

生物活性炭滤池的启动运行*

向红^{1,2,3} 吕锡武^{1**} 张冬⁴ 杨飞² 尹立红² 朱光灿¹ 刘武平¹

(¹东南大学能源与环境学院 南京 210096)

(²东南大学公共卫生学院环境医学工程教育部重点实验室 南京 210009)

(³贵州省疾病预防控制中心 贵阳 550004)

(⁴南京市自来水总公司 南京 210002)

摘要 对生物活性炭滤池启动运行中微生物生物量、生物活性、代谢功能及水质指标的变化情况进行连续分析. 结果表明, 生物活性炭滤池中异养微生物的平板计数生物量变化呈“S”形曲线, 与微生物生长规律相符合, 这反映滤池中微生物群落有明显的适应期、对数期和稳定期等生长阶段. 脱氢酶活性随挂膜时间延长不断增加, 第30天后达到稳定水平. 滤池中微生物群落碳源代谢能力随挂膜时间的推进而增强, 第40天时微生物群落的丰富度指数和Shannon多样性指数达到相对稳定值. 氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)与高锰酸盐指数(COD_{Mn})去除率经过降低—缓慢上升—稳定的变化过程后, 在第40天时去除率分别达到80%和28%左右. 滤池启动运行29 d后溶解氧(DO)消耗率基本稳定, 其值为18%. 因此, 在生物活性炭滤池挂膜过程中, 分析微生物生长代谢与水质的变化特征可判断挂膜启动过程是否完成. 图6 表1 参22

关键词 生物活性炭; 滤池; 挂膜启动; 微生物生长与代谢; 水质分析

CLC X703.1

Start-up Process of Biological Activated Carbon Filter*

XIANG Hong^{1,2,3}, LÜ Xiwu^{1**}, ZHANG Dong⁴, YANG Fei², YIN Lihong², ZHU Guangcan¹ & LIU Wuping¹

(¹School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China)

(²Key Laboratory of Environmental Medicine and Engineering, Ministry of Education; School of Public Health, Southeast University, Nanjing 210009, China)

(³Guizhou Provincial Center for Disease Prevention and Control, Guiyang 550004, China)

(⁴Nanjing Tap Water General Company, Nanjing 210002, China)

Abstract The biomass, biological activity and metabolic function of microorganisms, and water quality parameters were monitored at the start-up stage of biological activated carbon filter with natural biofilm colonization. The results demonstrated that variation in heterotrophic plate counts liked S-curve at the start-up time in biological activated carbon filter, similar to the tendency of microbial growth. Namely, the development of microbial community in the filter had obviously lag phase, exponential phase, and stationary phase, etc. Activity of dehydrogenase gradually increased within 30 days of start-up process, then reached a plateau. The metabolic function of microbial community in the filter tended to increase over the start-up process, the richness and Shannon diversity indices got to a relatively stable level on 40th day. After a change process of decrease—slight increase—stability, the removal rate of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and COD_{Mn} were about 80% and 28% on 40th day, respectively. The consumption rate of dissolved oxygen remained steady after 29 days, and stayed at about 18%. The detection of growth and metabolism of microorganisms and water quality may help judge whether the biofilm is mature or not during the process of biofilm colonization. Fig 6, Tab 1, Ref 22

Keywords biological activated carbon; filter; start-up; growth and metabolism of microorganism; water quality analysis

CLC X703.1

收稿日期: 2011-06-08 接受日期: 2011-06-23

*国家高技术研究发展计划(863)项目(No. 2008AA06A412)、国家水体污染控制与治理重大专项(No. 2008ZX07421-004)和江苏省建设厅科技计划项目(No. JS2007-JH22) Supported by the National High Technology Research and Development Program of China (No. 2008AA06A412), the National Key Special Project of China for Water Pollution Control and Treatment (No. 2008ZX07421-004), and the Scientific Research Fund of Jiangsu Provincial Construction Department of China (No. JS2007-JH22)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: xiwulu@seu.edu.cn)

由于饮用水水源污染日趋严重,自来水厂传统工艺难以保证合格的出厂水,因此采用深度处理技术或对现有的处理单元升级来提高除污染能力成为必然选择^[1].生物活性炭滤池处理技术作为经济有效和环境友好方法,能有效除去水中的有机碳和有机氮类污染物^[2],它是利用活性炭填料上微生物群落的代谢活动来氧化、分解污染物质,达到净化水质的目的.

