

DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2012.06.017

# 采用“臭氧-粉末活性炭-曝气生物滤池” 组合工艺深度处理印染废水

操家顺<sup>1,2,4</sup>, 姜磊娜<sup>3,4</sup>, 蔡健明<sup>2</sup>, 邢 丽<sup>1,4</sup>, 徐 祥<sup>1,4</sup>

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;

2. 河海大学水资源高效利用与工程安全国家工程研究中心, 江苏 南京 210098;

3. 江苏省环境科学研究院, 江苏 南京 210036; 4. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098)

**摘要:**采用“臭氧-微量粉末活性炭-曝气生物滤池”组合工艺,考察了苏南某污水处理厂二级出水深度处理的运行效果及作为回用水的可行性。结果表明,当投加的臭氧和粉末活性炭质量浓度分别为 25 mg/L 和 20 mg/L,曝气生物滤池的水力停留时间为 6 h,气水比为 3:1 时,组合工艺出水的  $\rho(\text{COD})$  和  $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$  平均值分别为 49 mg/L 和 0.28 mg/L,出水平均色度为 7,平均脱色率达 90%,满足回用水水质要求。检测发现,臭氧氧化和粉末活性炭吸附对可溶性微生物产物有较高的去除率。

**关键词:**印染废水;深度处理;臭氧氧化;粉末活性炭吸附;曝气生物滤池;可溶性微生物产物

中图分类号:X703

文献标志码:B

文章编号:1004-6933(2012)06-0075-06

## Advanced treatment of dyeing wastewater by ozone-powdered activated carbon-biological aerated filter combined process

CAO Jia-shun<sup>1,2,4</sup>, JIANG Lei-na<sup>3,4</sup>, CAI Jian-ming<sup>2</sup>, XING Li<sup>1,4</sup>, XU Xiang<sup>1,4</sup>

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development of Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. National Engineering Research Center of Water Resources Efficient Utilization and Engineering Safety, Hohai University, Nanjing 210098, China;

3. Jiangsu Provincial Academy of Environmental Science, Nanjing 210036, China;

4. Collage of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

**Abstract:** According to the characteristics of secondary effluent from a wastewater treatment plant in southern Jiangsu Province, the effect and feasibility of advanced treatment of dyeing wastewater by the ozone-powdered activated carbon (PAC)-biological aerated filter (BAF) combined process for the reuse of dyeing wastewater were studied. The results show the following: when the concentrations of ozone and powdered activated carbon were 25 mg/L and 20 mg/L, respectively, the hydraulic retention time of BAF was six hours, and the gas-water ratio was 3:1, the average  $\rho(\text{COD})$  and  $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$  in the effluent were 49 mg/L and 0.28 mg/L, respectively, the mean chromaticity was seven times, and the mean decolorization rate was 90%, indicating that the effluent could meet the water quality requirements for reuse. Detection shows that the removal rate of soluble microbial products was high with the use of ozone oxidation and powdered activated carbon adsorption.

**Key words:** dyeing wastewater; advanced treatment; ozonation; powdered activated carbon adsorption; biological aerated filter; soluble microbial products

苏南某污水处理厂接纳的废水中 90% 以上为  
印染废水,经二级生化处理后出水 COD 与色度较

高,不能满足回用要求。笔者根据该污水处理厂二  
级生物处理出水水质特点,采用臭氧-微量粉末活性

基金项目:国家水体污染控制治理科技重大专项(2012ZX07101-003);2008 年度高等学校科技创新重大培育资金资助项目(708047);江苏省太湖治理科研课题(TH2010201)

作者简介:操家顺(1964—),男,教授,博士,主要从事水处理技术研究。E-mail:caojiashun@163.com

炭-曝气生物滤池(BAF)组合工艺作为深度处理工艺(以下简称为组合工艺),该组合工艺旨在通过化学氧化法将废水中的长链有机物打断成短链有机物,环状有机物开环,将大分子有机物氧化成小分子有机物,从而提高废水的可生化性,为后续 BAF 生化处理提供有效碳源。同时通过化学氧化去除水中色度,使出水满足回用水水质要求。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 试验装置

