

技术总结

瓷珠曝气生物滤池去除源水中氨氮研究

刘建广¹, 张晓健¹, 王占生¹, 周 聆², 徐 兵²,
沈莉萍², 王 春²

(1. 清华大学 环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 嘉源给排水有限公司, 浙江 嘉兴 314000)

摘 要: 采用以瓷珠为填料的曝气生物滤池(BAF)预处理某高氨氮源水,结果表明,在气水比为 1:1、滤速为 5.5 m/h、水温 $>10\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的条件下,当进水氨氮 $<5\text{ mg/L}$ 时 BAF 对氨氮的去除率为 70%~90%,反应器中存在一定的亚硝酸氮积累;反冲洗周期对氨氮的去除率有较大影响。

关键词: 预处理; 曝气生物滤池; 瓷珠; 氨氮

中图分类号: TU991.2 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2005)05-0032-04

Study on Ammonia Nitrogen Removal from Source Water by Using Biological Aerated Filter with Porcelain Beads as Carrier

LIU Jian-guang¹, ZHANG Xiao-jian¹, WANG Zhan-sheng¹, ZHOU Ling²,
XU Bing², SHEN Li-ping², WANG Chun²

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Jiayuan Water and Wastewater Co. Ltd., Jiaxing 314000, China)

Abstract: Biological aerated filter (BAF) with porcelain beads as carrier was used for pre-treatment of the high ammonia nitrogen content source water. The result shows that under the air/water ratio of 1:1, filter velocity of 5.5 m/h, water temperature higher than $10\text{ }^{\circ}\text{C}$, and influent ammonia nitrogen less than 5 mg/L, the removal rate of ammonia nitrogen is 70%—90%, with some nitrite accumulated in the reactor. Backwash cycle has more effect on ammonia nitrogen removal rate.

Key words: pretreatment; biological aerated filter; porcelain beads; ammonia nitrogen

常规给水处理工艺对氨氮的去除率很低,出水中的氨氮一方面消耗氯消毒剂,大大增加了需氯量,使水产生臭味,并增加了消毒副产物生成量及致突性^[1];另一方面,由于氨氮会引起管网中自养菌的大量繁殖,将造成水质恶化与管网腐蚀^[2]。对于活性炭滤池深度处理工艺,进水中过高的氨氮会影响其对有机物的去除^[3],因此在预处理中去除氨氮对于整体工艺的正常运行至关重要。生物预处理被证明是稳定高效的除氨氮工艺^[4,5],为此以瓷珠为填料,在江南某水厂进行了曝气生物滤池(BAF)去除氨氮

的试验研究。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

BAF 采用有机玻璃制作,规格为 $\varnothing 500 \times 3\ 800\text{ mm}$,按气、水同向流方式运行(从滤池底部进水、上部出水)。池内装瓷珠滤料:外表为白色,粒径为 5~7 mm,堆积密度为 0.8 g/mL,瓷珠密度为 1.7~1.8 g/mL,比表面积为 $700\text{ m}^2/\text{m}^3$ 左右,滤层高为 2.0 m。在滤板上设置长柄滤头,滤板与瓷珠滤料层之间设置 400 mm 厚的卵石层。以滤板为零点,

在滤柱壁上每隔 40 cm 设置一个取样口,取样管内径为 25 mm。装置处理水量为 24 m³/d。BAF 试验装置见图 1。

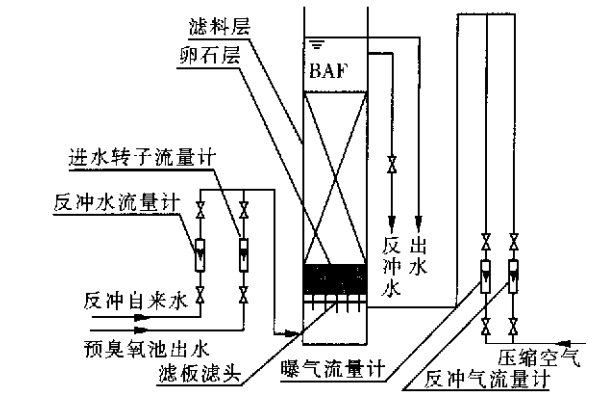


图 1 曝气生物滤池试验装置

Fig.1 Schematic diagram of BAF experimental equipment

试验所在水厂以河水为源水。试验总流程为:预处理—常规处理—深度处理,原水取自水厂进水泵房吸水池,经预臭氧氧化后进入 BAF,BAF 出水经常规处理后进入臭氧—活性炭过滤工艺。BAF 去除氨氮试验从 2002 年 9 月开始,运行至 2003 年 3 月下旬。