生物活性炭滤池属于生物膜反应器,滤料上稳定生物膜(生物群落)的形成与否是关系到以后水处理工艺正常运行的关键.当前有关生物滤池启动运行的研究主要采用 COD_{Mn} 和 NH_4^+-N 去除率作为判断生物膜成熟的指示性参数^[3-4].然而,有研究显示, COD_{Mn} 的去除即使在生物膜成熟之后仍不稳定,不宜作为判断生物膜成熟的参数^[5];同时, COD_{Mn} 和 NH_4^+-N 去除率难以准确反映生物膜的生长情况.基于此,本研究希望通过分析自然挂膜启动阶段生物滤池中微生物群落生物量、生物活性、代谢功能以及出水水质变化情况,了解生物滤池微生物生长规律与出水水质改善,为生物活性炭滤池的自然挂膜启动和后续稳定运行提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置

生物活性炭滤池由圆柱形有机玻璃管制成,内径25 cm、高250 cm、底部40 cm厚的卵石承托层.滤池中填充颗粒活性炭(GAC),滤层高为100 cm;在滤池的不同高度(上层0~10 cm、中层45~55 cm、下层90~100 cm)设有活性炭填料取样口.滤池底部设气、水反冲洗装置,采取上进水、下出水运行方式.

1.2 进水水质与运行参数

生物活性炭滤池采用自然挂膜法,即用常规处理的沉淀池出水浸泡(闷曝)5 d后,改为控制小流量连续进水.进水为自来水厂沉淀池出水,其 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、pH、浊度、DO和温度分别在1.36~2.56 mg/L、0.006~0.574 mg/L、7.53~7.77、6.43~9.78 NTU、7.84~9.12 mg/L和4.5~30 °C之间.挂膜启动期间生物活性炭滤池运行参数如下:产水量为200 L/h,空床滤速为4.4 m/h,空床停留时间(EBCT)为13.5 min.反冲方式为水反冲,反冲膨胀度为15%,反冲时间为8~10 min.

1.3 生物量和生物活性分析

于不同取样时间从取样口无菌采集填料各100 g,立即送实验室分析.采用异养菌平板计数法(HPC法)来描述生物滤池中生物量,及用TTC-脱氢酶活性(TTC-DHA)表征其生物活性,具体方法见参考文献[6].

1.4 微生物群落功能分析

称取25 g填料加入到225 mL磷酸缓冲液中(pH=7.4),270 r/min振荡2 h;然后静置0.5 h.混悬液用磷酸缓冲液稀释至420 nm下的吸光度为0.06^[7],稀释液用于Biolog分析.采用

Biolog Eco微平板(Biolog, Hayward, CA, USA)进行活性炭生物滤池微生物群落功能多样性分析,取样品稀释液分别接种于Biolog Eco微平板,每孔125 μL .将接种的Biolog Eco微平板在25 °C培养,于96 h^[8-9]时590 nm下测定吸光度(A)值.

生物滤池中微生物群落代谢强度采用平均颜色变化率(Average well color development, AWCD)来描述^[10],计算表达式为: $\text{AWCD} = \sum(C-R)/31$,式中C为各反应孔的吸光值,R为对照孔的吸光值.本研究选择丰富度指数^[11]和Shannon多样性指数^[12]作为微生物群落功能多样性评价指标,并应用SPSS13.0统计软件对不同挂膜时间微生物代谢特征进行主成分分析(Principal component analysis, PCA).

1.5 水质指标分析

滤池进、出水水样监测指标 NH_4^+-N 与 COD_{Mn} 按国家标准方法(GB/T5750-2006法)进行测定,DO采用溶氧仪YSI-55测定.

