

生物滴滤降解氯苯废气的实验研究

周卿伟,朱润晔,胡俊,张丽丽*,陈建孟

(浙江工业大学生物与环境工程学院,杭州 310032)

摘要:采用定向驯化活性污泥接种生物滴滤塔(BTF)处理氯苯废气,考察 BTF 稳定运行阶段的运行性能、微生物平均代谢活性(AWCD)及微生物种群结构.结果表明,当进口浓度低于 $0.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时,EBRT 高于 45 s 时,BTF 对氯苯总去除率维持在 80% 以上,因此,BTF 在处理中低浓度($\leq 0.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$)氯苯废气具有较明显的优势;当进气负荷 $> 80\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 时,去除负荷趋于稳定,为 $70\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 左右; CO_2 的生成量与氯苯的去除负荷的比值为 1.92,表明 BTF 对氯苯较高程度的矿化(考虑部分有机碳用于微生物自身的生长);BTF 对氯苯的降解行为符合 Michaelis-Menten 动力学模型,单位体积最大降解速率 r_{\max} 为 $35.6\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$.AWCD 值分析表明塔内微生物具有较高的生物活性.生物膜 PCR-DGGE 指纹图分析表明,在稳定运行阶段塔内微生物种群结构具有较高程度的稳定性和复杂性,而微生物种群的稳定性和复杂性同时也促进 BTF 对目标污染物的高效降解和矿化.

关键词:氯苯;生物滴滤;动力学;微生物种群;PCR-DGGE

中图分类号:X151 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)12-3673-07

BTF Performance Treating a Chlorobenzene-Contaminated Gas Stream

ZHOU Qing-wei, ZHU Run-ye, HU Jun, ZHANG Li-li, CHEN Jian-meng

(College of Biological and Environmental Engineering, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310032, China)

Abstract: In this study, biotrickling filter (BTF) inoculated with acclimated sludge was established to treat waste gas containing chlorobenzene. The BTF performance, average well color development (AWCD) values and microbial community were examined in steady state. Results revealed BTF achieved removal efficiency more than 80% of chlorobenzene under the conditions of $< 0.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ inlet concentration and $> 45\text{ s}$ EBRT. Therefore, BTF have an advantage in treating low-concentration waste gas containing chlorobenzene ($\leq 0.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$). The overall chlorobenzene elimination capacity reached a maximum of $70\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ at an inlet load of $80\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$. The mass ratio of carbon dioxide produced to the BTO-X removed was approximately 1.92, which confirms complete degradation of chlorobenzene, given that some of the organic carbon consumed is also used for the microbial growth. The degradation of chlorobenzene in the BTF followed Michaelis-Menten kinetic model, the maximum specific degradation rate (r_{\max}) was $35.6\text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$. The AWCD values indicated that the microorganisms in the BTF showed high the microbial metabolic activity. The PCR-DGGE fingerprinting analysis on biofilm samples in the BTF indicated that the microbial community had a relative stability and complexity during the steady-state phase. The stability and complexity of microbial community could contribute to the degradation and mineralization of chlorobenzene in BTF.

Key words: chlorobenzene; biotrickling filter (BTF); kinetic model; microbial community; PCR-DGGE

近年来,挥发性有机物(VOCs)和恶臭废气等的大量排放引起了城市灰霾、光化学烟雾等区域大气环境问题,严重威胁人类健康与生态安全.氯苯是易挥发的单环卤代芳香类化合物,广泛用于染料、塑料、香料、医药、农药、有机合成的中间体,化学性质稳定,具有生物积累性和生物毒性,对人体具有致癌作用,被美国环保局(EPA)列入优先控制污染物名单^[1-5].为此,氯苯类 VOCs 的污染控制问题已成为当前环境领域的研究热点之一.

近年来,有研究者提出采用生物过滤塔处理氯苯废气的研究^[6],取得了一定的研究成果.生物滴滤(BTF)是生物过滤工艺的改进,使反应条件(如 pH、营养物浓度)易于控制,单位体积填料的生物量高,是目前处理工业源 VOCs 废气应用最多的工

艺^[7],但鲜见其应用于氯苯废气的相关报道^[8].

本研究以定向驯化获得的具有氯苯降解性能的高活性混合菌种接种 BTF 反应器,考察反应体系降解氯苯废气的运行性能和矿化效率,分析氯苯废气降解的动力学行为,剖析反应体系微生物种群组成、结构特征及代谢活性,并由此探讨了应用 BTF 降解氯苯废气的可行性.

