

研究论文

生物活性滤池饮用水除氨氮的影响因素

杨 威<sup>1</sup>, 田家宇<sup>2</sup>, 李圭白<sup>2</sup>

(<sup>1</sup> 哈尔滨商业大学环境工程系, 黑龙江 哈尔滨 150076; <sup>2</sup> 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

**摘要:** 以实际沉淀池出水进行配水, 通过模型实验, 探讨了生物活性滤池 (BAF) 除氨氮的影响因素及作用机理。结果表明, 滤前水中有有机物含量和滤料粒径对 BAF 除氨氮能力影响较大。当采用沉淀池出水中自身携带的有机物时, BAF-1 除氨氮效率为 97%; 当沉淀池出水中另配入  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  牛肉膏 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  蛋白胨 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  葡萄糖时, 由于受到异养菌对溶解氧和生存空间竞争的限制, 其除氨氮效率下降至 51.0%。活性炭粒径采用 0.8~1.2 mm 的 BAF-1 氨氮去除率比采用 1.0~2.0 mm 的 BAF-2 高 1.5%~16.7%。当滤前水氨氮浓度低于  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, BAF-1 的氨氮去除率接近 100%; 当氨氮浓度逐渐升高时, 由于受到溶解氧的限制, 去除率逐渐下降。对滤前水进行预曝气充氧, 能提高 BAF-1 的除氨氮效率。滤速对 BAF-1 除氨氮影响不显著。反冲洗可适当提高 BAF-1 的除氨氮效率。

**关键词:** 生物活性滤池 (BAF); 氨氮; 有机物含量; 滤料粒径; 预曝气; 滤速; 反冲洗

**中图分类号:** TU 991.24

**文献标识码:** A

**文章编号:** 0438-1157 (2008) 09-2316-06

**Factors influencing ammonia removal of biological activated filter in drinking water treatment**

**YANG Wei<sup>1</sup>, TIAN Jiayu<sup>2</sup>, LI Guibai<sup>2</sup>**

(<sup>1</sup> Department of Environmental Engineering, Harbin University of Commerce, Harbin 150076,

Heilongjiang, China; <sup>2</sup> School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of

Technology, Harbin 150090, Heilongjiang, China)

**Abstract:** The factors influencing ammonia removal of biological activated filter (BAF) and the mechanisms were discussed on pilot-scale basis by using modified settling tank effluent. The results showed that the organic content of influent and filter media size influenced ammonia removal of BAF significantly. When using the effluent of settling tank as the influent of BAF, the ammonia removal percentage of BAF-1 (filter media size range of carbon 0.8—1.2 mm) reached 97%; as  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  of peptone,  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  of beef extract and  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  of glucose were added to the influent, only 51.0% of influent ammonia was removed due to the competition of heterotrophic bacteria for oxygen and space. On the other hand, the ammonia removal efficiency of BAF-1 was 1.5%~16.7% higher than that of BAF-2 (filter media size range of carbon 1.0—2.0 mm). Almost complete ammonia removal was achieved by BAF-1 when influent ammonia concentration was less than  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . As influent ammonia concentration increased gradually, the ammonia removal performance decreased because of the lack of dissolved oxygen. The ammonia removal of BAF-1 was enhanced as pre-aeration for the influent was performed. The influence of filter flow rate for ammonia removal was negligible. Backwashing was beneficial to ammonia removal of BAF-1 in this study.

2008-03-26 收到初稿, 2008-06-02 收到修改稿。

联系人及第一作者: 杨威 (1964—), 女, 博士, 副教授。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50678007); 黑龙江省自然科学基金项目 (E200510)。

Received date: 2008-03-26.

Corresponding author: YANG Wei. E-mail: yangweiyuyang@163.com

Foundation item: supported by the National Natural Science Foundation of China (50678007).