试验采用 KCF-SF20 型臭氧发生装置,设计工作压力为 0.04 MPa,设计流量为 10 L/min,设计臭氧发生量为 20 g/h,臭氧发生装置气源为氧气源,制备方法为电晕发电法,介质为搪瓷。

试验 BAF 规格为  $\varnothing 150 \text{ mm} \times 1700 \text{ mm}$ ,采用有机玻璃制作,承托层高为 30 cm,采用直径为 1~3 cm 的卵石,填料选用粒径为 3~5 mm 的球形轻质生物陶粒滤料,滤料层高度为 75 cm。BAF 采用上流式设计,污水和空气均由下部进入,顶部流出,空气泵通过滤板进行充氧曝气。组合工艺流程如图 1 所示。

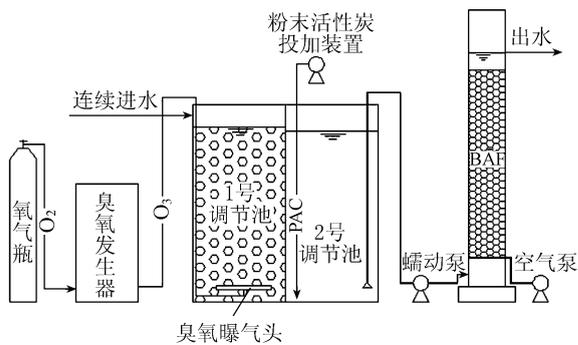


图 1 臭氧-粉末活性炭-BAF 组合工艺工艺流程

原水(污水处理厂二级出水)先进入 1 号调节池经臭氧化学氧化,可提高原水的可生化性,而后进入 2 号调节池,投加微量粉末活性炭进行吸附,粉末活性炭一方面可以吸附臭氧化后水中残余色度,另一方面可以作为臭氧分解的催化剂,避免残余臭氧对 BAF 生物系统的冲击,起到缓冲的作用。最终废水进入 BAF 后从上端排出。

### 1.2 试验用水

试验用水取自苏南某污水处理厂二沉池出水,该污水处理厂二级处理采用 A<sup>2</sup>O 工艺,目前总处理规模为 40 000 m<sup>3</sup>/d。根据污水处理厂长期监测,其

表 1 二沉池出水水质

水质指标	pH	$\rho(\text{COD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{BOD}_5)/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	色度	$\rho(\text{BOD}_5)/\rho(\text{COD})$
数值范围	7.1~7.9	71~153	5~12	0.39~2.86	60~80	0.05~0.1
平均值	7.30	90	7	1.45	70	0.08
回用标准	6.5~8.5	≤60	≤10	≤10	≤30	—

出水水质见表 1。

对照 GBT 19923-2005《城市污水再生利用-工业用水水质》,由表 1 可知,该污水处理厂二级出水与回用水水质要求相比较,主要表现在 COD 和色度上超标。由  $\rho(\text{BOD}_5)/\rho(\text{COD})$  可知,二沉池出水的可生化性较差,不适宜直接采用生化处理。原水中惰性颗粒性有机物和惰性不可降解有机物成分较大,这主要与该污水处理厂接纳的大量印染废水有关。

### 1.3 分析监测方法

分析监测方法均采用国家规定的标准方法<sup>[1]</sup>。其中,COD 浓度采用重铬酸钾滴定法测定,色度采用稀释倍数法测定,NH<sub>3</sub>-N 浓度采用纳氏试剂光度法测定,pH 值由便携式 pH 计测定,污泥生物相采用显微镜观察法测定。

## 2 试验结果与分析

### 2.1 臭氧预试验结果

在容积为 1 m<sup>3</sup>塑料桶内蓄满废水(水温 32℃),连续搅拌,按设计气体流量连续通入臭氧,氧化反应接触时间共计 80 min,每 10 min 取样监测 COD 及色度。pH 值、COD 和色度随时间的变化情况如图 2 所示。

