

生物因子控制反冲洗对 BEAC 滤池优势菌稳定性影响研究

刘水¹, 李伟光^{1,2*}, 郜玉楠¹, 王广智¹, 张多英¹, 解丰波¹, 甘世新¹

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 城市水资源开发利用(北方)国家工程研究中心, 哈尔滨 150090)

摘要: 针对用于生物增强活性炭工艺(BEAC)中的 6 株优势菌, 利用生物因子研究反冲洗对优势菌群在活性炭表面稳定性的影响, 确定适合的反冲洗方式及强度. 中试试验表明, 气冲强度对 BEAC 生物膜的影响作用要比水冲洗大, 通过比较反冲洗前后优势菌群生物量, 确定 BEAC 滤池启动期采用单独水反冲洗, 稳定期采用气水联合反冲洗, 优势菌群在活性炭表面的平均生物损失量为 15.47%; 利用生物量和生物活性的乘积(生物需氧量, BRP) 确定最佳反冲洗气强度为 8~10 l/(m²·s), 反冲洗前后的生物量和生物活性变化最小; 扫描电镜和 PCR-DGGE 图片结果表明, 启动期采用气水联合反冲洗导致优势菌数量减少, 稳定期采用气水联合反冲洗可保持优势菌的稳定性, 反冲洗前后优势菌在活性炭表面数量变化较小.

关键词: 反冲洗; 生物增强活性炭; 优势菌; 生物因子

中图分类号: X703.1; TU991.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)12-3573-06

Effect of Backwashing on Dominant Microorganism Stabilization of BEAC Filter Controlled by the Biological Factors

LIU Shui¹, LI Weiguang^{1,2}, GAO Yuran¹, WANG Guangzhi¹, ZHANG Duoying¹, XIE Fengbo¹, GAN Shixin¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2 National Engineering Research Center of Urban Water Resources, Harbin 150090, China)

Abstract: Six kinds of dominant microorganism used for the bioenhancement activated carbon(BEAC) filter were investigated for the study of backwashing effect on microorganism stabilization. The pilot plant results showed the average biomass loss was 15.47% when only water backwashing invited during the start up period and air-water scour backwashing invited during stabilization operation period. The optimal backwashing parameters were determined by the biological factor of biomass respiration potential(BRP). The optimal air flow rate for the BEAC filter was 8~10 l/(m²·s) under which conditions the biomass and biological activity of the dominant microorganism had the minimum variation before and after backwashing. The SEM and PCR-DGGE photos showed that the biomass of dominant microorganism after air-water scour backwashing decreased during start up period and retained stability during stabilization operation period.

Key words: backwashing; bioenhancement activated carbon(BEAC); dominant microorganism; biological factors

生物增强活性炭技术(bioenhancement activated carbon, BEAC)是现代生物技术研究内容之一, 其核心就是从自然界中筛选构建优势菌群, 增强生物降解作用, 保持生物活性炭工艺的长期稳定性, 提高对污染物的去除效率^[1~4].

反冲洗是保证滤池正常运行的关键, 对于普通滤池反冲洗目的是尽量使颗粒冲洗干净, 所涉及的颗粒均是絮凝颗粒^[5~8]; 对于生物增强活性炭滤池, 反冲洗的目的是使截留颗粒冲洗干净的同时使优势菌群在启动期和稳定期保持必要的生物量, 以满足下一个过滤周期的正常运行, 这就对反冲洗提出更高的要求. 另外, 在以往的生物滤池反冲洗参数的确定上, 大多以膨胀率而定, 未充分考虑生物因子作用. 而生物增强活性炭滤池同普通滤池最本质的区别是前者存在较强的生物作用, 因此, 利用生物因子

进行反冲洗参数的确定, 对生物膜滤池的设计和实际运行调控都是十分必要的.