**Key words:** biological activated filter (BAF); ammonia; organic content; filter media size; pre-aeration; filter rate; backwashing

## 引言

由于城市人口集中和城市污水、工业废水处理相对不力,以及农业生产上化肥的大量使用,我国地表水体普遍受到氨氮的污染,并有逐年加重的趋势<sup>[1]</sup>。饮用水常规处理工艺对氨氮的去除率较低。在管网系统中,氨氮浓度为 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时就足以使硝化细菌生长繁殖,造成饮用水的生物不稳定性<sup>[2-3]</sup>;氨氮硝化不完全会产生大量的亚硝酸盐氮,造成饮用水的化学安全性下降,并对人体健康造成危害<sup>[3]</sup>。采用折点加氯法去除水中氨氮时,理论耗氯量为 $7.6 \text{ mg Cl}_2 \cdot (\text{mg NH}_3\text{-N})^{-1}$ <sup>[4]</sup>,加氯量大,费用高,同时会生成大量具有“三致”作用的卤代消毒副产物。

大量研究表明,目前生物法处理是去除水源水中氨氮最经济、有效的方法<sup>[1,5-7]</sup>。生物活性滤池(BAF)工艺更由于其造价低廉、运行管理方便而具有广阔的应用前景。BAF工艺不同于常规过滤工艺,其采用的滤料上没有附着生长的生物膜,主要用来除浊;也不同于生物预处理工艺,其采用的滤料较粗,主要用来去除有机物和氨氮。BAF工艺以易于微生物负载的滤料替代传统滤料来强化常规过滤,可同时满足除浊功能和生物净化功能。

目前关于BAF工艺在饮用水处理中的应用受到了广泛的关注。Li等<sup>[8]</sup>对生物活性炭及其在组合工艺中对难生物降解有机物的去除情况进行了研究;Toor和Mohseni<sup>[9]</sup>考察了生物炭与其组合工艺对消毒副产物的去除效率;Seredyńska-Sobecka等<sup>[10]</sup>采用各种检测手段从机理的角度探讨了不同的因素对炭滤池生物活性的影响。但是,关于BAF工艺去除饮用水源中氨氮的影响因素方面的研究较少。Andersson等<sup>[11]</sup>研究了温度对于生物活性炭用于饮用水硝化的影响;刘建广等针对地区性、季节性的特点,通过现场实验考察了BAC处理高氨氮受污染水源水的效能<sup>[7]</sup>以及温度的影响<sup>[6]</sup>。

本研究立足实际工程,实验在东莞某水厂现场进行。实验用水采用实际水体与配水相结合的方式,通过平行对比以及按时间序列进行纵向对比相

结合的方法,系统地阐述了进水有机物含量、初始氨氮浓度等水质指标以及滤料粒径、滤速、预曝气和反冲洗等实际工程参数对BAF除氨氮的影响。这些实际工程参数对BAF除氨氮效能的影响尚未见到报道。

## 1 实验材料与与方法

### 1.1 实验装置

如图1所示,BAF模型为两套平行实验装置,有机玻璃加工,尺寸 $\phi 140 \text{ mm} \times 4000 \text{ mm}$ 。底部采用 $8 \sim 16 \text{ mm}$ 、 $4 \sim 8 \text{ mm}$ 卵石承托层各 $50 \text{ mm}$ 。滤料层为生物活性炭-石英砂双层滤料结构,石英砂层厚 $400 \text{ mm}$ ,粒径 $0.5 \sim 1.0 \text{ mm}$ ;椰壳活性炭层厚 $800 \text{ mm}$ ,BAF-1选用粒径为 $0.8 \sim 1.2 \text{ mm}$ ,BAF-2选用粒径 $1.0 \sim 2.0 \text{ mm}$ 。反应器内径大于滤料平均直径50倍时,可消减反应器的边界效应,实验结果可适用于生产实际<sup>[12]</sup>。本实验中两组模型反应器的该比值分别为140和93.3。

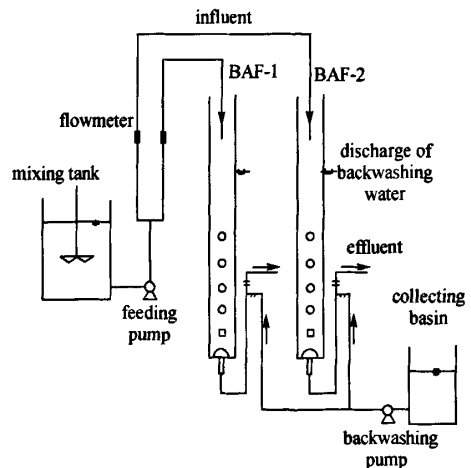


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental setup

### 1.2 实验方法

该实验在南方某水厂进行,水源水质如表1所示。实验用水取自水厂实际沉淀池出水,自2005年6月开始对两组BAF滤柱进行自然挂膜。经过3个多月的运行,两组滤柱的除 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 能力达到稳定状态,标志着滤料上生物膜的成熟。