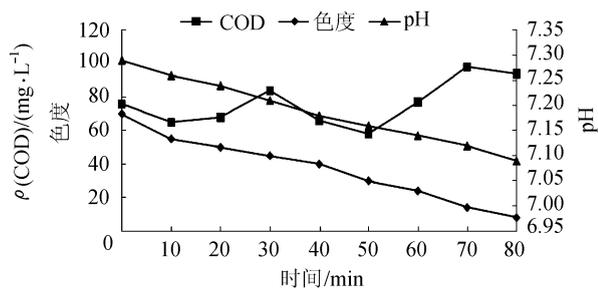


图 2 pH 值、COD 和色度随时间的变化趋势

由图 2 可以看出,臭氧对色度去除效果很好,废水色度随着臭氧投量的增加而逐渐降低。当通入臭氧时间为 80 min,即臭氧投加量为 26.7 mg/L 时,色度由 70 降低至 8,脱色率达 88.6%。臭氧脱色原理是利用臭氧的强氧化性,能使重氮、偶氮键断裂,醌式结构破坏从而达到脱色目的。Zhao 等<sup>[2]</sup>的研究表明,臭氧分子反应选择性强,能与含双键的染料直接发生加成反应,使染料开环脱色,可以有效去除色度并提高废水的可生化性。史惠祥等<sup>[3]</sup>进行了偶氮染料的臭氧脱色机理研究,结果表明:染料降解脱

色路径可分为3个阶段:助色基脱落、发色基分解和无色中间产物的进一步分解。

废水 COD 则随着臭氧质量浓度的增加呈现出波动状态。由于印染废水二级出水仍含有多种未降解完全的染料、浆料及助剂,水质不稳定,所以臭氧对实际废水的降解过程较复杂,同时存在氧化分解作用与氧化破解作用。臭氧与废水中残留的易降解有机污染物之间发生氧化分解,表现为 COD 质量浓度的降低;臭氧与难降解污染物之间有选择性的氧化破解反应,使有机物开环、断链,从而将大分子有机物氧化为小分子有机物,不饱和有机物转化为饱和有机物,表现为 COD 质量浓度的升高。两种氧化作用同时发生,当氧化分解的反应速率  $k_1$  大于氧化破解的反应速率  $k_2$  时,则表现为 COD 质量浓度的下降;反之,则 COD 质量浓度升高。图 2 中 COD 质量浓度的上下波动,是臭氧氧化分解与氧化破解共同作用的结果。文献[4]通过对该污水处理厂二级出水水质 GC-MS 分析,证实出水中含有多种环状及长链物质。因此,随着臭氧的投加量增大,COD 质量浓度波动亦较大。

另外,随着臭氧投量的增加,废水中的难降解有机物逐步氧化成为有机酸、酮、醛和烷烃等可降解有机物,从而提高了废水的可生化性。pH 值由 7.29 逐渐降低至 7.09。引起水中 pH 值降低的主要原因为:二氧化碳影响、水中残余有机物(氧化形成的小分子的酸、醛)和硝化作用等<sup>[5-6]</sup>。

图 3 为臭氧氧化出水和二沉池出水的紫外扫描图谱。

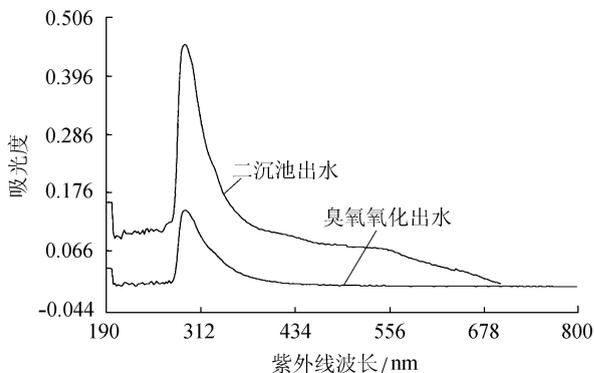


图 3 臭氧氧化出水和二沉池出水紫外扫描图谱对照

紫外区的两个特征峰分别是 230 nm 对应的苯环结构和 310 nm 对应的萘环结构,由于附近其他基团的影响而有所偏移<sup>[7]</sup>。292 nm 处可能是苯及其同系物、萘系化合物在各波段处出现精细结构。由图 3 可见,经化学氧化后部分苯环可能开环成链状分子,使得吸光度下降。可见光区域内,氧化后曲线吸光度明显下降,曲线趋于平滑,表明染料分子大的