2 结果

2.1 滤池中生物量和生物活性的变化

为使生物活性炭滤池工艺能有效地去除水中的污染物,滤池中需有足够微生物群落生长以及微生物群落应具有较高的生物活性,以发挥其生物降解功能.通过对挂膜阶段滤池中生物量和生物活性进行连续分析,结果如图1所示.闷曝5 d后,上层滤料中的微生物数量迅速增加,19 d后达到 10^7 个数量级,并稳定在该数量级水平.而中、下层滤料中的细胞数在第一个周变化不大,此后细胞数缓慢增加,29 d达到最高值(分别为 1.7×10^7 CFU/g和 7.8×10^6 CFU/g).从图1可知,不同滤层的生物量随挂膜时间的变化趋势是一致的,同时生物量随挂膜时间的变化符合微生物的生长规律,即呈现出明显的适应期、增长期和稳定期等.

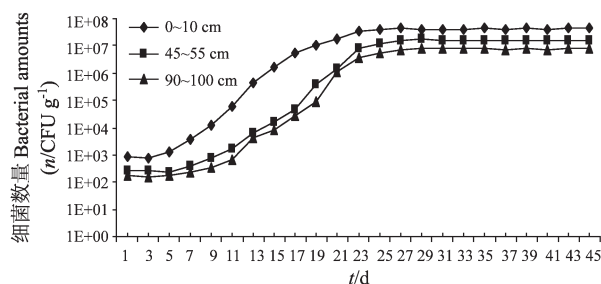


图1 挂膜期间各滤层HPC生物量随时间的变化

Fig. 1 Variation of HPC at different heights of filter layer

由图2可见,挂膜初期,滤池中微生物群落TTC-DHA活性极低,随挂膜时间延长生物活性不断增加,上层滤料的生物活性比中、下层增加快,第27天时达到最大值($34.37 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$),而中、下层在第29天达到最大值,分别为 $26.75 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ 和 $21.37 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$.随后生物活性约有所下降,稳定在较高水平上.

通过对上、中、下层滤池HPC生物量和TTC-DHA活性变

化情况进行相关分析, 它们的相关系数 R^2 分别为0.974、0.995和0.993, 两者有较好的相关性。

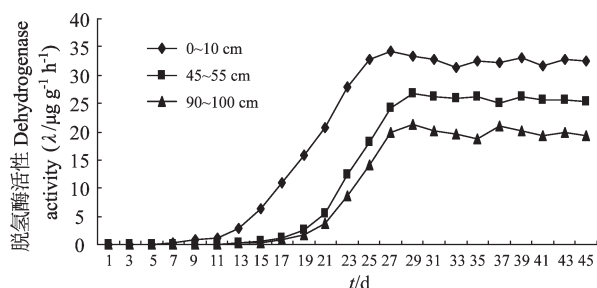


图2 挂膜期间各滤层微生物群落脱氢酶活性随时间的变化
Fig. 2 Dehydrogenase activity of microbial community at different heights of filter layer

2.2 滤池中微生物群落功能的变化

Biolog-Eco技术是基于比色试验的方法, 用于评价环境微生物群落活性如代谢指纹, 提供关于微生物生理代谢特征的信息^[13-14]。由图3可以看出, 挂膜启动过程中生物滤池滤床上微生物群落对碳源的利用率呈上升趋势, 启动当日活性炭生物滤池的上、中、下层碳源的利用率很低, 分别为25.8%、16.1%和12.9%。上层滤池微生物群落对碳源的利用率上升较快, 30 d时碳源利用率达到80.0%, 再经过两周的分析, 碳源利用率仍保持在该水平上。而中、下层滤池微生物群落的碳源利用率上升幅度较小, 40 d时碳源利用率达到最大值(分别为71.0%和64.5%), 其后变化幅度不大。

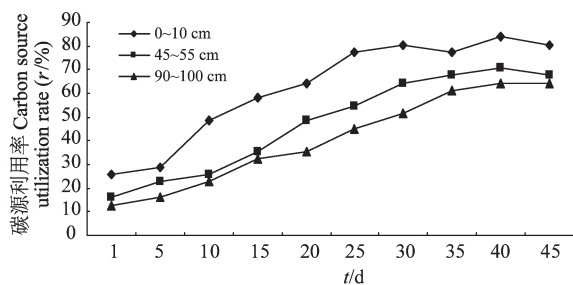


图3 各滤层微生物群落碳源利用率随时间的变化
Fig. 3 Utilizing rate of carbon sources of microbial community at different heights of filter layer