收稿日期:2011-05-05;修订日期:2011-08-10

基金项目:国家自然科学基金项目(50908210,21177116);国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06A310);浙江省重大科技专项(2010C13023);浙江省自然科学基金项目(Y5090155)

作者简介:周卿伟(1988~),男,硕士研究生,主要方向为废气生物处理技术,E-mail:361377133@qq.com

* 通讯联系人,E-mail:llzhang@zjut.edu.cn

1 材料与方 法

1.1 实验材料

1.1.1 混合菌种

活性污泥取自中石化镇海炼化污水处理厂曝气池, SVI 值为 $151.39 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, MLSS 为 $9924 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 混合液挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 为 $7839 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 有效活菌数为 $2.24 \times 10^9 \text{ CFU}\cdot\text{mL}^{-1}$. 此活性污泥在 $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氯苯浓度下, 连续驯化 3 个月, 以定向驯化获取的具有氯苯降解性能的高活性混合菌种.

1.1.2 循环营养液

BTF 中循环营养液组成: $0.11 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$, $0.04 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $0.545 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NH}_4\text{Cl}$, $0.067 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MgSO}_4$, $0.036 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CaCl}_2$, $0.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $0.23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ ZnCl}_2$, $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CuSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $0.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, pH 7.0 ~ 8.0.

1.1.3 实验装置

实验装置主要由 BTF 装置、气泵、玻璃转子流量计、质量流量计、吹脱瓶、混合瓶等组成. 实验装置如图 1 所示. 塔内径为 8 cm, 高为 95 cm, 其内的填料为聚氨酯小球, 其直径为 14 ~ 18 mm. 塔内填料分为 2 层, 每层高为 30 cm.

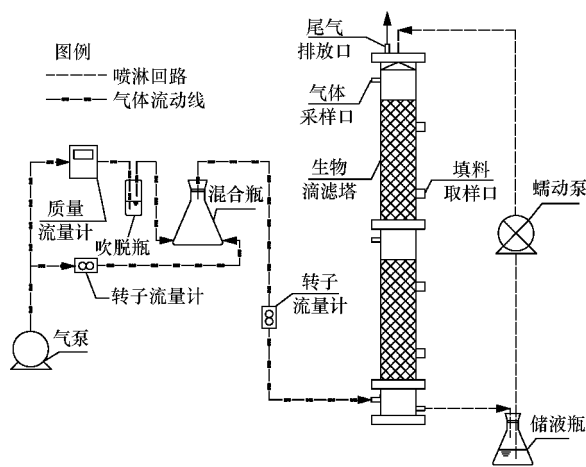


图 1 BTF 工艺流程示意

Fig.1 Schematic diagram of BTF system

1.2 分析方法

1.2.1 氯苯和 CO_2 定量分析

采用气相色谱 (Agilent 6890) 测定氯苯浓度, 色谱柱为 HP-Innowax 毛细管柱 ($30 \text{ m} \times 0.32 \text{ mm} \times$

$0.5 \mu\text{m}$). 汽化室、检测器 (FID) 和柱子温度分别为 200、180 和 100°C , 柱流量 $1 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 进样量 $800 \mu\text{L}$. N_2 为载气, 总流量为 $33.4 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 分流比为 30:1. 氢气和空气流量分别为 40 和 $450 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$.

采用气相色谱 (Agilent 6890) 测定二氧化碳浓度, 色谱柱为 HP-Plot-Q 毛细管柱 ($30 \text{ m} \times 0.32 \text{ mm} \times 20 \mu\text{m}$). 进样口、检测器 (TCD) 和柱子温度分别为 90、100 和 40°C , 柱流量 $5 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 进样量 $800 \mu\text{L}$, 氦气为尾吹气.

1.2.2 BTF 工艺参数测定

(1) 混合液悬浮固体 (MLSS)、混合液挥发性悬浮固体 (MLVSS)、污泥体积指数 (SVI) 等均按照文献提供的标准方法进行测定^[9].

(2) pH: Docu-pH 计测定.

1.2.3 Biolog 分析

本研究参照文献 [10] 选用 Biolog ECO 板分析生物膜的代谢活性, 取稀释后的微生物悬浊液加入 Biolog 平板, 每孔 $150 \mu\text{L}$ 微生物悬浊液, 然后将平板置于 30°C 培养箱培养 168 h, 每隔 24 h 用酶标仪 (BIO-RAD) 测定 96 个孔在 595 nm 下的吸光度, 以监测显色反应的进程.

1.2.4 PCR-DGGE 分析

(1) DNA 提取

污泥样品总 DNA 提取和纯化, 采用上海申能博彩生物科技有限公司的 3S 柱离心式环境样品 DNA 回收试剂盒 V2.2.