1 材料与方法

1.1 优势菌来源

筛菌试验于 2007 年 11 月份进行. 从松花江水中筛选出 20 株具有降解有机物效果的菌种, 通过无机盐培养基贫富交替培养方式驯化后, 最终得到 6 株优势菌(包括假单胞菌属 4 株, 芽孢杆菌属 2 株), 其混合菌对松花江水中总有机碳 24 h 的平均降解率为 31%. 6 株优势混合菌最佳生长温度为 18℃.

收稿日期: 2009-01-18; 修订日期: 2009-05-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(50678046)

作者简介: 刘水(1983~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为微污染饮用水处理及控制, E-mail: gaoyuran01@163.com

* 通讯联系人, E-mail: hllwg@126.com

1.2 优势菌固定化

优势菌固定化方式采用物理循环吸附法^[9,10], 将富集后的混合菌液约 1 L, 放入 99 L 灭菌的蒸馏水中, 配成浓度为 2.34×10^9 CFU/L 的菌液, 通过蠕动泵打入密封的活性炭柱, 利用重力使菌液自上而下经过活性炭柱, 出水再流回菌液瓶. 固定化后的活性炭柱用无菌水进行反冲洗, 测定上层活性炭生物量 (以 P/炭计) 平均值为 15 mmol/g.

1.3 试验装置

试验原水为松花江水经砂滤柱过滤出水, 活性炭柱采用规格为 $\phi 600 \text{ mm} \times 2\,000 \text{ mm}$ 的有机玻璃柱, 活性炭填料层高 1 200 mm (图 1). 活性炭柱进水设置紫外灭菌器, 目的是去除进水中的土著杂菌, 减少土著杂菌对优势菌生长的干扰. 活性炭出水经过紫外灭菌器, 回流进入反冲洗水箱, 用于反冲洗水. 活性炭柱设置 6 个取炭口, 高度距离炭层顶部分别为 200、400、600、800、1 000、1 200 mm.

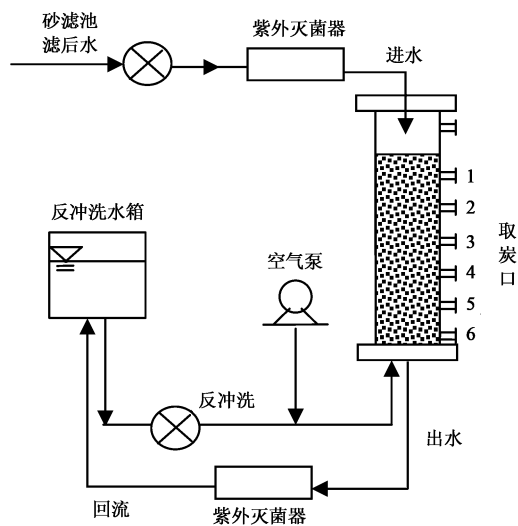


图 1 试验装置

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental apparatus

1.4 检测方法

生物量检测采用脂磷测定法^[11,12]. 脂磷法属于原位测定法, 它所萃取的是细胞的脂类物质. 在细胞死亡后, 脂类物质很快分解, 它在细胞中的含量约为 50 $\mu\text{mol/g}$, 不同生理化学压力下的波动不超过 30% ~ 50%^[13]. 测定过程中, 取炭样后立即进行萃取, 并放入无菌操作台以防止外界杂菌对活性炭表面菌群的影响, 严格控制测定过程中的环境温度以防止生物活性的变化, 减少由于外界环境变化所导致微生物

物的死亡. 生物活性检测采用耗氧速率法^[14~16]. 活性炭表面微生物形态分析采用日立 S-3400N 扫描电镜. 活性炭表面微生物群落特性分析采用 PCR-DGGE 技术^[17~19]. 扫描电镜和 PCR-DGGE 试验所用生物活性炭样品均取自 BEAC 滤池活性炭上层 400 mm 处.