之后装置采用变水头等速过滤方式运行，滤速恒定为  $8 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ ，过滤周期 48 h。反冲方式采用单独水反冲洗，反冲用水为收集的实验滤后水，反冲历时 15 min，滤层膨胀度控制在 40% 左右。

表 1 水源水质情况

Table 1 Water quality of source water

Indices	Range	Indices	Range
pH	7.0—7.5	$\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1.40—1.55
temperature/ $^{\circ}\text{C}$	23—31	$\text{NH}_3/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0.6—0.76
$\text{DO}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	5.7—7	total alkalinity/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	27—33
turbidity/NTU	25—51	total hardness/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	14.6—18

### 1.3 检测项目

$\text{COD}_{\text{Mn}}$  采用酸性高锰酸钾法， $\text{NH}_3\text{-N}$  采用纳氏试剂分光光度法进行测定；溶解氧 (DO) 采用 JPBJ-608 便携式溶氧仪，pH 采用 pH S-3C 精密 pH 计，水温采用温度计进行测定。

## 2 实验结果与分析

### 2.1 有机物含量、滤料粒径对生物活性滤池除氨氮的影响

实验期间，水源水质比较稳定。滤前水中配入氨氮使其浓度达到  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右。在配水阶段一，滤前水有机物含量采用实际沉淀池出水中自身所携带的有机物，测得  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  浓度为  $1.04 \sim 1.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均  $1.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；在配水阶段二，沉淀池出水中另配入  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  牛肉膏 +  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  蛋白胨 +  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  葡萄糖；配水阶段三则另配入  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  牛肉膏 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  蛋白胨 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  葡萄糖。

若处理系统对目标污染物的去除效果稳定 5 d 以上，则认为该系统达到稳定状态<sup>[13-14]</sup>。本实验中各个阶段均稳定运行一周以上。

#### 2.1.1 有机物含量对生物活性滤池除氨氮的影响

有机物含量对 BAF 除氨氮的影响如图 2 所示。在配水阶段一，滤前水中未另行配入有机物时，BAF-1 除氨氮效率平均达到 97%。之后，随着配入有机物浓度的增加，BAF-1 除氨氮能力也迅速下降。在配水阶段二时其除氨氮效率仅为 74.2%；而到了配水阶段三，其除氨氮能力更下降至 51.0%。

饮用水处理微生物处于高贫营养环境，吸附能力强，代谢速率快。当待滤水中配入一定浓度的有

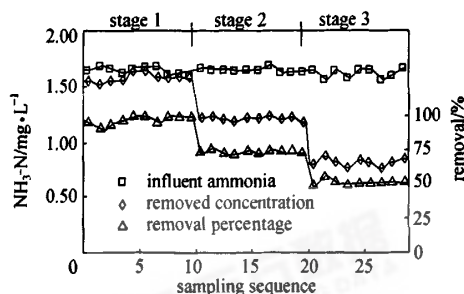


图 2 有机物含量对 BAF-1 除氨氮的影响

Fig. 2 Influence of influent organic content on BAF-1 for ammonia removal

机物后，氧化分解有机物的好氧贫营养型异养菌群将处于对生存空间和 DO 竞争的有利地位。本实验中滤前水 DO 维持在  $6 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右。同时饮用水生物处理中滤速较高（本实验中控制在  $8 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ ），导致水在滤池中的停留时间相应较短。这样，氧化氨氮的亚硝化细菌和硝化细菌就得不到足够的溶解氧与生存空间，使其硝化能力受到限制，限制程度随着滤前水有机物含量的增加而进一步提高。正是由于受到异养菌的竞争限制，造成 BAF 除氨氮能力大幅度下降。