(2) 基因组 DNA 的 PCR 扩增

① 16S rDNA V3 可变区进行 RCR 扩增, 选用细菌的通用引物 PRBA338f 和 PRUN518r, 引物合成由宝生物工程 (大连) 有限公司完成, 序列分别为: 上游引物 GC-PRBA338f $<5'-\text{CGC CGG GGG CGC GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GAC TCC TAC GGG AGG CAG CAG}>$; 下游引物: PRUN518r $<5'-\text{ATT ACC GCG GCT GCT GG}>$.

② PCR 反应条件: 94°C 预变性 5 min, 35 个循环 (94°C 变性 60 s, 55°C 退火 60 s, 72°C 延伸 90 s), 最终 72°C 延伸 10 min, 4°C 保温 10 min. PCR 扩增产物经 1.5% Agarose 胶检验后于 -20°C 保存备用.

(3) 变性梯度凝胶电泳 (DGGE) 分析: 采用 Bio-rad DCode System 的基因突变检测系统对 PCR 产物进行分析.

(4) 割胶回收 DNA 片段和 PCR 扩增.

(5) 克隆和测序: 克隆和测序工作由上海英骏生物技术有限公司完成. 将测序得到的序列通过

Blast 程序和 GenBank 中核酸数据进行同源性比较分析.

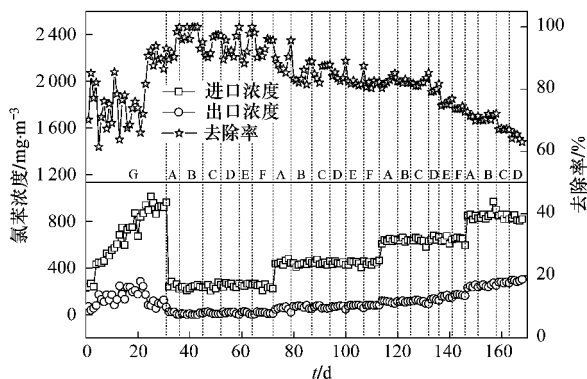
2 结果与讨论

2.1 BTF 运行参数分析

2.1.1 生物滴滤塔挂膜启动和稳定运行期对氯苯的去除率

图 2 反映了挂膜启动和稳定运行期不同停留时间(EBRT) 和不同进气浓度下 BTF 对氯苯的去除率. 在挂膜启动阶段, EBRT 设为 90 s, 喷淋量为 $30 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, 进气氯苯浓度约从 $0.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 逐渐提升至 $1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 左右. 定时对进出口气体浓度取样分析, 观察塔内的填料层挂膜情况. BTF 运行 24 d 后, 氯苯去除率稳定在 90% 以上. 运行 30 d 后, 塔内去除负荷达到了最大值 $33.4 \text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$, 说明 BTF 成功完成挂膜启动.

图 2 也表明氯苯进口浓度稳定时, EBRT 逐渐变短, 去除率逐渐降低; 进口浓度逐渐提高时, 总体去除率逐渐降低. 当进口浓度低于 $0.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时, EBRT 高于 45 s 时, BTF 对氯苯去除率维持在 80% 以上; 当进口浓度升高至 $0.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时, 氯苯去除率维持在 60% 左右. 保持氯苯浓度不变, EBRT 越长, 生物膜与液膜间的传质时间也越长, 去除率越高, 但是这也意味着塔的体积越大, 进而限制其实际应用. 因此, BTF 在处理中低浓度 ($\leq 0.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) 氯苯废气具有较明显的优势.



G: 启动期 A: 90 s B: 75 s C: 60 s D: 45 s E: 30 s F: 20 s

图 2 反应器整个运行阶段进出口浓度和去除率

Fig. 2 CB influent and effluent concentrations and removal efficiency during the whole operation of BTF

2.1.2 进气负荷的影响

氯苯去除负荷随进气负荷变化情况如图 3 所示. 在不同 EBRT 条件下, 去除负荷与进气负荷的变

化趋势基本一致: 当进气负荷较低时, 去除负荷随进气负荷增加基本呈线性增加, 去除率均可维持在 90% 以上, 当进气负荷 $> 80 \text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 时, 去除负荷逐渐趋于稳定, 其为 $70 \text{ g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$. 氯苯去除负荷极限可在以后工程实际中, 根据废气流量和进气浓度计算废气中氯苯的进气负荷, 并与去除负荷极限 (EC_{\max}) 相比, 初步判断废气净化后能否实现达标排放. 在保证高去除率的情况下, 尽量提高去除负荷对于工程应用具有重大意义. 对比图 2 稳定运行性能发现, 当进口浓度低于 $0.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 时, EBRT 高于 45 s 时, BTF 对氯苯总去除率维持在 80% 以上, 进一步说明 BTF 在处理中低浓度 ($\leq 0.6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) 氯苯废气具有较明显的优势.