1.2 原水水质

试验期间的原水水质见表 1。

表 1 原水水质

Tab.1 Raw water quality

项目	COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	浊度/NTU	氨氮/(mg·L ⁻¹)	Fe/(mg·L ⁻¹)	Mn/(mg·L ⁻¹)	pH
范围	5.3~7.4	35~120	0.8~6.1	2.0~2.8	0.3~0.6	7.1~7.3

2 结果与讨论

2.1 挂膜过程

自 2002 年 9 月 10 日起开始向 BAF 连续进水(水温为 24 ℃左右),采取自然挂膜培养方式,流量为 1.0 m³/h,滤速为 5.5 m/h,气水比采用 1:1,控制出水 DO>6.0 mg/L。结果表明,挂膜阶段的进水氨氮浓度较低,在前 12 d 内 BAF 对氨氮的去除效果不稳定,运行了 14 d 后对氨氮的去除率超过 60%。观察发现,在瓷珠表面出现了肉眼可见的浅褐色微小斑点,而且随着运行时间的增加,斑点逐渐增大,颜色逐渐变深。运行 20 d 后,对氨氮的去除率稳定在 90%左右,去除负荷达到了 0.07 kgNH₄⁺-N/(m³ 滤料·d),说明亚硝化菌数量已基本稳

定,可认为挂膜基本完成。但此时生物膜并没有将瓷珠表面完全覆盖,这与贫营养下生成的生物量少有关。

在经过长期稳定运行后,电镜观察发现在滤料表面凹窝处有较密集的细菌,而在其他位置只有很少量的散落细菌个体,表明滤料表面的微小孔洞是细菌易附着的位点。生物膜所保持的这种结构特性,说明对于营养相对贫乏的微污染水的生物处理而言,BAF 滤料的表面粗糙度及比表面积尤为重要。

2.2 BAF 出水中亚硝酸盐浓度的变化

在进水 NO₂⁻-N 保持在 0.08~0.15 mg/L 的条件下,挂膜期间 BAF 出水 NO₂⁻-N 浓度经历了低—高一低的变化过程,稳定运行后又随进水氨氮浓度及氨氮去除量的变化而变化。在挂膜期的前 12 d,出水 NO₂⁻-N 从 0.1 mg/L 上升到 0.3 mg/L,仅略高于进水,主要是因为亚硝化细菌的数量较少,对氨氮的转化能力较低。同时,以 NO₂⁻-N 为底物的硝化细菌的数量更少,不能将生成的 NO₂⁻-N 完全转化为 NO₃⁻-N。

运行到第 17 天时,BAF 出水 NO₂⁻-N 达到 0.7 mg/L 左右,经分析原因是随着亚硝化细菌的快速增多则 NO₂⁻-N 浓度不断增高,而此时的硝化菌量仍较少,因此造成 NO₂⁻-N 的大量积累。不过,这也为硝化细菌的生长提供了丰富的底物,随着运行时间的延长则亚硝化反应达到了平衡状态(这一时期的进水氨氮浓度为 1~2 mg/L,生成的 NO₂⁻-N 浓度也基本保持在一定范围),硝化细菌在较高浓度的底物下繁殖生长,数量不断增加,对 NO₂⁻-N 的转化能力不断提高,使得出水 NO₂⁻-N 浓度开始降低,运行到第 22 天时出水 NO₂⁻-N 浓度降至 0.2 mg/L 以下,但仍略高于进水浓度。在第 22 天至第 29 天运行期间,BAF 对氨氮的去除率稳定在 90%左右,出水 NO₂⁻-N<0.2 mg/L,说明在进水氨氮浓度相对稳定的条件下,生物膜中的亚硝化细菌与硝化细菌的生长处于相对平衡状态,对氮的转化能力基本相等。

当运行到第 31 天时,进水氨氮突然增高到 4 mg/L 以上,并在以后的一个月时间内一直维持在较高浓度,监测发现出水 NO₂⁻-N 浓度随进水氨氮浓度及氨氮去除量的变化而波动(见图 2)。

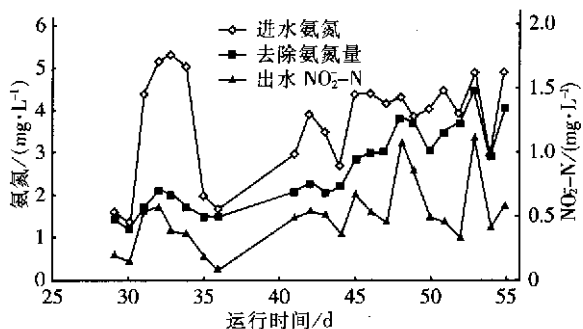


图2 亚硝酸盐积累与氨氮去除量的关系

Fig. 2 Relationship between effluent $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal

由图2可知,当进水氨氮浓度突然增高时,由于亚硝化细菌对氨氮的转化能力远远低于进水氨氮浓度,造成去除率大大降低,此时由于氨氮底物水平的提高,使得亚硝化细菌的比增长速率和对氨氮的反应速率均增加,因此对氨氮的去除量增加,即 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的生成量增加。由于硝化细菌的生长总是延迟于亚硝化细菌,造成出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 升高到 0.58 mg/L 。当进水氨氮浓度降低后,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度也随之降低。

从图2还可知,当进水氨氮长时间处于较高浓度时,对氨氮的去除量随运行时间的增加而增加,说明亚硝化细菌一直处于增殖的过程,当对氨氮的去除率达到85%以上时亚硝化反应达到了相对平衡状态,此段时间出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度受氨氮去除量变化的影响,在 $0.3 \sim 1.1 \text{ mg/L}$ 波动(随氨氮去除量的增加而增加);当氨氮去除量相对稳定后出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度又开始下降,这是硝化细菌增殖(提高了对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化能力)所致。试验中当滤池在较高负荷下运行时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 一直处于积累状态。

2.3 反冲洗对氨氮去除效果的影响

BAF正常运行时的反冲洗周期为1周,为了观察反冲洗周期对运行的影响,在反冲洗结束后连续运行4周即至第4周末再进行反冲。试验发现,连续运行2周对去除效果影响不大,但从第三周开始去除效果出现明显下降,曝气的不均匀性增加,运行至第4周末结束时对氨氮的去除率下降到30%左右,这表明,在试验水质下反冲洗周期不能大于2周。

至第4周末结束时先进行了小强度反洗:水洗强度为 $5 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、气冲强度为 $15 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$;然后

进行了正常强度反洗:水洗强度为 $12 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 、气冲强度为 $20 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。结果表明,经小强度反冲洗后BAF对氨氮的去除率上升到60%,经正常的反冲洗强度冲洗后对氨氮的去除率逐渐上升到80%,BAF的生物活性得到恢复。可见,反冲洗强度对BAF的运行效果有较大影响,若反冲洗强度较小则反冲洗不彻底,只能恢复部分活性。

2.4 反冲洗对滤池生物活性的影响

为了考察反冲洗前后滤料上生物活性的变化,测定了BAF滤料的比耗氧速率(SOUR)^[6]。取样位置:距滤层底部400 mm处。结果显示,反冲洗前、后滤料的SOUR分别为 $0.80, 0.65 \mu\text{gO}_2/(\text{mL} \text{ 滤料} \cdot \text{min})$,两者相差18%,可以认为反冲洗造成的活性生物量损失约为18%。而运行表明,反冲洗前后BAF去除氨氮的能力变化不大,说明经反冲洗后生物量虽有所损失,但BAF的整体活性变化不大。其原因可能是:反冲前滤层中的孔隙被堵塞,导致曝气不均匀,使得滤层的有效利用体积减小,部分生物活性未得到发挥;经反冲洗后滤层的有效体积得以恢复,过水及曝气均匀,传质效率得以提高,因此BAF的运行效果并未下降。

2.5 去除氨氮能力分析

在正常运行过程中水温高于 10°C ,BAF对氨氮的去除负荷随进水负荷的增加而增加,当进水负荷为 $66.7 \sim 106.7 \text{ gNH}_4^+ - \text{N}/(\text{m}^3 \text{ 滤料} \cdot \text{d})$ 时,氨氮基本能全部被去除,且无 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累;当进水负荷 $< 333.3 \text{ gNH}_4^+ - \text{N}/(\text{m}^3 \text{ 滤料} \cdot \text{d})$ 时最大去除负荷为 $290 \text{ gNH}_4^+ - \text{N}/(\text{m}^3 \text{ 滤料} \cdot \text{d})$,在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N} < 5 \text{ mg/L}$ 的条件下出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N} < 1 \text{ mg/L}$,但在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 $4 \sim 5 \text{ mg/L}$ 时出现了较严重的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累现象(最高浓度达 1.0 mg/L)。