#### 2.1.2 滤料粒径对生物活性滤池除氨氮的影响

由图 3 可以看出，在配水阶段一时，活性炭粒径采用  $0.8 \sim 1.2 \text{ mm}$  的 BAF-1 氨氮去除率平均为 95.1%，活性炭粒径采用  $1.0 \sim 2.0 \text{ mm}$  的 BAF-2 为 93.6%，两组滤柱除氨氮能力几乎相同。之后，随着滤前水有机物含量的增加，两组滤柱除氨氮能力均有下降，而 BAF-1 的氨氮去除率明显高于 BAF-2。在配水阶段二，BAF-1 除氨氮效率为 77.1%，而 BAF-2 仅有 60.4%，较 BAF-1 降低 16.7%。到了配水阶段三，BAF-1 除氨氮效率降至 55.1%，BAF-2 更降至 45.9%，较 BAF-1 低 9.2%。整个实验期间，BAF-1 氨氮去除率比 BAF-2 高 1.5%~16.7%。

如前所述，滤前水中未另行配入有机物时，异养菌群对生存空间和溶解氧的竞争不强，两组滤柱中均能生长出大量的硝化细菌来完成氨氮的硝化作用。配入一定浓度的有机物后，硝化细菌由优势种属转化为劣势种属，而 BAF-1 采用的滤料粒径较小，表面积相应较大（碘值：BAF-1 为  $1020 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，BAF-2 为  $870 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ），能够为硝化菌的附着生长提供更多的空间。由于活性炭表面粗糙，有

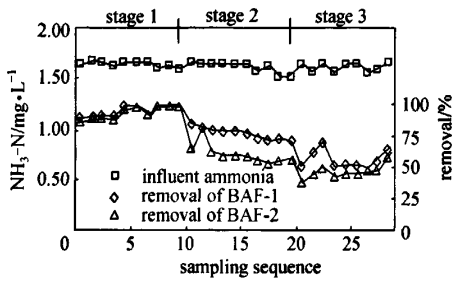


图 3 滤料粒径对 BAF 除氨氮的影响

Fig. 3 Influence of media size on BAF for ammonia removal

着丰富的孔洞和裂隙，能够有效避免反冲洗时脱落、丢失。因此，BAF-1 滤柱除氨氮性能优于 BAF-2。

### 2.2 氨氮初始浓度对生物活性滤池除氨氮的影响

实验分别在 4 种不同的初始氨氮浓度下进行。由图 4 可见，当滤前水氨氮在  $1.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右时，BAF-1 除氨氮能力平均为 99.6%；当氨氮浓度为  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右时，BAF-1 的氨氮去除率平均达 98.2%；而当滤前水氨氮继续上升到  $2.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右时，BAF-1 对氨氮的去除量维持在  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右，去除率则下降至 80.0%；当氨氮浓度进一步提高至  $2.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右时，BAF-1 除氨氮量仍旧维持不变，而去除率则进一步下降，仅为 60.0%。

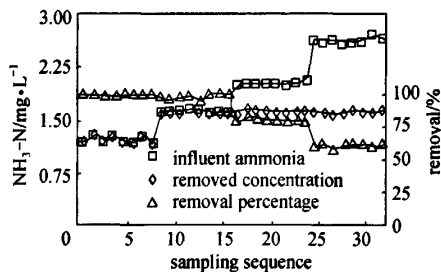


图 4 氨氮初始浓度对 BAF-1 除氨氮的影响

Fig. 4 Influence of influent ammonia concentration on BAF-1 for ammonia removal

微生物降解氨氮的代谢活动是专性好氧的。实验期间滤前水 DO 浓度基本维持在  $6 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，而氨氮完全硝化所需溶解氧为  $4.25 \text{ mg O}_2 \cdot (\text{mg NH}_3\text{-N})^{-1}$ 。大部分氨氮由亚硝化菌和硝化细菌最终转化为硝酸盐氮，一小部分为微生物生长繁殖所同化而转化为细菌体。这样，在现有的溶解氧水平下，生物活性滤池最大只能去除  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

左右的氨氮，当滤前水氨氮浓度高于此值时，由于已没有可为微生物所利用的溶解氧，而不能得到有效去除。因此，当滤前水氨氮浓度逐渐升高时，BAF 除氨氮量基本维持不变，而去除率却逐步下降。实验表明，当滤前水氨氮浓度高于  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  后，滤后水溶解氧已降至极低的水平，接近于 0。