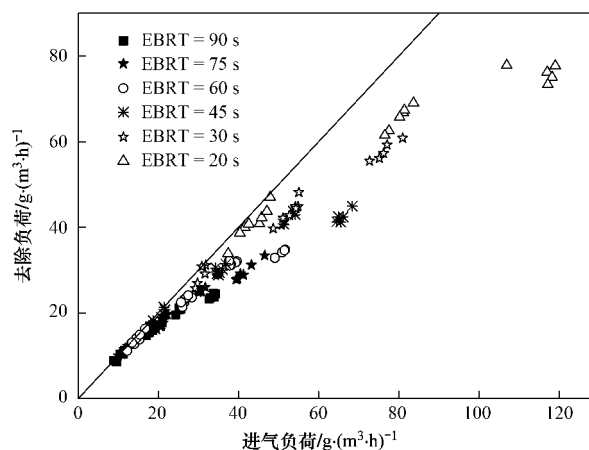


图 3 去除负荷随进气负荷的变化

Fig. 3 Variation of the elimination capacity vs. inlet load

2.1.3 CO_2 产量

在 BTF 运行过程中, 氯苯在好氧条件下被微生物降解为 CO_2 、水, 同时也被微生物利用合成其自身组成物质. CO_2 产量是反映 BTF 去除氯苯降解废气矿化性能的重要参数. CO_2 生成量随氯苯去除负荷的变化情况见图 4. 在不同 EBRT 下, CO_2 产量随氯苯去除负荷呈线性关系: $y = 1.92x$. 理论上, 氯苯完全矿化 CO_2 产量与其去除负荷的线性关系为 $y = 2.35x$, 表明氯苯矿化率高达 81.7%. 此外, 图 4 中变化趋势也显示, 延长 EBRT 会相应提高氯苯矿化率. Hassan 等^[11] 报道的 BTF 降解苯的矿化率约为 77%; 文献报道 CO_2 生成量与 BTEX 的去除负荷的比例为 2.50 ~ 2.93 之间^[11-13]. 图 4 也表明, CO_2 实际的生成量与理论值仍存在一定差别, 这可能是由于氯苯部分转化为微生物细胞组成物质, 另一部分转化为 HCO_3^- 、 H_2CO_3 或 CO_3^{2-} 存在于液相中.

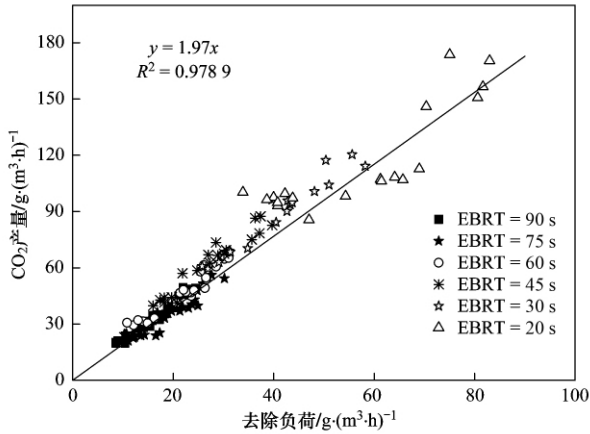


图4 CO₂ 产量随氯苯去除负荷的变化关系

Fig. 4 CO₂ production at the exit of the BTF vs. the elimination capacity

2.2 动力学分析

通过动力学分析可以剖析污染物在塔内的传质行为,并能从理论上解释污染物特性与去除性能间的关系.在BTF中,假设体系中供氧条件和传质不受限制,生物膜都具有活性,其动力学行为符合Michaelis-Menten模型^[14],表达式如下:

$$\frac{V/Q}{c_{gi} - c_{go}} = \frac{K_s}{r_{max}} \frac{1}{c_{ln}} + \frac{1}{r_{max}} \quad (1)$$

式中, V : BTF 体积, m^3 ; Q : 气体流率, $m^3 \cdot h^{-1}$; c_{gi} : 氯苯进气浓度, $g \cdot m^{-3}$; c_{go} : 氯苯出气浓度, $g \cdot m^{-3}$; c_{ln} : $(c_{gi} - c_{go}) / \ln(c_{gi} / c_{go})$, $g \cdot m^{-3}$; r_{max} : 单位体积的最大降解速率, $g \cdot (m^3 \cdot h)^{-1}$; K_s : 气相饱和常数, $g \cdot m^{-3}$.