2.6 硝化菌分布及滤速对氨氮去除的影响

在滤速为 5.5 m/h 的条件下,从BAF不同高度的取样口取水样测定氨氮和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。为了考察滤速对氨氮去除的影响,将滤速减小到 2.7 m/h 并运行1周(结果见图3)。可以看出,在BAF进水端800 mm高度滤层内 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 逐渐积累,即亚硝化细菌氧化氨氮产生 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的能力大于硝化细菌对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化能力;而在上部的滤层中,沿水流方向 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度逐渐下降,说明硝化细菌对氮的转化能力略高于亚硝化细菌。由此可见,沿水流方向滤层中硝化菌的分布有一定差异,在进水端

亚硝化细菌占优势,在出水端则是硝化细菌占优势。当将滤速从 5.5 m/h 降至 2.7 m/h 时,BAF 底部的 400 mm 滤层对氨氮的去除量提高了近一倍,说明滤速(水力停留时间)对氨氮的去除率影响较大,以低滤速运行(增加水力停留时间)可以提高 BAF 对氨氮的去除率,但对去除负荷影响不大。

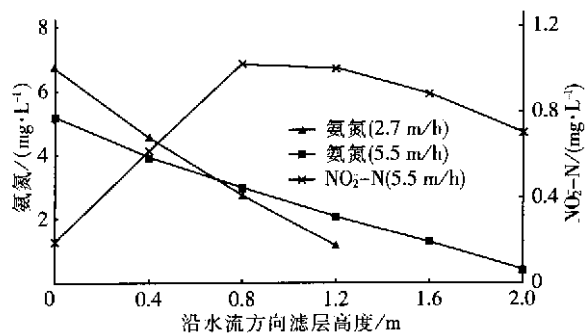


图 3 不同高度滤层处的氨氮和亚硝态氮
Fig. 3 NH₄⁺-N and NO₂⁻-N concentration at different depth of filter layer

3 结论

① 将瓷珠曝气生物滤池作为微污染源水深度处理的预处理工艺可有效去除氨氮,在进水 NH₄⁺-N <5.0 mg/L、滤速为 5.5 m/h、水温 >10 ℃ 的条件下,对氨氮的去除率为 70%~90%,且出现了 NO₂⁻-N 的积累。经其预处理后,可保证活性炭滤池出水

NH₄⁺-N <0.2 mg/L。
② 对于瓷珠曝气生物滤池,当进水 NH₄⁺-N 浓度较高时,要得到较高的去除率则应以较低的滤速运行。

参考文献:

[1] 岳舜琳. 给水中的氮氮问题[J]. 净水技术, 2001, 20 (2): 12-14.
[2] Csanady M. Nitrite formation and bacteriological deterioration of water quality in distribution networks[J]. Water Supply, 1992, 10(3): 39-43.
[3] 叶辉, 许建华. O₃-BAC 工艺处理高氨氮原水的问题探讨[J]. 水处理技术, 2001, 27(5): 300-302.
[4] 任智勇, 齐岩松, 李然. 饮用水生物预处理除氮技术[J]. 城市环境与城市生态, 2002, 15(3): 54-56.
[5] 刘文君, 贺北平, 张锡辉, 等. 淮河(蚌埠段)饮用水源水生物接触氧化预处理生产性试验[J]. 环境科学, 1997, 18(1): 20-22.
[6] Surmacz-Gorsha J, Gernaey K, Demuyne C, et al. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements[J]. Wat Res, 1996, 30 (5): 1228-1236.

E-mail: liujianguang@mails. tsinghua. edu. cn
收稿日期: 2004-11-10

• 工程信息 •

邯郸市西污水处理厂工程

规划总规模: 20×10⁴ m³/d, 投资额: 1 542 万美元, 建设周期: 2004 年—2005 年, 一期工程设计处理能力为 10×10⁴ m³/d, 采用氧化沟工艺, 所需主要设备: 曝气机、粗细格栅、潜水泵、滗水器、浓缩脱水机等, 业主单位: 邯郸市市政公用事业管理局, 进展情况: 正在进行施工准备。

(山东齐鲁武峰塑料制品有限公司 姜仲涛)

山东省临清市污水处理厂工程

处理规模为 6×10⁴ m³/d, 共分两期建设, 一期为 3×10⁴ m³/d, 二期为 3×10⁴ m³/d。该项目已由山东省计委批复立项。临清市财政承诺注入资金 1 500 万元, 现已注入 300 万元。经临清市人民政府批准, 划拨旧城改造用地 7 hm²。建设内容包括污水处理系统、污泥处理系统以及附属设施、厂外配套管网等。

(济南二机床集团有限公司 崔炳勇)