采用96 h吸光度值分析不同挂膜时间微生物群落对31种碳源的利用情况, 结果表明, 挂膜初期微生物群落利用以L-天门冬酰胺、L-丝氨酸、 α -D-乳糖、D-苹果酸、D-半乳糖醛酸、衣康酸、丙酮酸甲酯为主的碳源, 随后对D-甘露醇、4-羟基苯甲酸、N-乙酰-D-葡萄糖氨、D-半乳糖酸- γ -内酯、 γ -羟丁酸、吐温80、D,L- α -磷酸甘油等碳源的代谢能力增强, 40 d后除不能代谢D-木糖/戊醛糖、D-葡萄糖胺酸、2-羟基苯甲酸、肝糖、 α -环式糊精和 α -丁酮酸外, 其余均可被利用。

从图4可见, 滤池微生物群落代谢能力呈上升趋势, 滤池上层微生物群落代谢能力速度上升, 第20天达到较高水

平。而中、下层滤池微生物群落在启动前后5 d AWCD值很低, 表明滤池中、下层微生物群落代谢能力弱。而后随着挂膜时间增加, 中、下层滤池微生物群落代谢活性平稳升高, 直到第40天时达到最高, 后趋于稳定。

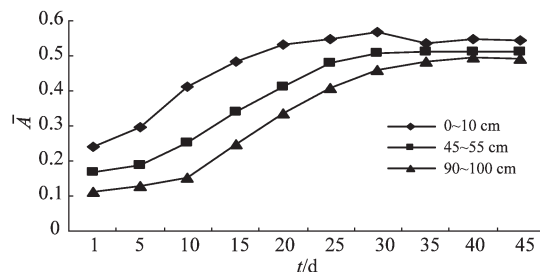


图4 各滤层微生物群落代谢能力随时间的变化
Fig. 4 Metabolic capability of microbial community at different heights of filter layer

不同时间滤池微生物群落功能主成分分析(图5)表明, 微生物群落代谢特征与挂膜时间的相关性主要体现在第1主成分(PC1)轴上。挂膜初期阶段, 微生物群落功能相似, 位于PC1的负端; 随着挂膜时间增加, 向PC1的正端移动, 第40天与45天时达到PC1的正端, 且代谢特征相近, 表明滤池经过40 d启动运行, 滤池中的微生物群落功能达到相对稳定的状态, 反映挂膜启动过程已经完成。

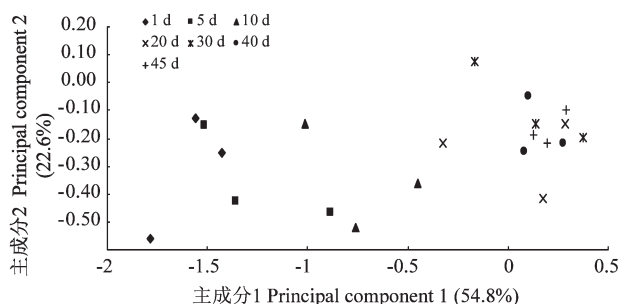


图5 不同时间滤池微生物群落碳源利用特性主成分分析
Fig. 5 Principal component analysis of carbon utilization by microbial community at different heights of filter layer

由于第1主成分和第2主成分(PC2)分别占总变异的53.8%和22.6%, PC1是变异的主要来源。从31种碳源在两个主成分上的载荷值可知, β -甲基-D-葡萄糖苷、D-半乳糖醛酸、L-天门冬酰胺、D-甘露醇、吐温80、4-羟基苯甲酸、1-磷酸葡萄糖和D-苹果酸在PC1上载荷值较高, 决定了PC1上的变异。而吐温40、N-乙酰-D-葡萄糖氨、甘氨酸-L-谷氨酸和 α -D-乳糖在PC2上载荷值较高, 是影响PC2的主要碳源。

从表1可知, 随着挂膜时间的增加, 碳源代谢丰富度指数(Richness index)和Shannon指数(Shannon index)逐渐增加, 约40 d后趋于稳定。