### 2.3 预曝气对生物活性滤池除氨氮的影响

实验中发现，当在 BAF 的活性炭层与石英砂层交界处进行曝气时，由于饮用水处理中 BAF 选用的滤料粒径较小，气泡将会堵塞在活性炭颗粒间的空隙中，并导致水头损失的迅速增加。因此，本实验采用预曝气的方式，在滤前水进入 BAF 之前对其进行曝气充氧。如图 5 所示，随着曝气量的增大，BAF-1 对氨氮的去除量及去除率均随之而增加。在滤前水中的氨氮浓度维持在  $2.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右不变的条件下，未曝气时氨氮去除率为 63.6%；以气水比 1:1 对滤前水进行预曝气充氧时，氨氮去除率上升到 71.7%；气水比增加至 3:1 时，氨氮去除率上升到 80.2%。

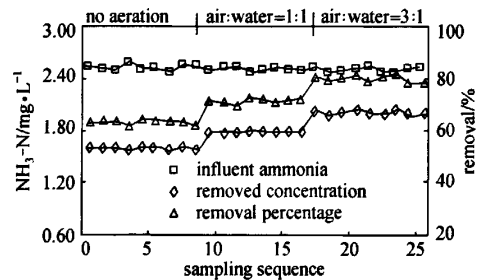


图 5 预曝气对 BAF-1 除氨氮的影响

Fig. 5 Influence of pre-aeration on BAF-1 for ammonia removal

亚硝化菌和硝化菌通过化能自养作用将氨氮最终转化为硝酸盐氮的过程需要消耗溶解氧，需氧量为  $4.25 \text{ mg DO} \cdot (\text{mg NH}_3\text{-N})^{-1}$ 。故当滤前水中氨氮浓度大于一定数值（本实验中为  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）时，溶解氧将成为 BAF 除氨氮的限制因素。本实验中，滤前水氨氮浓度基本维持在  $2.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右。实验期间，滤前水溶解氧水平一般在  $6 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右。因此，未曝气时 BAF 除氨氮量最大只能达到  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。而随着曝气量的增加，滤前水中溶解氧量增加，BAF 除氨氮量相应也随之增加。在滤前水氨氮浓度不变的情况下，去除率也随之而增加。

2.4 滤速对生物活性滤池除氨氮的影响

由图 6 可见, 在滤前水氨氮浓度基本保持在  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右不变的条件下, 当滤速由  $4 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  逐步递增至  $14 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  时, BAF-1 的除氨氮能力稍有下降, 由  $79.2\%$  降至  $69.5\%$ , 下降了  $9.7\%$ , 总体来说降幅不大。因此可认为, 在相对较宽的滤速范围内 (实验中为  $4 \sim 14 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ ), BAF 除氨氮对滤速都有着较强的适应能力。这与有关报道相一致<sup>[15]</sup>。

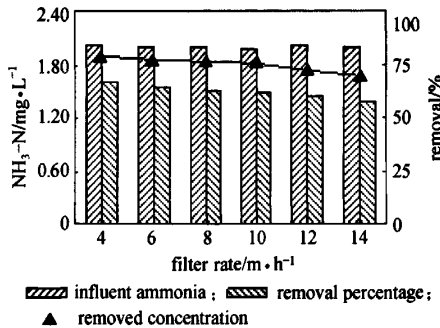


图 6 滤速对 BAF-1 除氨氮的影响  
Fig. 6 Influence of filter rate on BAF-1 for ammonia removal

2.5 反冲洗对生物活性滤池除氨氮的影响

如图 7 所示, BAF-1 在滤前水氨氮浓度基本保持不变的情况下, 反冲前 1 h 时除氨氮效率为  $71.6\%$ , 在反冲后 1 h 上升至  $78.7\%$ , 氨氮去除率提高了约  $6\%$ 。

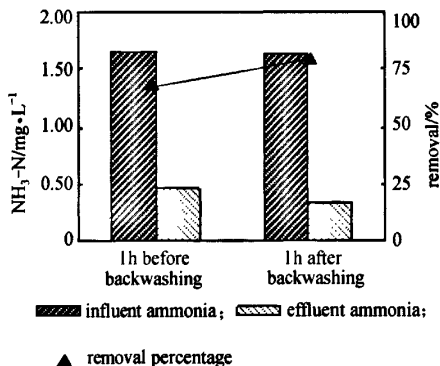


图 7 反冲洗对 BAF-1 除氨氮的影响  
Fig. 7 Influence of backwashing on BAF-1 for ammonia removal