2 结果与讨论

2.1 启动期及稳定期反冲洗方式对优势菌炭上生物量的影响

生物滤池反冲洗方式主要是气水联合反冲洗和单水反冲洗. 试验比较 BEAC 滤池启动期运行 20 d 和稳定期运行 120 d 分别采用气水联合反冲洗和单独水反冲洗对上、中、下炭层优势菌生物量的影响. 通过查阅文献^[20], 并考虑反冲洗后初滤水浊度以及可能存在的跑炭现象, 确定单独水冲洗强度为 12 $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 反冲洗历时 10 min; 气水联合反冲洗首先采用气冲洗, 强度为 8 $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 历时 3 min, 然后改为水冲洗, 强度为 8 $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, 历时 7 min, 其中水冲洗强度 8 $\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 既可以保证将气冲洗后的杂质冲出滤柱, 又避免对炭表面生物量造成损失, 影响后续研究中气冲洗强度的确定.

如图 2(a)、2(b) 所示, BEAC 滤池启动期反冲洗方式对炭上优势菌生物量影响较大, 采用气水联合反冲洗方式, 反冲洗前后上层活性炭生物量损失 42.4%, 由于 BEAC 滤池运行初期, 原水中有有机物浓度较低, 微生物处于贫营养状态, 优势菌活性较低, 在活性炭表面附着性较差, 采用气水联合反冲洗会导致刚固定的优势菌群在强烈的剪切、碰撞作用力下快速脱落, 从而影响到活性炭上优势菌群的生长繁殖和生物活性, 进而影响到生物增强活性炭的净水效果. 因此, BEAC 滤池启动期可采用单独水反冲洗, 反冲洗前后上层活性炭生物量损失仅为 12.78%, 较气水联合反冲洗前后生物量损失低.

当 BEAC 滤池进入稳定期运行时, 优势菌在活性炭表面完成了生物量的累积, 达到一定生物活性, 采用气水联合反冲洗对活性炭表面优势菌的生物量影响较小, 上层活性炭生物量损失为 18.17% [图 2(c)], 损失量主要为悬浮性微生物. 而采用单独水反冲洗上层活性炭生物量损失为 8% [图 2(d)], 由于稳定期采用单独水冲洗, 反冲洗过程中不易将长期运行所累积的污染物以及具有一定黏性的老化生物膜去掉, 因此 BEAC 滤池稳定运行期可采用气水联合反冲洗.