共轭体系被氧化。

## 2.2 微量粉末活性炭投加试验

分别取 1 000 mL 臭氧氧化后的废水(色度为 10)于 5 个烧杯中,加入粉末活性炭(PAC)质量浓度分别为 0 mg、10mg、20 mg、30 mg、40 mg,振荡反应后,观察色度变化情况。静置 24 h 后,继续观察色度变化。图 4 为不同 PAC 投加量下的色度变化情况。

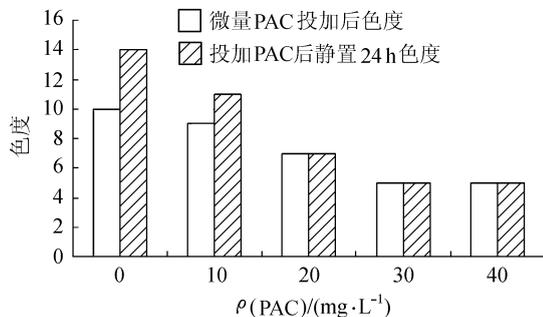
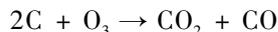


图 4 色度随不同粉末活性炭质量浓度变化情况

由图 4 可知,当  $\rho(\text{PAC})$  分别为 10 mg/L、20 mg/L、30 mg/L 和 40 mg/L 时,色度分别降至 9、7、5 和 5。经过 24 h 静置,不加 PAC 的水样出现返色现象,色度升至 14,投加  $\rho(\text{PAC}) = 10 \text{ mg/L}$  的水样返色至 11,而投加  $\rho(\text{PAC}) = 20 \text{ mg/L}$  及以上的水样没有出现返色现象。根据回用水水质指标要求(色度不大于 10),确定粉末活性炭最佳质量浓度为 20 mg/L。

由于组合工艺运行时臭氧为连续投加,如果具有强氧化性的臭氧未分解完全就进入生物处理系统,可能会杀死微生物,影响生物处理效果。为了避免残余臭氧对 BAF 生物系统的冲击。因此在臭氧质量浓度为 25 mg/L、粉末活性炭质量浓度为 20 mg/L 条件下,对现场 1 号、2 号两调节池中残余臭氧进行连续 15 d 的监测。结果表明,1 号调节池残余臭氧质量浓度为 1.8 ~ 2.6 mg/L,2 号调节池残余臭氧质量浓度为 0。这是因为 2 号调节池水力停留时间(HRT)为 4 h,臭氧的半衰期较短,且连续投加粉末活性炭对臭氧分解起到了催化作用,从而保证了后续 BAF 生物处理系统的稳定性。其中,粉末活性炭吸附残余臭氧并使之分解的反应方程式如下<sup>[8]</sup>:



## 2.3 BAF 挂膜

采用接种污泥法挂膜。接种污泥取自苏南某污水处理厂二沉池污泥,按 C : N : P = 100 : 5 : 1 投加营养,闷曝 3 d 后改为连续小流量进水,挂膜滤速为 0.125 m/h(HRT=6 h),气水比控制在(2~3) : 1。挂膜期间,定期进行低强度气水同时反冲。

运行两周后,底部进水端陶粒表面出现较薄的浅红褐色生物膜,有些陶粒表面带有少量白色絮体;

随着运行时间的延长,生物膜由底部逐渐向上端推进,整个滤柱有少量陶粒表面包裹有锈红色的生物膜。连续进水 35 d 后,COD 去除率稳定在 30% 以上, $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率稳定在 35% 左右,出水色度去除率稳定为 40% 左右,TP 去除率在 20% 左右,出水浊度很低。镜检见轮虫、线虫、草履虫及少量丝状菌,挂膜成功。