滤池的反冲洗是恢复和继续发挥滤池功能的重要手段。在生物过滤过程中, 滤层内截留的非生物颗粒和生物颗粒会越来越多, 这将阻碍氨氮和溶解

氧向生物膜表面的传质效率, 从而影响生物滤池除氨氮的效果。因此, 当过滤进行一段时间后, 需进行反冲洗, 使滤池恢复工作能力。有研究表明, 用未加氯水反冲洗时不会造成生物膜量的大量损失<sup>[16]</sup>, 反而能增强硝化自养细菌的总降解能力和活性<sup>[17]</sup>。这与本实验的结果是一致的。

3 结 论

(1) 有机物含量对生物活性滤池除氨氮能力影响较大。滤前水氨氮浓度维持在  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右的条件下, 当有机物含量采用实际沉淀池出水中自身所携带的有机物时, BAF-1 除氨氮效率为  $97\%$ ; 当沉淀池出水中另配入  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  牛肉膏 +  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  蛋白胨 +  $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  葡萄糖时, BAF-1 氨氮去除率降至  $74.2\%$ ; 而当沉淀池出水中另配入  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  牛肉膏 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  蛋白胨 +  $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  葡萄糖时, 其除氨氮能力进一步下降至  $51.0\%$ 。

(2) 整个实验期间, 活性炭粒径采用  $0.8 \sim 1.2 \text{ mm}$  的 BAF-1 氨氮去除率比活性炭粒径采用  $1.0 \sim 2.0 \text{ mm}$  的 BAF-2 高  $1.5\% \sim 16.7\%$ 。

(3) 滤前水中氨氮浓度低于  $1.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  时, BAF-1 的氨氮去除率接近  $100\%$ 。当氨氮浓度逐渐升高时, BAF-1 对氨氮的去除量维持不变, 去除率则逐渐下降。原因是受到溶解氧的限制。对滤前水进行预曝气充氧, 能提高生物活性滤池的除氨氮效率。

(4) 滤速对生物活性滤池除氨氮稍有影响, 但影响不大; 反冲洗能恢复生物膜活性, 提高生物活性滤池的除氨氮效率。

References

- [1] Ye Hui (叶辉), Xu Jianhua (许建华). The problem of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  in drinking water. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2000, 16 (11): 31-34
- [2] Yu Jian (余健). The research on removal characteristic and mechanism of organic matter, iron and manganese in the drinking water resource by biofiltration [D]. Changsha: University of Hunan, 2004
- [3] Csanady M. Nitrite formation and bacteriological deterioration of water quality in distribution networks. *Water Supply*, 1992, 10 (3): 39-43
- [4] Sun Jinyi (孙锦宜). Nitrogenous Waste Water Treatment Technology and Its Application (含氮废水处理技术与应用). Beijing: Chemical Industry Press, 2003: 129-131
- [5] Xia Qiongqiong (夏琼琼), Chen Wei (陈卫), Luo Bin (罗彬). A review of some advances in research of effect and