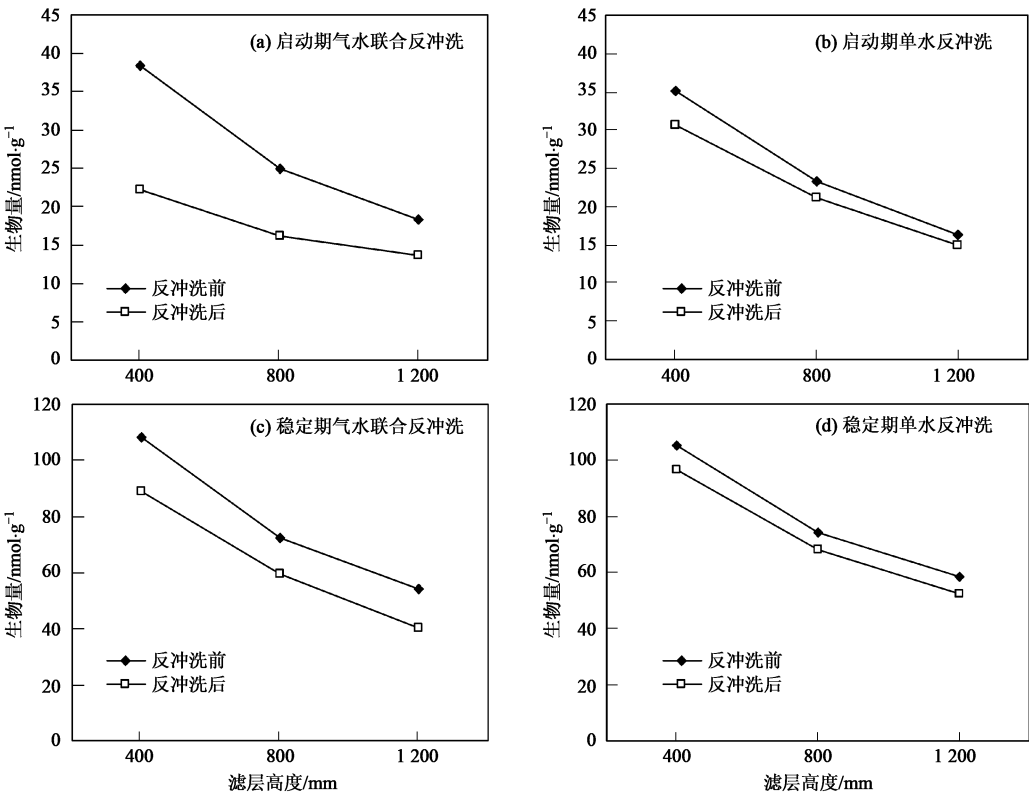


图2 反冲洗方式对 BEAC 炭上优势菌生物量(以 P 炭计)的影响
Fig. 2 Effect of backwashing on biomass of BEAC filter

2.2 气冲洗强度对稳定期 BEAC 炭上优势菌稳定性的影响

以上试验结果表明, 气冲强度对 BEAC 生物膜的影响作用比单独水冲洗的影响大. 因此, 反冲洗气强度的确定对优势菌生物增强活性炭滤池能否正常运行起主要作用. 图 3 和图 4 比较了气冲洗强度为

6、8、10、12 L/(m²·s) 条件下, 反冲洗后 BEAC 滤池沿活性炭层从上到下优势菌群生物量及生物活性的变化规律.

如图 3、4 所示, 下向流的 BEAC 滤池, 生物量和生物活性均沿活性炭层逐渐减少, 由于进水有机物浓度沿层逐渐降低, 优势菌在活性炭表面所累积的

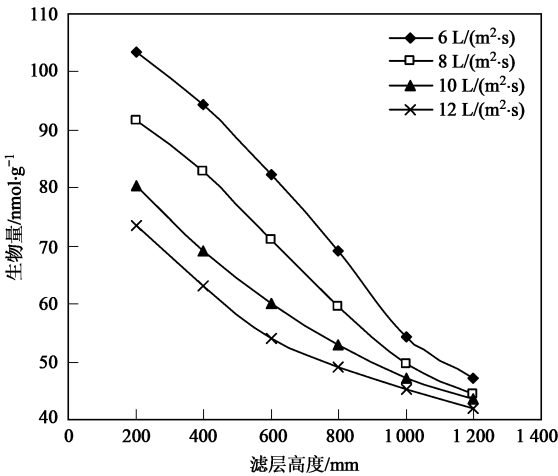


图3 不同反冲洗气强度对沿层生物量的影响
Fig. 3 Effect of air velocity on biomass along biofilter during backwashing

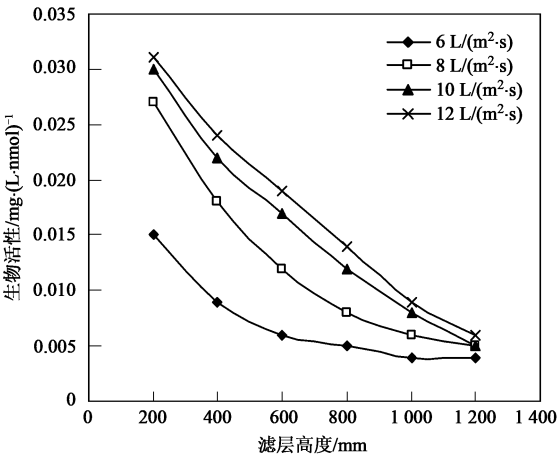


图4 不同反冲洗气强度对沿滤层生物活性的影响
Fig. 4 Effect of air velocity on biological activity along biofilter during backwashing

生物膜厚度也逐渐降低, 根据生物膜反应-扩散理论^[21], 生物活性也逐渐减少. 气冲强度的变化对生物量和生物活性沿层分布影响较大, 反冲洗气强度越大, 生物量损失也越大. 当气冲强度为 12 L/(m²·s), 上层活性炭生物量较反冲洗前损失 32%. 气冲强度过大, 会破坏活性炭表面的生物膜, 气冲强度过小, 不易去除杂质和老化生物膜.