在BTF稳定运行阶段,微生物的生长速率和衰亡速率保持平衡^[15],体系中的微生物维持稳定,因此,整个稳定运行过程动力学常数不变.用Michaelis-Menten动力学模型拟合结果见图5.从中可以得出,单位体积最大降解速率 r_{max} 为 $35.6 g \cdot (m^3 \cdot h)^{-1}$,气相饱和常数 K_s 为 $0.076 g \cdot m^{-3}$. K_s 可间接表征污染物在塔内的传质特性^[16].由于氯苯具有较强的疏水性,其在塔中的 K_s 值远低于已报道的水溶性较好的物质(甲基乙基酮 $1.7853 g \cdot m^{-3}$, 乙酸乙酯 $2.3053 g \cdot m^{-3}$) 的 K_s 值^[14].

2.3 微生物种群代谢活性

AWCD与培养时间之间呈非线性关系,其变化过程应符合微生物种群生长动态模型,利用逻辑斯蒂^[16]公式(2)来定量描述群落代谢特性的动态变化:

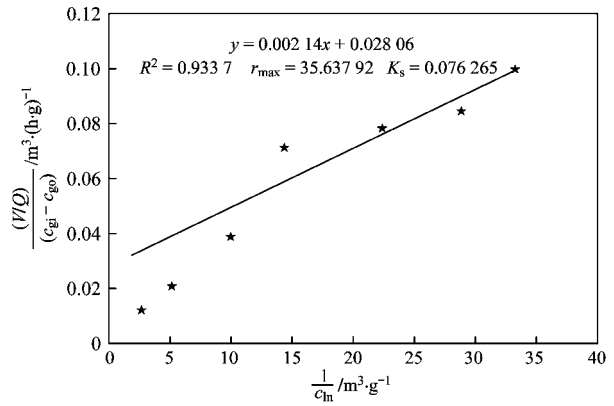


图5 氯苯的Michaelis-Menten动力学常数确定

Fig. 5 Macrokinetic determination of Michaelis-Menten kinetic constant of CB

$$y = \frac{a}{1 + e^{(b/t)}} \quad (2)$$

式中 a 为培养过程中的最大平均吸光度; b 为达到最大平均吸光度值一半时的时间; $1/c$ 为吸光度值的变化指数; t 和 y 分别为培养时间和相对应的平均吸光度.

取BTF运行110 d时生物膜进行测试,考察其代谢特性.微生物群落功能代谢剖面的动态变化曲线如图6所示.可以看出生物膜样品的测试结果较好的符合逻辑斯蒂模型,相关系数均达到0.99以上.从群落代谢特性的动力学参数来看,拟合所得的动力学参数说明生物样品生物活性都较高,群落生长能力较强,微生物群落结构较丰富,对氯苯的去除能力较强.

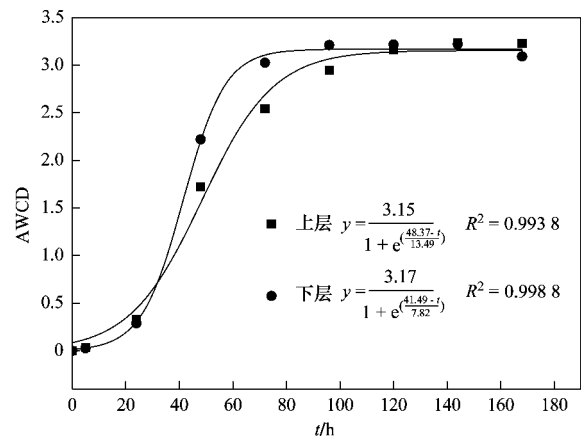


图6 微生物群落功能代谢剖面动态变化

Fig. 6 Kinetics of average well color of development for biofilm samples

2.4 微生物种群 PCR-DGGE 指纹图

图 7 为 DGGE 指纹图. 在相同进气浓度 ($0.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) 和不同 EBRT 下, 16S rDNA PCR 产物的 DGGE 分离结果见图 7(a). 泳道 1~6 分别代表 EBRT 为 20、30、45、60、75、90 s 的塔内生物膜样品 DGGE 指纹图. DGGE 指纹图泳道主要包括 7 条较明显条带, 表明生物滴滤塔内较丰富的微生物种群结构; 在 EBRT 为 30 和 20 s 时泳道有条带消失, 同时有新的条带出现, 表明 EBRT 过短会影响反应

器内微生物种群结构. 总体上, 相同浓度和不同 EBRT 条件下, 塔内微生物种群结构相对较稳定. 同一浓度 ($0.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) 和同一 EBRT (60 s) 条件下, 16S rDNA PCR 产物的 DGGE 分离结果见图 7(b). 1~6 分别代表该运行条件下不同运行时间生物膜样品 DGGE 指纹图. 从中可见, 反应体系内微生物种群结构比较稳定, 表明同一浓度和同一 EBRT 时反应器内微生物种群呈现出较高的稳定性.