- influencing factors of enhanced biological filtration for drinking water treatment. *Journal of Hohai University: Natural Sciences* (河海大学学报:自然科学版) 2006, **34** (1): 41-45
- [6] Liu Jianguang (刘建广), Zhang Xiaojian (张晓健), Wang Zhansheng (王占生). Influence of temperature on treating nitrification of high ammonia nitrogen source water in biological carbon filter. *China Environmental Science* (中国环境科学), 2004, **24** (2): 233-236
- [7] Liu Jianguang (刘建广), Zhang Xiaojian (张晓健), Wang Zhansheng (王占生). Biological activated carbon (BAC) for the treatment of raw water with high ammonia content. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2003, **19** (12): 61-64
- [8] Li L S, Zhu W P, Zhang P Y, *et al.* AC/O<sub>3</sub>-BAC processes for removing refractory and hazardous pollutants in raw water. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **135** (1/2/3): 129-133
- [9] Toor R, Mohseni M. UV-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> based AOP and its integration with biological activated carbon treatment for DBP reduction in drinking water. *Chemosphere*, 2007, **66** (11): 2087-2095
- [10] Seredyńska-Sobecka B, Tomaszewska M, Janus M, *et al.* Biological activation of carbon filters. *Water Research*, 2006, **40** (2): 255-263
- [11] Andersson A, Laurent P, Kihn A, *et al.* Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research*, 2001, **35** (12): 2923-2934
- [12] Moore R, Quarmby J, Stephenson T. The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*, 2001, **35** (10): 2514-2522
- [13] Mann A T, Mendoza-Espinosa L, Stephenson T. Performance of floating and sunken media biological aerated filters under unsteady state conditions. *Water Research*, 1999, **33** (4): 1108-1113
- [14] Fdz-Polanco F, Mendez E, Villaverde S, *et al.* Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. *Water Research*, 2000, **34** (16): 4081-4089
- [15] Huang Xiaodong (黄晓东), Li Desheng (李德生), Wang Zhansheng (王占生). Study on the factors influencing biological activated carbon for enhanced filtration. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2003, **19** (5): 67-69
- [16] Qiao Tiejun (乔铁军), Sun Guofen (孙国芬). Study on the mechanism of backwashing in biological filter for drinking water. *Water Purification Technology* (净水技术), 2006, **25** (1): 39-41, 48
- [17] Qiao Tiejun (乔铁军), Zhang Xiaojian (张晓健). Influence of backwashing on the biological activity of biological filter. *China Water & Wastewater* (中国给水排水), 2003, **19** (13): 77-80

# 生物活性滤池饮用水除氨氮的影响因素

作者: 杨威, 田家宇, 李圭白, YANG Wei, TIAN Jiayu, LI Guibai  
作者单位: 杨威, YANG Wei (哈尔滨商业大学环境工程系, 黑龙江, 哈尔滨, 150076), 田家宇, 李圭白, TIAN Jiayu, LI Guibai (哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 黑龙江, 哈尔滨, 150090)  
刊名: 化工学报 ISTIC EI PKU  
英文刊名: JOURNAL OF CHEMICAL INDUSTRY AND ENGINEERING (CHINA)  
年, 卷(期): 2008, 59(9)  
引用次数: 0次

## 参考文献(17条)

1. 叶辉. 许建华. 同济大学 [饮用水中的氨氮问题](#) [期刊论文]-[中国给水排水](#) 2000(11)
2. 余健 [The research on removal characteristic and mechanism of organic matter, iron and manganese in the drinking water resource by biofiltration](#) 2004
3. Csanady M [Nitrite formation and bacteriological deterioration of water quality in distribution networks](#) 1992(3)
4. 孙锦宜 [含氮废水处理技术与应用](#) 2003
5. 夏琼琼. 陈卫. 罗彬 [饮用水生物强化过滤处理效能及其影响因子研究述评](#) [期刊论文]-[河海大学学报 \(自然科学版\)](#) 2006(01)
6. 刘建广. 张晓健. 王占生 [温度对生物炭滤池处理高氨氮原水硝化的影响](#) [期刊论文]-[中国环境科学](#) 2004(02)
7. 刘建广. 张晓健. 王占生 [生物活性炭滤池处理高氨氮原水](#) [期刊论文]-[中国给水排水](#) 2003(12)
8. Li L S. Zhu W P. Zhang P Y [AC/O3-BAC processes for removing refractory and hazardous pollutants in raw water](#) 2006(1-3)
9. Toor R. Mohseni M [UV-H2O2 based AOP and its integration with biological activated carbon treatment for DBP reduction in drinking water](#) 2007(11)
10. Seredyńska-Sobecka B. Tomaszewska M. Janus M [Biological activation of carbon filters](#) 2006(2)
11. Andersson A. Laurent P. Kihn A [Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon\(BAC\) filters used for drinking water treatment](#) 2001(12)
12. Moore R. Quarmby J. Stephenson T [The effects of media size on the performance of biological aerated filters](#) 2001(10)
13. Mann A T. Mendoza-Espinosa L. Stephenson T [Performance of floating and sunken media biological aerated filters under unsteady state conditions](#) 1999(4)
14. Fdz-Polanco F. Mendez E. Villaverde S [Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification](#) 2000(16)
15. 黄晓东. 李德生. 王占生. 段洪雷. 雷晓玲 [生物活性滤池强化过滤的影响因素研究](#) [期刊论文]-[中国给水排水](#) 2003(05)
16. 乔铁军. 孙国芬 [饮用水生物滤池的反冲洗机理研究](#) [期刊论文]-[净水技术](#) 2006(01)
17. 乔铁军. 张晓健 [反冲洗对生物滤池中生物活性的影响试验](#) [期刊论文]-[中国给水排水](#) 2003(z1)