## 2.4 臭氧-微量粉末活性炭-BAF 组合工艺试验

BAF 挂膜成功后,进行组合工艺试验研究。臭氧氧化后的废水引自现场中试装置调节池,臭氧曝气头置于 1 号调节池底部,按小试试验所得最佳臭氧投药量投加(通过调节臭氧发生器进气流量与电流,控制臭氧浓度)。为提高臭氧在水中的溶解度,增大臭氧气泡和与液相废水的接触面积,加速传质过程,在 1 号调节池中投加填料以增加臭氧的利用率。废水流量为 300 L/h,从 1 号调节池底部进入,与臭氧接触氧化(HRT=2.8 h)后溢流入 2 号调节池。2 号调节池停留时间为 4 h,按  $\rho=20 \text{ mg/L}$ ,连续投加粉末活性炭,并保持均匀连续搅拌。

由于中试试验装置受滤料层高度的限制,生物膜上的生物总量不高,且该污水处理厂的二级出水可生化性差,所以控制较长的停留时间。装置按照挂膜时工况运行,即 HRT=6 h,气水比 3:1。取稳定运行后的连续 20 d(第 36~55 d)数据进行分析。

### 2.4.1 COD 去除效果

印染废水二级出水 COD 包括前段处理中未降解的染料、助剂等物质,以及生化处理过程中微生物产物,其可生化性差,难以进一步被微生物所利用。图 5 显示了单独 BAF 工艺和组合工艺对 COD 去除效果的对比。

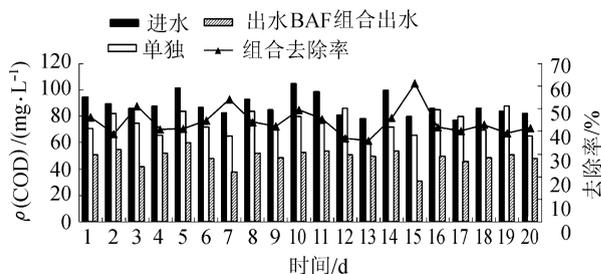


图 5 单独 BAF 工艺和组合工艺对 COD 的去除效果对比

由图 4 可知,进水  $\rho(\text{COD})=77 \sim 105 \text{ mg/L}$ ,平均值为 88 mg/L。单独 BAF 工艺对 COD 的去除效率为 20%~50%,平均去除率为 32%。通过臭氧氧化后,提高了有机物的可生化性,从而能更好地被微生物所利用,组合工艺的出水  $\rho(\text{COD})=31 \sim 60 \text{ mg/L}$ ,平均质量浓度为 49 mg/L;COD 去除率在 35.9%~61.3% 之间,平均为 44.3%,符合回用水水质标准的要求。

### 2.4.2 色度去除效果

由于染料废水大多为难降解大分子物质,该污水处理厂二级生化处理对色度的去除有限,出水仍带有一定色度,表观上呈红褐色或浅黑色。图 6 为单独 BAF 工艺和臭氧-微量粉末活性炭-BAF 组合工艺对色度去除效果图。

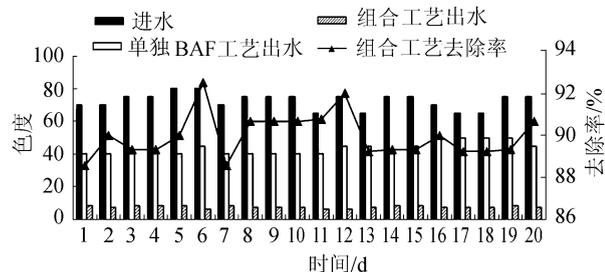


图 6 单独 BAF 工艺和组合工艺对色度去除效果对比

单独 BAF 工艺对色度的去除表现为滤料截留及微生物降解作用,但效果有限,平均去除率仅为 40%,出水仍带有明显色度。单独 BAF 工艺不但没有解决色度去除的问题,而且水中难降解染料分子在 BAF 膜表面的不断累积易引起微生物中毒,从而破坏 BAF 内系统平衡。而通过前置臭氧氧化和微量粉末活性炭投加能够有效降低水体色度,而且为后续 BAF 生物处理系统提供了有力的微生物生境条件。由图 6 中可知,组合工艺脱色率稳定在 88.6%~92.5% 之间,平均脱色率为 90%。出水色度能够满足回用水水质标准。