图 4 所示为不同反冲洗强度对生物活性[以 O₂/(V·P) 计]的影响. 气冲强度越大, 反冲洗后生物活性越高, 这是因为气水联合反冲洗使滤料表层老化的生物膜脱落, 生物膜厚度变小, 更有利于氧的扩散^[21], 所以造成反冲洗后单位生物量的活性要大于反冲洗前的生物活性[反冲洗前上层活性炭生物活性仅为 0.014 mg/(L·nmol)]. 因此, 加大反冲洗气洗强度有利于生物活性的提高, 但是会造成较多生物量的损失. 适合的反冲洗气强度既可以保证反冲洗后生物活性的快速提高, 也可以减少生物量的损失.

BEAC 滤池的生物作用主要是通过优势菌群的代谢活动来完成的, 生物耗氧量的变化可以反映宏观净化效果的差异. 从量纲上分析可知, 生物量的量纲(以 P/炭计)为 nmol/g, 生物活性的量纲[以 O₂/(V·P) 计]为 mg/(L·nmol), 二者乘积的量纲为 mg/(L·g), 即单位体积滤料耗氧量(BRP)^[23]. 利用生物量和生物活性的乘积(生物需氧量)对反冲洗气冲强度进行确定.

如图 5 所示, 反冲洗前单位体积滤料生物耗氧量(BRP)变化并不大, 范围在 1.4~1.6 mg/(L·g). 反冲洗后的生物耗氧量要低于反冲洗前的生物耗氧量, 说明此时生物膜的处理效果并未完全恢复. 在不

同的反冲洗气强度下, 反冲洗后的生物耗氧量之间有一定差异. 反冲洗气强度为 6 L/(m²·s)时, 反冲洗后的生物耗氧量最低, 说明气冲强度过低, 反冲洗不彻底, 生物活性并未见明显增长. 反冲洗气强度为 12 L/(m²·s)时, 活性炭上生物量大量减少, 从而使生物耗氧量降低. 前者在宏观上表现为反冲洗不彻底, 反冲洗周期缩短; 后者则表现为反冲洗耗能大, 恢复时间较长. 从图 5 可知, 当反冲洗气强度为 8~10 L/(m²·s)时, 反冲洗前后的 BRP 生物耗氧量变化最小.

2.3 气水联合反冲洗前后对优势菌群稳定性影响

图 6 所示为不同运行阶段气水联合反冲洗前后活性炭表面微生物的扫描电镜图片. BEAC 滤池启动期优势菌群主要以单个菌体的方式附着在活性炭表面孔隙较多的粗糙部分, 此时优势菌群在炭表面只是依靠活性炭极强的吸附能力固定, 固定方式简单易脱落, 气水联合反冲洗对其影响较大. 由图 6(a)、6(b)可见, 反冲洗后活性炭表面菌量明显少于反冲洗前活性炭表面菌量. 而图 6(c)、6(d)中所示为 BEAC 滤池稳定期运行 120 d 反冲洗前后活性炭表面微生物形态, 此时优势菌群在活性炭表面的生存方式显著不同, 大量以团状絮状形式存在的生物膜将活性炭表面覆盖, 这些生物膜分泌具有黏性的胞外多聚物^[24], 具有较强的附着力, 可以抵抗反冲洗对其的冲击. 由于当生物膜过多生长, 变成连续型生物膜, 把活性炭颗粒完全包住, 会影响活性炭的吸附性能和出水水质, 采用单独水反冲洗, 其强度较低, 不易冲洗老化的生物膜, 因此采用一定强度的气冲洗, 可以使活性炭表面老化的生物膜冲走, 使炭表面保持较薄但有较高生物活性的生物膜, 以便充分发挥生物降解和活性炭吸附作用.