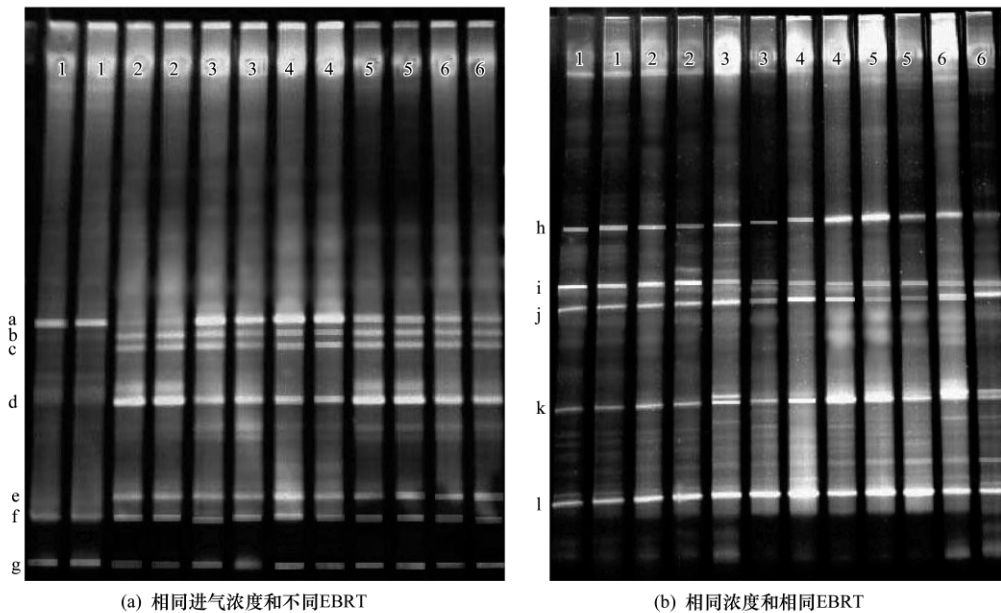


图 7 BTF 运行期间 DGGE 指纹图

Fig. 7 DGGE fingerprints during the operation of BTF

为了分析 BTF 体系降解氯苯起关键作用的微生物种群, 从 16S rDNA DGGE 指纹图中选择有代表性的条带进行回收, 并进行 PCR 扩增、克隆和测序, 其结果通过 Blast 程序与 GenBank 中核酸数据进行比对分析, 选取与序列相似性最高的菌种, 测序结果见表 1. 以氯苯为目标污染物的 BTF 体系中聚集了较丰富的微生物种群, 主要包括 *Burkholderia*、

Acidocella、*Mycobacterium* 和 *Frateuria* 等. 其中, *Burkholderia* 是文献报道的高氯酸脂的主要降解菌^[17], *Acidocella* 和 *Acidisoma tundrae* 是嗜酸菌^[18,19], 可在酸性条件稳定存在. *Mycobacterium* 是烃类化合物的主要降解菌^[20], *Pandora* 被报道能降解氯苯^[21]. *Frateuria* 是苯胺类化合物的主要降解菌^[22]. 基于该体系对氯苯较高的降解和矿化性能,

表 1 BTF 内部分优势菌 16S rDNA DGGE 片段测序结果

Table 1 Sequences of DGGE fragments from biofilm in the BTF

条带	序列长度 /bp	相似菌属(登录号)	相似度 /%
a, h	237	<i>Burkholderia</i> sp. ATSB16(EF397578. 1)	99
b	212	<i>Acidocella</i> sp. (FJ915151. 1)	99
c	221	<i>Mycobacterium</i> sp. (FJ807672. 1)	94
d, k	221	<i>Pandora</i> sp. AI-S260 1(EU912486. 1)	94
e	215	<i>Acidisoma tundrae</i> (AM947652. 1)	100
f	209	<i>Opisthonecta minima</i> (EF417834. 1)	98
g	239	<i>Thiomonas</i> sp. (FJ628383. 1)	99
i	173	<i>Bacterium enrichment</i> (HQ329109. 1)	100
j	197	<i>Frateuria</i> sp. (FJ628379. 1)	94
l	166	<i>Actinomycetales bacterium</i> SW102(HQ418230. 1)	88