### 2.4.3 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果

图 7 为单独 BAF 工艺和组合工艺对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除效果对比图。

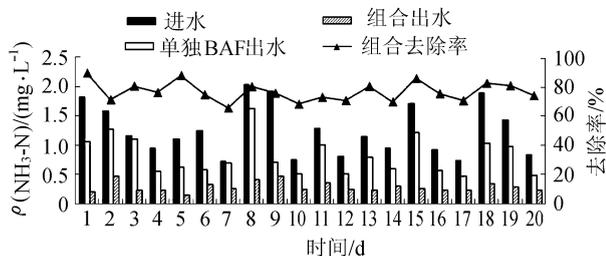


图 7 单独 BAF 工艺和组合工艺对  $\text{NH}_3\text{-N}$  去除效果对比

由图 7 可知, $\text{NH}_3\text{-N}$  去除率较高,进水  $\text{NH}_3\text{-N}$  质量浓度为 0.72~2.02 mg/L,平均质量浓度为 1.25 mg/L。组合工艺出水的  $\text{NH}_3\text{-N}$  质量浓度为 0.14~0.47 mg/L,去除率在 65.3%~89.0% 之间,平均为 76.3%。而单独 BAF 工艺对  $\text{NH}_3\text{-N}$  的平均去除率仅为 35.1%。

$\text{NH}_3\text{-N}$  的去除主要是通过生物膜上硝化细菌的硝化作用转变为亚硝酸盐、硝酸盐。由于异养菌生长繁殖速度比硝化菌快,硝化菌是一种严格的好氧细菌,当水中 DO 不足或 O 透过膜到达硝化菌表面

的传递速度下降时,硝化菌吸取水中 DO 的能力比异养菌差,这些都限制了硝化菌的生长繁殖,使硝化反应受到影响。DO 是硝化反应的限制因素,而 O<sub>3</sub> 分解会产生 O<sub>2</sub> 溶解于水中,提高了水中 DO,有利于硝化反应进行;同时臭氧氧化也能破坏水中原有的抑制硝化菌的物质<sup>[9]</sup>。可见,前置臭氧氧化能有效提高 NH<sub>3</sub>-N 的去除率。

## 2.5 水质可生化性分析

可溶性微生物产物(soluble microbial products, SMP)是微生物在降解环境中利用基质、进行内源呼吸或者应对环境压力的过程中产生的溶解性有机物,能够在不破坏固体细胞的情况下与微生物分离,且离开该物质微生物细胞仍能存活<sup>[10-11]</sup>,属于较难降解的物质,是水中溶解性 COD 的组成部分。研究工艺各单元进出水 SMP 变化及其所占可溶性化学需氧量(SCOD)的比例,有助于了解进出水水质的可生化性特点,从而能更好地说明系统的整体运行效果。SMP 由微生物基质分解过程产生的 UAP(substrate-utilization-associated products)和内源呼吸过程产生的 BAP(biomass-associated products)构成,其中 UAP 比 BAP 容易降解。SMP 的组成复杂,包括腐殖质、多糖、蛋白质、核酸、有机酸、抗生素和硫醇等多种物质,其中腐殖质、多糖和蛋白质这 3 种成分是在各种情况下均普遍存在的<sup>[12]</sup>。根据 Menahem 等<sup>[13]</sup>对 SMP 的成分分析,活性污泥法 SMP 中腐殖质所占比例为 40%~50%,多聚糖 11.5%,蛋白 22.4%,可见这 3 种物质是 SMP 的主要成分。各单元 SMP 的测定结果及与 SCOD 关系见表 2。表中数据为稳定期第 9 d(总第 44 d)的数据。

由表 2 可知,该污水处理厂二沉池出水 SMP 中,腐殖酸为主要成分,占 3 种成分总量的 52.8%。经过臭氧氧化和粉末活性炭吸附后,SMP 的去除较明显,SMP 含量减少了 61%,这表明由于二沉池出水中含有的二级生化处理系统产生的 SMP 能被臭氧分解氧化,尤其是 SMP 中的腐殖酸较易被氧化。