试验采用 PCR-DGGE 技术对 BEAC 滤池不同运行阶段气水联合反冲洗前后活性炭表面优势菌群稳定性进行研究. 经测定所得到的指纹图谱见图 7, 其中不同阴影部分代表不同的菌种, 而阴影带的数目代表菌种的数目, 每条阴影带代表不同的微生物菌种, 而阴影的深浅可以定性代表其所指特征菌种的数量. 由图 7 可见, 活性炭表面明显呈现 6 株菌种, 即人工固定的 6 株优势菌. BEAC 启动期和稳定期所对应每株优势菌的数量有所不同, 启动期优势菌数量明显少于稳定期优势菌数量, 且气水联合反冲洗对 BEAC 启动期活性炭表面优势菌稳定性有较大的影响. 由图 7(a)、7(b)可见, BEAC 滤池启动期进行气水联合反冲洗, 优势菌数量明显变少, 条带阴

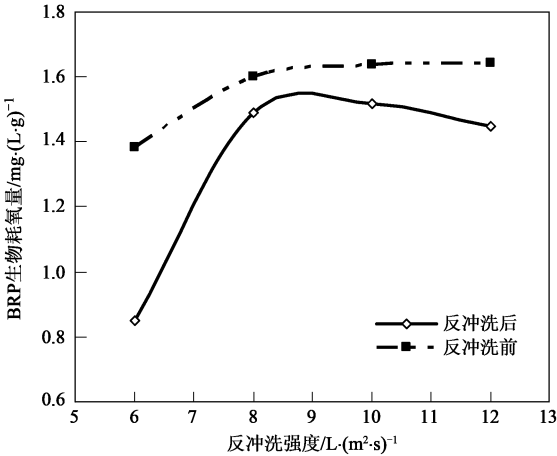


图 5 反冲洗前后 BEAC 滤池单位体积的平均耗氧量变化
Fig. 5 Biomass respiration potential of BEAC filter before and after backwashing

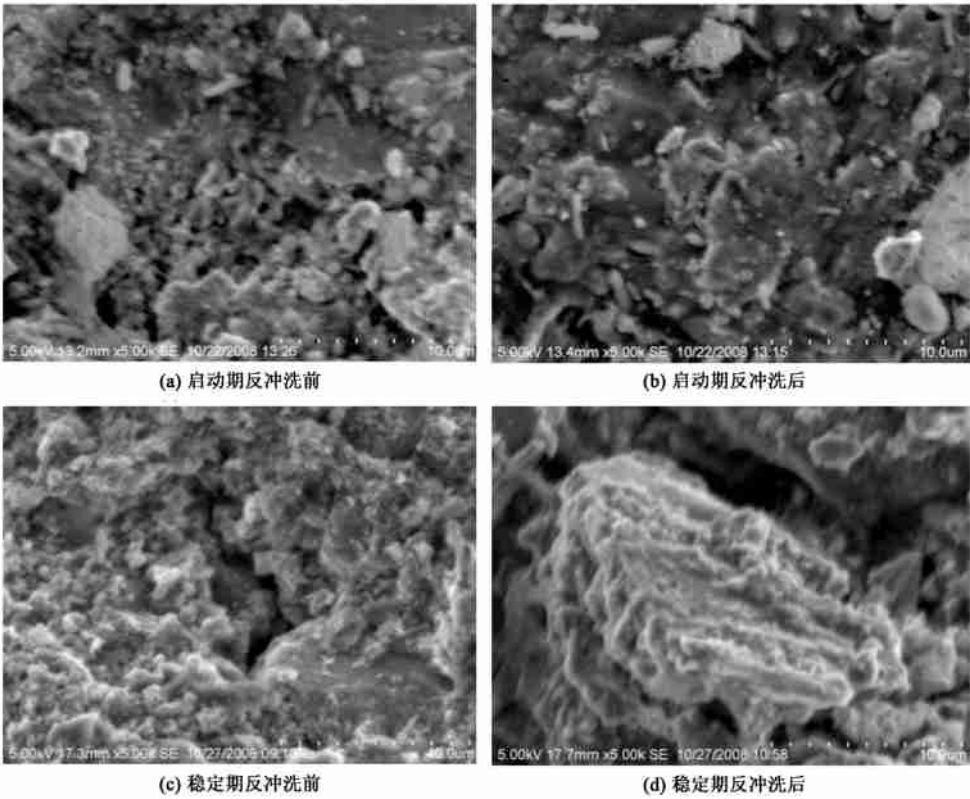
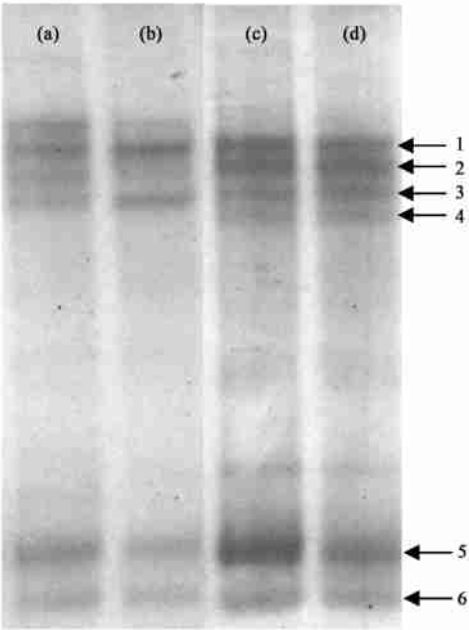