笔者也推测微生物群落结构的相对复杂性可促进其对目标污染物的净化。混合的微生物体系中,各微生物间可能通过共生、寄生或代谢互补等作用共存于目标污染物的降解途径中,从而促进污染物的降解和矿化。对于实际工程应用,复杂微生物体系相比于微生物纯培养体系,其优势主要包括^[23]:不需要无菌操作环境,维持生物降解体系的生态合理性和稳定性,以及更利于实现污染物的彻底矿化。

3 结论

(1) 本研究以定向驯化获取的具有氯苯降解性的高活性混合菌种成功启动 BTF 降解氯苯废气。在氯苯进口浓度为 $0.2 \sim 1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、EBRT = 90 s 的条件下,运行 30 d 可完成 BTF 挂膜启动;当进口浓度低于 $0.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 时,EBRT 高于 45 s 时,BTF 对氯苯去除率维持在 80% 以上,表明 BTF 在处理中低浓度 ($\leq 0.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) 氯苯废气具有较明显的优势;当进气负荷 $> 80 \text{ g} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{h})^{-1}$ 时,去除负荷趋于稳定,为 $70 \text{ g} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{h})^{-1}$ 左右;BTF 降解氯苯 CO_2 的生成量与氯苯的去除负荷呈线性关系,最大矿化率达到 81.7%,表明减少的氯苯主要被微生物利用和降解。

(2) BTF 对氯苯的降解行为符合 Michaelis-Menten 动力学模型,单位体积最大降解速率 r_{\max} 为 $35.6 \text{ g} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{h})^{-1}$ 。Biolog ECO 微生物种群代谢活性分析表明,BTF 体系内微生物群落生长能力较强,具有较高的代谢活性。

(3) 反应体系生物膜 PCR-DGGE 指纹图分析表明,在稳定运行阶段塔内微生物种群结构具有较高等度的稳定性;根据 PCR-DGGE 回收测序结果和种属同源性对比分析,降解氯苯废气的 BTF 体系内微生物种群丰富,可以推测,微生物种群的稳定性和复杂性可促进 BTF 对目标污染物的高效降解和矿化。

参考文献:

[1] Yadav J S, Wallace R E, Reddy C A, *et al.* Mineralization of mono- and diCBs and simultaneous degradation of chloro- and methyl-substituted benzenes by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, **61**(2): 677-680.

[2] 刘云, 蒋仲安, 王灿. 氯代有机物生物降解研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2008, **31**(2): 51-55.

[3] 金相灿. 有机化合物污染化学: 有毒有机物污染化学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1990. 250-256.

[4] Bettmann H, Rehm H J. Degradation of phenol by polymer entrapped microorganism [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1985, **20**(5): 285-290.

[5] 邹华生, 潘学敏. 低浓度氯苯废水在曝气生物填料塔中的降

解[J]. *环境科学与技术*, 2009, **32**(3): 161-164.

[6] 王灿, 席劲瑛, 胡洪营, 等. 白腐真菌生物过滤塔处理氯苯气体的研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(2): 500-505.

[7] Chen J M, Zhu R Y, Yang W B, *et al.* Treatment of a BTo-X-contaminated gas stream with a biotrickling filter inoculated with microbes bound to a wheat bran/red wood/powder/diatomaceous earth carrier [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(21): 8067-8073.

[8] Seigneux C, Adler N, Thoeni C, *et al.* Steady-state and transient-state performance of a biotrickling filter treating chlorobenzene-containing waste gas [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, **65**(1): 33-37.

[9] Beun J J, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. *Water Research*, 2002, **36**(3): 702-712.

[10] 王灿, 席劲瑛, 胡洪营. 紫外-生物过滤联合工艺和单一生物过滤工艺中微生物代谢特性的比较[J]. *环境科学学报*, 2010, **30**(8): 1587-1592.

[11] Hassan A A, Sorial G. Biological treatment of benzene in a controlled trickle bed air biofilter [J]. *Chemosphere*, 2009, **75**(10): 1315-1321.

[12] Mathur A K, Majumder C B, Chatterjee S. Combined removal of BTEX in air stream by using mixture of sugar cane bagasses, compost and GAC as biofilter media [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **148**(1-2): 64-74.

[13] Jorio H, Bibeau L, Heitz M. Biofiltration of air contaminated by styrene: effect of nitrogen supply, gas flow rate, and inlet concentration [J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(9): 1764-1771.

[14] Mathur A K, Majumder C B. Biofiltration and kinetic aspects of a biotrickling filter for the removal of paint solvent mixture laden air stream [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2008, **152**(3): 1027-1036.

[15] 王娟, 钟秦, 郑曼曼. 石化污泥混合菌和白腐真菌对气相苯系物的降解能力比较[J]. *安全与环境学报*, 2005, **5**(2): 14-16.