BAF 直接引入二沉池出水,滤柱出水 SMP 中的 3 种成分均有所增加,这是因为微生物在碳源不足的情况下,为维持生存必须通过内源呼吸或代谢细

胞内的物质以获得能量,从而释放大量的 SMP;而废水经臭氧氧化后再通过 BAF 处理,滤柱进出水 SMP 变化较小,多糖和腐殖酸浓度有了一定程度的增加,而蛋白质含量则有所降低,这是由于 SMP 并非完全不能降解,臭氧氧化提高了废水的可生化性,使得 BAF 中微生物增殖,滤柱中存在一些能降解 SMP 的微生物。从 SMP 总量来看,在 BAF 滤柱中,微生物降解基质以及内源呼吸所产生的 SMP 与微生物降解的 SMP 速率基本达到了一个基本平衡状态,其中蛋白质较多糖和腐殖酸更易被生物降解。

## 3 结论

a. 臭氧氧化可解决印染废水脱色困难的难题,并能提高废水的可生化性。本试验条件下,臭氧最佳投加质量浓度为 25 mg/L。粉末活性炭一方面可以吸附臭氧氧化后水中残余色度,另一方面可以作为臭氧分解的催化剂,避免残余臭氧对 BAF 生物系统的冲击。

b. 针对苏南某污水处理厂二级出水的深度处理,臭氧-微量粉末活性炭-BAF 组合工艺处理效果要明显好于单独 BAF 工艺。当臭氧投加质量浓度为 25 mg/L,粉末活性炭投加质量浓度为 20 mg/L 时,在 HRT 为 6h 的条件下,组合工艺的出水 COD 平均质量浓度为 49 mg/L,色度为 7,ρ(NH<sub>3</sub>-N)为 0.28 mg/L,能够满足回用水水质要求。

c. 对进出水 SMP 含量的分析发现,单独 BAF 工艺并不能去除 SCOD 中的 SMP,组合工艺对 SMP 则有明显的去除效果。组合工艺中,BAF 系统内 SMP 的产生和降解基本维持在一个平衡状态。

## 参考文献:

- [1] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [2] ZHAO W R, XU X H, SHI H X. Degradation mechanism of cationic red X-GRL by ozonation[J]. Chinese Chem Lett, 2003, 14(12): 1309-1312.
- [3] 史惠祥, 赵伟荣, 汪大翠. 偶氮染料的臭氧氧化机理研究[J]. 浙江大学学报, 2003, 37(6): 734-738.
- [4] 清华大学. 甬直污水处理厂现场调研与试验研究[R]. 北京:清华大学环境工程系,2009.

表 2 SMP 与 COD、SCOD 关系

指标	$\rho(\text{COD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\rho(\text{SCOD})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	SMP 转换成 当量 COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	多糖转换成 当量 COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	蛋白质转换成 当量 COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	腐殖酸转换成 当量 COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SMP(当量 COD): SCOD/%
进水水质	86	67	18.04	4.49	3.19	10.36	26.9
单独 BAF 出水	67	61	23.41	4.81	3.29	15.31	38.4
臭氧+粉末活性炭出水	85	73	6.24	3.84	1.22	1.18	8.5
组合工艺出水	50	34	6.12	4.26	0.49	1.37	18.0

- [ 5 ] 王长平, 乔铁军, 周瑾, 等. 臭氧-生物活性炭工艺出水 pH 的变化及机理[J]. 给水排水, 2010, 7(36): 21-24.
- [ 6 ] 王娟, 范迪. 臭氧氧化法深度处理造纸废水试验研究[J]. 工业水处理, 2009, 29(1): 33-35.
- [ 7 ] 吴峰, 华河林, 邓南圣. 三种偶氮染料降解历程在紫外-可见光谱上的表现[J]. 环境化学, 2000, 19(4): 348-351.
- [ 8 ] 张自杰. 排水工程[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000.
- [ 9 ] 刘芳, 赵朝成, 张秀霞, 等. 组合填料生物滤池处理锦纶废水二级出水的性能研究[J]. 环境工程学报, 2007, 1(4): 38-43.
- [ 10 ] BARKER D J., STUCKEY D C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems[J]. Water Research, 1999, 33(14): 3063-3082.
- [ 11 ] LASPIDOU C S, RITTMANN B E. A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass [J]. Water Research, 2002, 36(11): 2711-2720.
- [ 12 ] 多金环, 安金辉. 可溶性微生物产物的产生及影响因素分析[J]. 化工环保, 2004, 24(3): 169-172.
- [ 13 ] MENAHEM R, JOSEPHA M. Classification of organics in secondary effluents [J]. Environment Science and Technology, 1971, 5(7): 606-609.
- [ 14 ] JANGA N, REN Xiang-hao, KIM G, et al. Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse[J]. Desalination, 2007, 202(1/3, 5): 90-98.