图 6 气水联合反冲洗前后活性炭表面微生物扫描电镜图片

Fig. 6 SEM photos of microorganism on BAC before and after air water scour backwashing



(a) 启动期反冲洗前, (b) 启动期反冲洗后, (c) 稳定期反冲洗前, (d) 稳定期反冲洗后; 1~ 6 为优势菌对应 DGGE 条带

图 7 气水联合反冲洗前后活性炭上菌群 PCR-DGGE 图

Fig. 7 PCR-DGGE results of microorganism on BAC before and after air water scour backwashing

7(c)、7(d) 所示, BEAC 滤池稳定期气水联合反冲洗对活性炭表面优势菌群的稳定性影响较小, 条带深浅接近. 由于生物增强活性炭滤池中微生物的存在形式分为附着微生物和悬浮微生物^[25], 附着微生物与活性炭之间的结合力比较强, 反冲洗过程主要是去除悬浮微生物, 在 BEAC 运行稳定期, 活性炭表面生物量主要以附着微生物为主, 因此反冲洗对于优势菌的生物稳定性影响较小.

3 结论

(1) 利用生物因子确定反冲洗方式, 生物增强活性炭滤池启动期采用单独水反冲洗, 进入稳定期采用气水联合反冲洗, 反冲洗前后上层活性炭平均生物损失量为 15.47% .

(2) 气冲强度对 BEAC 生物膜的影响作用要比单独水冲洗的影响大, 利用生物量和生物活性的乘积(生物需氧量, BRP) 确定反冲洗气冲强度, 最佳反冲洗气强度为 8~ 10 L/(m²·s) 时, 反冲洗前后的耗氧量变化最小.

(3) 通过扫描电镜和 PCR-DGGE 图片观察, 启动期采用气水联合反冲洗导致优势菌数量减少, 稳定

期采用气水联合反冲洗,反冲前后优势菌在活性炭表面数量变化较小,因此稳定期采用气水联合可保持优势菌的稳定性.

参考文献:

- [1] 杨基先,马放,赵庆良,等. 固定化生物活性炭除微量有机物的应用研究[J]. 东北师范大学学报(自然科学版), 2002, **32**(1): 91-95.
- [2] Zhao X, Wang Y, Ye Z, *et al.* Oil field wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganisms[J]. *Process Biochem*, 2006, **41**(7): 1475-1483.
- [3] Lapara T M, Nakatus C H, Pantea L M. Stability of the bacterial communities supported by a seven stage biological process treating pharmaceutical wastewater as revealed by PCR-DGGE[J]. *Water Res*, 2002, **36**(3): 638-646.
- [4] Yan S T, Miyayaga K, Xing X H, *et al.* Succession of bacterial community and enzymatic activities of activated sludge by heat treatment for reduction of excess sludge[J]. *Biochem Eng J*, 2008, **39**(3): 598-603.
- [5] Liu X B, Huck P M, Slawson R M. Factors affecting drinking water biofiltration[J]. *Journal AWWA*, 2001, **90**(12): 90-101.
- [6] 乔铁军, 张晓健. 反冲洗对生物滤池中生物活性的影响试验[J]. *中国给水排水*, 2003, **19**(13): 77-79.
- [7] Brown J, Anderson R, Min J, *et al.* Fixed bed biological treatment of perchlorate contaminated drinking water[J]. *Journal AWWA*, 2005, **97**(9): 70-81.
- [8] 张杰, 陈秀荣. 曝气生物滤池反冲洗的特性[J]. *环境科学*, 2003, **24**(5): 86-91.
- [9] 王建龙. 生物固定化技术与水污染控制[M]. 北京: 科学出版社, 2002. 33-40.
- [10] Thomas E, Chestnutt J, Morgana T B, *et al.* Improvement of thermal reactivation of activated carbon for the removal of 2-methylisoborneol[J]. *Water Res*, 2007, **41**(1): 79-86.
- [11] David R S. Biofilm processes in biologically active carbon water purification[J]. *Water Res*, 2008, **42**(12): 2839-2848.
- [12] 于鑫, 张晓健, 王占生. 饮用水生物处理中生物量的脂磷法测定[J]. *给水排水*, 2002, **28**(5): 1-5.
- [13] Alice R, Jean G, Nicolas B, *et al.* Role of shear stress on composition, diversity and dynamics of biofilm bacterial communities[J]. *Water Res*, 2008, **42**(20): 4915-4922.
- [14] Fonseca A, Summers R, Hemaandez M. Comparative measurements of microbial activity in drinking water biofilters[J]. *Water Res*, 2001, **35**(16): 3817-3824.
- [15] Gwy A J, Buckland H, Hawkes F R, *et al.* Active biomass in activated sludge: comparison of respirometry with catalase activity measured using an on line monitor[J]. *Water Res*, 1998, **32**(12): 3705.
- [16] Bozena S, Maria T, Magdalena J, *et al.* Biological activation of carbon filters[J]. *Water Res*, 2006, **40**(2): 355-363.
- [17] Capdeville B, Nguyen K M. Kinetics and modeling of aerobic and anaerobic film growth[J]. *Water Sci Technol*, 1989, **2**(1/2): 149-170.
- [18] 马悦欣, Carola H, Jeremy W, 等. 变性梯度凝胶电泳(DGGE)在微生物生态学中的应用[J]. *生态学报*, 2003, **23**(8): 1562-1568.
- [19] Chen Y, Dumont M G, Cehron A, *et al.* Identification of active methanotrophs in a landfill cover soil through detection of expression of 16S rRNA and functional genes[J]. *Environ Microbiol*, 2007, **9**(11): 2855-2869.
- [20] 邵玉楠, 李伟光, 黄晓东, 等. 正交试验法优选控制初滤水浊度最佳工艺[J]. *给水排水*, 2008, **34**(6): 19-22.
- [21] Liu Y. Adhesion kinetics of nitrifying bacteria on various thermoplastic supports[M]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 1995. 213-219.
- [22] Lin C, Tsai T, Liu J, *et al.* Enhanced biodegradation of petrochemical wastewater using ozonation and BAC advanced treatment system[J]. *Water Res*, 2001, **35**(3): 699-704.
- [23] 白宇, 张杰, 陈淑芳, 等. 生物滤池反冲洗过程中生物量和生物活性的分析[J]. *化工学报*, 2004, **55**(10): 1690-1695.
- [24] Lazaroza V, Manan J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment[J]. *Water Res*, 1995, **29**(10): 2227-2244.
- [25] 张朝晖, 邵林, 王亮, 等. 炭池生物量在反冲洗前后的变化规律[J]. *环境工程*, 2008, **26**(3): 42-45.