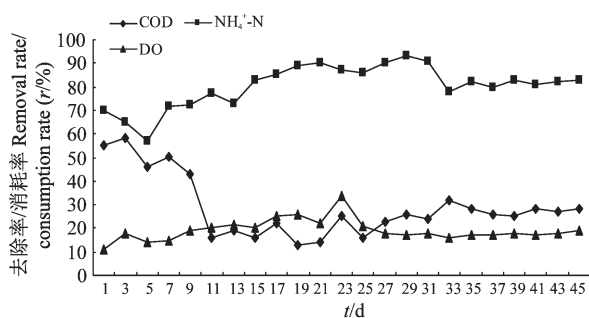
2.3 水质的变化

挂膜期间 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率及DO的消耗率随时

表1 各滤层微生物群落功能多样性分析 ($N=3$)Table 1 Functional diversity analysis of microbial communities at different heights of filter layer ($N=3$)

挂膜时间 Time	丰富度指数 Richness index			Shannon指数 Shannon index		
	上层 Upper layer	中层 Middle layer	下层 Lower layer	上层 Upper layer	中层 Middle layer	下层 Lower layer
1 d	8.00±1.00	5.33±0.58	3.67±0.58	0.78±0.07	0.54±0.05	0.29±0.06
10 d	15.00±2.64	8.33±1.53	7.00±2.00	1.18±0.12	0.62±0.09	0.55±0.15
20 d	19.67±2.08	15.33±1.15	10.67±3.06	1.76±0.14	1.07±0.12	0.86±0.04
30 d	24.67±1.53	20.67±2.52	18.33±2.52	2.89±0.09	1.91±0.21	1.73±0.14
40 d	25.33±1.53	21.33±1.53	19.67±2.52	2.92±0.17	2.54±0.23	2.29±0.06
45 d	25.33±2.08	21.33±1.53	20.33±2.08	2.85±0.16	2.48±0.15	2.34±0.10

间的变化情况见图6, 启动初期, COD_{Mn} 的去除率快速下降, 由初始55%降到16% (1~11 d), 然后经26 d小幅度的波动期, COD_{Mn} 的去除率基本趋于稳定. 在挂膜前5 d, NH_4^+-N 的去除率呈下降趋势, 然后缓慢上升, 到第21天达到90%, 该水平维持两周后, 下降至80%; 其后, NH_4^+-N 的去除率稳定在80%左右. 挂膜19 d内, DO的消耗率平稳上升, 随后的1周中上下起伏波动较大, 到第29天以后基本稳定, DO消耗率为18%.

图6 挂膜期间 NH_4^+-N 、 COD_{Mn} 和DO随时间的变化Fig. 6 Variations of NH_4^+-N , COD_{Mn} and DO during the process of biofilm formation

3 讨论

生物滤池工艺中活性生物量或生物膜活性的估计是水处理的重要参数, 直接影响水中底物的降解率. 对挂膜期间生物活性炭滤池中HPC生物量和TTC-DHA活性进行连续分析, 挂膜初期, 由于大多数微生物不适应在活性炭上持久附着^[15], 致使滤池生物量和生物活性较低. 如果滤池进水中的生物量和营养物浓度低, 滤池中微生物生物量与活性需较长的适应阶段才能提高, Seredyńska-Sobecka等研究显示微生物在活性炭滤池中生长繁殖需要大约4个月或更长的适应期^[16]. 本研究中, 挂膜启动一周后, 微生物细胞数开始大量繁殖, 第30天左右滤料中的HPC生物量与TTC-DHA活性达到最大值. 其后由于BAC中营养物浓度成为微生物进一步繁殖的限制因素, 同时微生物之间的相互竞争关系限制了微生物总量, 以及微生物在代谢过程产生的代谢产物抑制微生物自身的生长, 并且微生物的活性也会受到一定抑制^[17]. 因此, HPC生物量与TTC-DHA活性表现为稍有降低. 活性炭滤池中微生物生长特征与Seredyńska-Sobecka^[16]和Lazarova^[18]等人的研究结果一致, 即滤池生物量培育过程中, 经一定时间后

启动适应后, 不断增加直至达到最大, 然后降低, 并稳定在一定的水平上. Delahaye认为ATP与HPC生物量存在一定的相关性^[19], Lazarova和Manem研究显示一些参数如ATP与脱氢酶活性和呼吸活性相关性较好^[18], 在本研究中脱氢酶生物活性的动态变化规律类似于HPC生物量, 两者之间存在着较好的相关性 ($P<0.05$).