(收稿日期:2011-10-13 编辑:高渭文)

(上接第 74 页)

- [ 25 ] 陈芳艳, 陆敏, 唐玉斌. 纳米铁在水污染控制中的应用研究进展[J]. 工业安全与环保, 2007, 33(2): 18-20.
- [ 26 ] 纪永志, 李鑫钢, 孙津生. 炭材料在水污染修复领域的应用研究[J]. 材料导报, 2006, 20(7): 84-87.
- [ 27 ] 董军, 赵勇胜, 赵晓波, 等. PRB 技术处理污染地下水的因素分析[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2005, 35(2): 226-230.
- [ 28 ] 崔海炜, 孙继朝, 陈玺, 等. PRB 技术在垃圾渗滤液污染地下水修复中的可行性研究[J]. 南水北调与水利科技, 2010, 8(6): 66-69.
- [ 29 ] 杨维, 杨军锋, 王立东, 等. 膨润土研究现状及其作为 PRB 反应介质的探讨[J]. 地质与资源, 2007, 16(2): 155-159.
- [ 30 ] 郭红岩, 孙媛媛, 艾弗逊, 等. 一种利用树脂基 PRB 技术去除地下水有机污染物的方法: 中国, CN101838025A [P]. 2010-09-22.
- [ 31 ] USEPA. In situ redox manipulation permeable reactive barrier emplacement: final report [M]. Washington D. C.: U S Environmental Protection Agency Press, 2004: 1-10.
- [ 32 ] 张莹, 张玉玲, 张晟瑀, 等. 修复石油类污染地下水的 PRB 反应介质研究[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2010, 40(2): 399-404.
- [ 33 ] ALONSO S, GALLO C. Treatment of fuel diesel with a permeable reactive barrier technology [J]. Medellin, 2007, 153: 151-157.
- [ 34 ] ZHANG Wei, DING Feng, WANG Hua-sheng. Treat of Cr(VI) contaminated groundwater by PRB simulation with ash and iron [M]. Suzhou: Suzhou University Press, 2011: 350-356.
- [ 35 ] 孟庆玲, 任群, 王显胜, 等. 组合材料渗透反应墙对硝基苯污染地下水的修复研究[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(3): 413-416.
- [ 36 ] 杨维, 施爽, 金丰尧, 等. 去除地下水硝酸盐 PRB 生物介质可行性试验研究[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(6E): 111-114.
- [ 37 ] 朱敬涛, 韩志勇, 魏相君, 等. 地下水原位治理的渗透性反应墙技术[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(9): 74-78.
- [ 38 ] USEPA. Field demonstration of permeable reactive barriers to remove dissolved uranium from groundwater [M]. Washington D. C.: U S Environmental Protection Agency Press, 2000: 55-64.
- [ 39 ] 吉林大学环境与资源学院. 污染土壤和地下水的 PRB 治理和修复[R]. 长春: 吉林大学环境与资源学院, 2010.
- [ 40 ] POWELL R M, POWELL P D. Economic analysis of the implementation of permeable reactive barriers for remediation of contaminated groundwater [M]. Washington D. C.: U S Environmental Protection Agency Press, 2002: 10-25.
- [ 41 ] 姜雪松, 王玲. 我国地下水修复与保护融资方式理论分析[J]. 合作经济与科技, 2009, 366(4): 80-82.
- [ 42 ] BIRKE V, BURMEIER H, JEFFERIS S, et al. Permeable reactive barriers (PRBS) in Europe: potentials and expectations [J]. Journal of Engineering Geology and Environment, 2007, 1: 1-6.

(收稿日期:2011-10-18 编辑:彭桃英)