment in coordination with the anaerobic fermentation of three-step piggery wastewater treatment (TPWT) process[J]. *Journal of Environmental Science and Health, part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 1997, **32** (1): 55-73.
- [10] 王爱杰, 杜大仲, 任南琪. 脱氮硫杆菌同步脱硫反硝化技术的关键因素研究[J]. *地球科学进展*, 2004, **19**(6): 533-536.
- [11] 张榕林, 贾平丽. 沼气脱硫运行中几个问题的探讨[J]. *中国沼气*, 1993, **11**(2): 39-42.
- [12] 曹冬梅, 杨顺生, 杨飞黄, 等. 沼气中硫化氢气体的生物处理法[J]. *可再生能源*, 2006, **127**: 63-65.
- [13] Cha J M, Cha W S, Lee J H. Removal of organosulphur odour compounds by *Thiobacillus novellas* SRM, sulphur-oxidizing microorganisms[J]. *Process Biochemistry*, 1999, **34**(6-7): 659-665.
- [14] Gabriel D, Deshusses A M. Retrofitting existing chemical scrubbers to biotrickling filters for H₂S emission control[J]. In *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 2003, **100**(11): 6308-6312.
- [15] 王爱杰, 杜大仲, 任南琪, 等. 脱氮硫杆菌在废水脱硫、脱氮处理工艺中的应用[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2004, **36**(4): 423-425, 429.
- [16] Leson G, Winer A M. Biofiltration: an innovative air pollution Control technology for VOC emission[J]. *Journal of Air Waste Management Association*, 1991, **41**: 1045-1054.
- [17] Fortin N Y, Deshusses M A. Treatment of Methyl tert-Butyl Ether Vapors in Biotrickling Filters. 1 Reactor Startup, Steady-State Performance, and Culture Characteristics[J]. *Environment Science & Technology*, 1999, **33**(17): 2980-2986.
- [18] Cox H H J, Deshusses M A. Effect of Starvation on the Performance and Re-acclimation of Biotrickling Filters for Air Pollution Control[J]. *Environment Science & Technology*, 2002, **36**(14): 3069-3073.
- [19] 伍永钢, 任洪强, 丁丽丽, 等. 新型聚乙烯填料生物滴滤床净化硫化氢气体的启动研究[J]. *环境科学*, 2006, **27**(12): 2396-2400.
- [20] Syed M, Soreanu G, Falletta P, *et al.* Removal of hydrogen sulfide from gas streams using biological processes-A review[J]. *Canadian Biosystems Engineering*, 2006, **48**: 210-214.
- [21] 沈萍, 范秀容, 李广武. 微生物学实验[M]. (第三版). 北京: 高等教育出版社, 1996. 92-95.
- [22] Ma Y L, Yang B L, Zhao J L. Removal of H₂S by *Thiobacillus denitrificans* immobilized on different matrices[J]. *Bioresource Technology*, 2006, **97**: 2041-2046.
- [23] RE 布坎南, NE 古本斯. 伯杰细菌鉴定手册[M]. (第八版). 北京: 科学出版社, 1984. 274-300, 631-636.
- [24] 国家环保局. 水和废水检测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1998. 132-141, 258-261, 271-274.
- [25] Deng L W, Zheng P, Chen Z A. Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC-SBR process with bypass of raw wastewater[J]. *Process Biochemistry*, 2006, **41**(4): 965-969.
- [26] 马艳玲, 赵景联, 杨伯伦, 等. 脱硫细菌的筛选及其对硫化氢降解性能研究[J]. *化工环保*, 2004, **24**(7): 8-9.
- [27] 刘宏芳, 汪梅芳, 许立铭. 脱氮硫杆菌生长特性及其对 SRB 生长的影响[J]. *微生物学通报*, 2003, **30**(3): 46-49.
- [28] 李献, 马光庭. 生物脱氮除硫(S²⁻)菌株的分离和特征[J]. *广西农业生物科学*, 2006, **25**(1): 52-55, 64.