有研究显示, 挂膜阶段微生物的数量和种群都在不断增加^[20]. 在本研究中, 滤池中微生物群落碳源利用能力 (包括利用的种类和代谢能力) 随挂膜时间增加而增强, 约40 d后滤池中微生物群落的丰富度指数和功能多样性指数达到稳定值, 表明了生物滤池中微生物群落已处于稳定平衡的微生物生态环境中. 这从微生物群落代谢功能上反映挂膜启动过程的完成. 不同滤池深度微生物群落的功能存在差异, 并随挂膜时间增加, 差异缩小. 整个挂膜过程中, 滤池中微生物群落较难利用D-木糖/戊醛糖、D-葡萄糖胺酸、2-羟基苯甲酸、肝糖、 α -环式糊精和 α -丁酮酸碳源.

李亚峰等的研究认为曝气生物滤池自然挂膜过程中, 可以通过监测 NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 去除率, 以及DO的变化来判断填料挂膜的进程^[4]. 本研究中, 在GAC滤池运行初期, GAC物理吸附是主要过程. 因此, NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 的去除率较高. 随着GAC上吸附点与水中污染物结合 (逐渐饱和), 物理吸附能力持续降低, NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 的去除率呈下降趋势. 同时滤池中生物量与生物活性逐渐增加, 生物降解过程加强. GAC生物滤池经历物理吸附-物理吸附+生物降解-生物降解的过程后, 进水 NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 的去除率最终稳定在一定的水平. 陈洪斌等研究显示挂膜第10天生生物处理滤池 NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 的去除率分别为70.6%和12.5%; 而第20天与第50天的去除率相似, 分别达到80%以上和20%左右^[21]. 本研究挂膜启动过程中, NH_4^+-N 及 COD_{Mn} 去除率的变化趋势为经5~11 d的降低后, 缓慢上升 (大约3~4周) 并达到最大值, 而后稍稍下降并保持稳定水平. 稳定状态时, NH_4^+-N 及 COD_{Mn} 的去除率分别为80%和28%左右, 与陈洪斌等的研究结果^[21]基本一致. 但与李亚峰等的报道^[4]存在差异 (NH_4^+-N 和 COD_{Mn} 的去除率分别达到90%和80%左右), 可能由于水力停留时间等运行条件不同引起的. Ling和Chen认为DO是限制微生物生化过程的主要因素^[22], 根据DO的消耗率变化情况 (从图6可知), 启动

初期滤池中各种微生物(特别是硝化自养细菌)不断增加,微生物生化作用逐渐得以发挥,使DO的消耗率平稳上升.启动中期,滤池中快速生长异养菌与硝化自养细菌竞争作用增强,出现DO的消耗率上下起伏波动较大.启动后期异养菌与硝化自养细菌竞争趋于平衡,DO的消耗率达到稳定.

综上所述,在生物活性炭滤池自然挂膜启动过程中,通过分析生物滤池微生物群落生长繁殖与代谢特征,结合出水水质改变情况如 NH_4^+ -N和 COD_{Mn} 的去除率,以及DO的变化有助于了解生物滤池运行是否达到稳定阶段.