## 相似文献(3条)

1. 期刊论文 田家宇. 陈伟雄. 王威. 李圭白. Tian Jiayu. Chen Weixiong. Wang Wei. Li Guibai [滤料粒径对生物活性滤池除污染效能的影响](#) -[工业水处理](#) 2007, 27(11)

采用两种活性炭粒径的生物活性滤池(BAF):BAF-1的滤料粒径为0.8~1.2 mm,BAF-2为1.0~2.0 mm,探讨了滤料粒径对BAF除污染能力的影响及作用机理。结果表明,滤料粒径对BAF除有机污染物和氨氮的能力影响较大,两组BAF除浊性能差异不大。另外,两组BAF均能显著降低滤前水的细菌总数,同时,BAF-1的水头损失增长速度并不高于BAF-2。采用较小粒径的BAF-1具有更高的吸附容量,并能为微生物的生长提供更大的表面积,因而具有更优越的饮用水除污染效能。

2. 期刊论文 [田家宇](#), [陈忠林](#), [梁恒](#), [王威](#), [李圭白](#), [TIAN Jia-yu](#), [CHEN Zhong-lin](#), [LIANG Heng](#), [WANG Wei](#), [LI Gui-bai](#)

[斜发沸石替代石英砂强化生物过滤除污染性能-哈尔滨工业大学学报2008, 40\(4\)](#)

为提高生物活性滤池(BAF)用于饮用水处理的除污染效能,滤料的优化选择至关重要。通过连续流动态模型实验,考察采用斜发沸石替代石英砂对于BAF生物过滤性能的强化作用。结果表明,沸石滤料生物活性滤池(BAF-1)去除水中污染物的能力明显优于石英砂滤料生物活性滤池(BAF-2)。与BAF-2比较,BAF-1的COD<sub>Mn</sub>去除率提高13%~18%,UV254去除率提高6.8%~8.4%,氨氮去除率提高8.8%~16.5%,而滤后水浊度降低17%~21%;此外,BAF-1细菌总数去除率比BAF-2提高8.6%,但两种滤料的BAF均不会导致滤后水细菌总数的增加。BAF-1通过吸附、离子交换、生物氧化等多种机制协同作用促进水中污染物的去除,表现出更为优良的饮用水除污染效能。

3. 会议论文 [田家宇](#), [王威](#), [陈忠林](#), [李圭白](#) [沸石替代石英砂强化生物过滤效能 2006](#)

滤料的优化选择对于生物活性滤池(BAF)至关重要。本文通过滤柱模型实验,考察了沸石替代石英砂之后对BAF除污染效能的强化作用。结果表明,采用沸石滤料的BAF-1除有机污染和氨氮能力明显优于采用石英砂滤料的BAF-2。BAF-1的COD<sub>Mn</sub>去除率比BAF-2高13%~18%,UV254去除率高6.8~8.4%,氨氮去除率高8.8~16.5%。BAF-1具有更加优良的除浊性能,滤后水浊度比BAF-2低0.03~0.07NTU。两种滤料的BAF都不会造成滤后水细菌的放大,BAF-1的细菌总数去除率比BAF-2高8.6%。采用沸石滤料的BAF-1是通过生物氧化、吸附、离子交换等作用共同完成对有机物、氨氮等污染物质的去除,因此具有更加优良的饮用水除污染效能。

本文链接: [http://d.wanfangdata.com.cn/Periodical\\_hgxb200809026.aspx](http://d.wanfangdata.com.cn/Periodical_hgxb200809026.aspx)

下载时间: 2009年12月25日