[16] 吕镇梅. 除草剂二氯喹啉酸对水稻田土壤微生态的影响及其降解特性研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.

[17] Ghosha A, Pakshirajan K, Ghosh P K, *et al.* Perchlorate degradation using an indigenous microbial consortium predominantly *Burkholderia* sp. [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2011, **187**(1-3): 133-139.

[18] Ghosh S, Mahapatra N R, Ramamurthy T, *et al.* Plasmid curing from an acidophilic bacterium of the genus *Acidocella* [J]. *FEMS Microbiology Letters*, 2000, **183**(2): 271-274.

[19] Jiang H L, Maszenan A M, Tay H J. Bioaugmentation and coexistence of two functionally similar bacterial strains in aerobic granules [J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2007, **75**(5): 1191-1200.

[20] Kim Y H, Engesser K H, Cemiglia C E. Numerical and genetic analysis of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading mycobacteria [J]. *Microbial Ecology*, 2005, **50**(1): 110-119.

- [21] 蒋析文. *Pandoraea* sp. MCB032 氯苯降解机理的研究 [D]. 武汉: 中国科学院武汉病毒研究所, 2007. [J]. *Agricultural Biological Chemistry*, 1984, **48**(4): 865-872.
- [22] Aoki K, Ohtsuka K, Shinke R, et al. Rapid biodegradation of aniline by *Frateuria* species ANA-18 and its aniline metabolism [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2007, **18**(3): 207-212.

《环境科学》征稿简则

1. 来稿报道成果要有创新性,论点明确,文字精炼,数据可靠.全文不超过8 000字(含图、表、中英文摘要及参考文献).国家自然科学基金项目、国家科技攻关项目、国际合作项目或其它项目请在来稿中注明(在首页以脚注表示).作者投稿时请先登陆我刊网站(www.hjxx.ac.cn)进行注册,注册完毕后以作者身份登录,按照页面给出的提示信息投稿即可.

2. 稿件请按 GB 7713-87《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》中学术论文的规范撰写.论文各部分的排列顺序为:题目;作者姓名;作者工作单位、地址、邮政编码;中文摘要;关键词;中图分类号;英文题目;作者姓名及单位的英译名;英文摘要;关键词;正文;致谢;参考文献.

3. 论文题目应简练并准确反映论文内容,一般不超过20字,少用副标题.

4. 中文摘要不少于300字,以第三人称写.摘要内容包括研究工作的目的、方法、结果(包括主要数据)和结论,重点是结果和结论.英文摘要与中文对应,注意人称、时态和语言习惯,以便准确表达内容.

5. 前言包括国内外前人相关工作(引文即可)和本工作的目的、特点和意义等.科普知识不必赘述.

6. 文中图表应力求精简,同一内容不得用图表重复表达,要有中英文对照题目.图应大小一致,曲线粗于图框,图中所有字母、文字字号大小要统一.表用三线表.图表中术语、符号、单位等应与正文一致.

7. 计量单位使用《中华人民共和国法定计量单位》(SI).论文中物理计量单位用字母符号表示,如mg(毫克),m(米),h(小时)等.科技名词术语用国内通用写法,作者译的新名词术语,文中第一次出现时需注明原文.

8. 文中各级标题采用1, 1.1, 1.1.1的形式,左起顶格书写,3级以下标题可用(1), (2)……表示,后缩2格书写.

9. 文中外文字母、符号应标明其大小写,正斜体.生物的拉丁学名为斜体.缩略语首次出现时应给出中文全称,括号内给出英文全称和缩略语.

10. 未公开发表资料不列入参考文献,可在出现页以脚注表示.文献按文中出现的先后次序编排.常见文献书写格式为:

期刊:作者(外文也要姓列名前).论文名[J].期刊名,年,卷(期):起页-止页.

图书:作者.书名[M].出版地:出版社,年.起页-止页.

会议文集:作者.论文名[A].见(In):编者.文集名[C].出版地:出版社(单位),年.起页-止页.

学位论文:作者.论文名[D].保存地:保存单位,年份.

报告:作者.论文名[R].出版地:出版单位,出版年.

专利:专利所有者.专利题名[P].专利国别:专利号,出版日期.

11. 来稿文责自负,切勿一稿多投.编辑对来稿可作文字上和编辑技术上的修改和删节.在3个月内未收到本刊选用通知,可来电询问.

12. 投稿请附作者单位详细地址,邮编,电话号码,电子邮箱等.编辑部邮政地址:北京市2871信箱;邮编:100085;电话:010-62941102, 010-62849343;传真:010-62849343; E-mail: hjxx@rcees.ac.cn; 网址: www.hjxx.ac.cn