References

- Yapsakli K, Mertoglu B, Çeçen F. Identification of nitrifiers and nitrification performance in drinking water biological activated carbon (BAC) filtration. *Process Biochem*, 2010, **45**: 1543~1549
- Zhang XX, Zhang ZY, Ma LP, Liu N, Wu B, Zhang Y, Li AM, Cheng SP. Influences of hydraulic loading rate on SVOC removal and microbial community structure in drinking water treatment biofilters. *J Hazardous Mat*, 2010, **178**: 652~657
- Lin YQ (林岩清), He M (何苗), Hu HY (胡洪营), Guan YT (管运涛), Zhang J (张建). Study on start-up performance of seepage biological bed (SBB) for purifying polluted river water. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2006, **22** (1): 50~57
- Li YF (李亚峰), Zhang J (张娟), Zhang PZ (张佩泽), Bai YB (白园博). Analysis of the natural start-up of the biological aerated filter. *J Shenyang Jianzhu Univ* (沈阳建筑大学学报), 2008, **24** (6): 1035~1038
- Lu SM (陆少鸣), Fang P (方平), Du J (杜敬), Liu J (刘姣). Research on biofilm growing in system of BAF. *Technol Water Treat* (水处理技术), 2006, **32** (8): 67~69
- Xiang H (向红), Liu WP (刘武平), Li X (李璇), Lü XW (吕锡武), Zhu GC (朱光灿), Liu R (刘冉), Yin LH (尹立红). Analysis of biological filter biomass and biological activity and its purification effect. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2011, **27** (3): 48~51
- Grove JA, Anderson WA, Moo-Young M. Changes in the potential functional diversity of the bacterial community in biofilters. *Appl Microbiol & Biotechnol*, 2007, **77** (3): 741~747
- Lin RY (林瑞余), Rong H (戎红), Zhou JJ (周军建), Yu CP (于翠平), Ye CY (叶陈英), Chen LS (陈良生), Lin WX (林文雄). Impact of rice seedling allelopathy on rhizospheric microbial populations and their functional diversities. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 2007, **27** (9): 3644~3654
- Shen WS (申卫收), Lin XG (林先贵), Zhang HY (张华勇), Yin R (尹睿), Duan ZQ (段增强), Shi WM (施卫明). Microbial activity and functional diversity in soils used for the commercial production of cucumbers and tomatoes in polytunnel greenhouse, under different fertilization. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 2008, **28** (6): 2682~2689
- Garland JL, Mills AL. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. *Appl & Environ Microbiol*, 1991, **57** (8): 2351~2359
- Rogers BF, Tate RL III. Temporal analysis of the soil microbial community along a toposequence in Pineland soils. *Soil Biol & Biochem*, 2001, **33**: 1389~1401
- Zhou J, Guo WH, Wang RQ, Han XM, Wang Q. Microbial community diversity in the profile of an agricultural soil in northern China. *J Environ Sci*, 2008, **20** (8): 981~988
- Preston-Mafham J, Boddy L, Randerson PF. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilisation profiles: A critique. *FEMS Microbiol Ecol*, 2002, **42** (1): 1~14
- Chabaud S, Martin-Laurent F, Andres Y, Lakel A, Le Cloirec P. Evolution of Bacterial Community in Experimental Sand Filters: Physiological and Molecular Fingerprints. *Water Air & Soil Poll*, 2008, **195**: 233~241
- Servais P, Billen G, Bouillot P. Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking-water treatment. *J Environ Engin*, 1994, **120** (4): 888~899
- Seredyńska-Sobecka B, Tomaszewska M, Janus M, Morawski AW. Biological activation of carbon filters. *Water Res*, 2006, **40**: 355~363
- Qiao TJ (乔铁军), Yu X (于鑫), Zhang XJ (张晓健). Development of microorganisms in biologically active filters. *Chongqing Environ Sci* (重庆环境科学), 2003, **25** (4): 26~32
- Lazarova V, Manem J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Res*, 1995, **29** (10): 2227~2245
- Delahaye E, Welte B, Levi Y, Leblon G, Montiel A. An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network. *Water Res*, 2003, **37**: 3689~3696
- Zhang LJ (张林军). Study on film formation in upflow-aerated biofilter and downflow-aerated biofilter. *J Xuzhou Inst Technol* (徐州工程学院学报), 2005, **20** (1): 53~56
- Chen HB (陈洪斌), Mei X (梅翔), Gao TY (高廷耀), Zhou ZY (周增炎), Li HZ (李怀正), Yu WX (喻文熙), Fu W (付威), Xu XT (许晓天). Study on biofilm colonization of polluted raw water bio-pretreatment. *Technol Water Treat* (水处理技术), 2001, **27** (4): 196~199
- Ling J, Chen SL. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacult Engin*, 2005, **33**: 150~162