



锑对活性污泥去除印染废水 COD 和氨氮的影响

刘 宏,倪 静,叶仕青

(苏州科技大学环境科学与工程学院,江苏苏州 215009)

[摘要] 以苏州某印染废水处理厂气浮段出水为研究对象,通过批次反应模拟污水处理厂的好氧曝气池工艺,探讨了金属锑对活性污泥去除印染废水中 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的影响,评价了不同锑质量浓度下活性污泥对其的处理效能,并研究了不同锑质量浓度下生化反应前后污泥浓度变化规律。结果表明,废水中的锑可显著抑制 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除,在进水 COD 为 309.2 mg/L、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为 6.54 mg/L 的条件下,当锑质量浓度由 0.05 mg/L 升高至 2.05 mg/L 时, COD 去除率由 82.1% 降至 35.6%, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率由 74.6% 降至 40.5%。活性污泥可去除一部分的锑,且随着锑质量浓度的增加,活性污泥对锑的处理效能先增加后降低之后保持稳定。活性污泥的剩余量与进水锑浓度显著相关,锑浓度越大,剩余污泥浓度越小,处理效果越差。模拟该废水处理厂实际运行工艺,在生化段后采用混凝工艺可进一步去除生化反应出水的 COD 及锑,当锑质量浓度为 0.25 mg/L 时,经好氧活性污泥-混凝(投加 100 mg/L FeCl_3)处理后,出水 COD 为 80.2 mg/L,而当锑质量浓度为 0.05 mg/L 时,经好氧活性污泥-混凝(投加 100 mg/L FeCl_3)处理后,出水 COD 为 38.0 mg/L,由此可见,为保障水质达标,利用好氧活性污泥-混凝法处理含有锑的印染废水时,进水锑的浓度需加以控制。

[关键词] 锑;活性污泥;印染废水;混凝

[中图分类号] X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)07-0087-08

Effect of antimony on the removal of COD and ammonia nitrogen from printing and dyeing wastewater by activated sludge

LIU Hong, NI Jing, YE Shiqing

(College of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China)

Abstract: Taking the effluent from the air flotation section of a printing and dyeing wastewater treatment plant in Suzhou as the research object, the batch reaction was used to simulate the aerobic aeration tank process of the wastewater treatment plant. The effect of metal antimony on the removal of COD and $\text{NH}_3\text{-N}$ from printing and dyeing wastewater by activated sludge was discussed, the treatment efficiency of activated sludge under different antimony mass concentrations was evaluated, and the sludge concentration before and after biochemical reaction under different antimony mass concentrations was studied. The results showed that antimony in the wastewater could significantly inhibit the removal of COD and $\text{NH}_3\text{-N}$. Under the conditions of influent COD of 309.2 mg/L and $\text{NH}_3\text{-N}$ of 6.54 mg/L, the COD and $\text{NH}_3\text{-N}$ removal rate decreased from 82.1% to 35.6% and 74.6% to 40.5% when the antimony mass concentration increased from 0.05 mg/L to 2.05 mg/L. Activated sludge could remove part of antimony, and with the increase of antimony mass concentration, the treatment efficiency of activated sludge for antimony first increased, then decreased, and then remained stable. The residual amount of activated sludge was significantly correlated with the influent antimony concentration, with the larger the antimony concentration, the smaller the residual sludge concentration and the worse the treatment effect. Furthermore, by simulating the actual operation process of the wastewater treatment plant, the COD and antimony could be further removed with coagulation process followed by the biochemical section. When the mass concentration of antimony was 0.25 mg/L, the effluent COD was 80.2 mg/L after

[基金项目] 国家自然科学基金青年基金项目(51708381);江苏省自然科学基金项目面上项目(BK20181466)

treatment by aerobic activated sludge-coagulation (with 100 mg/L FeCl_3), while when antimony was 0.05 mg/L, the effluent COD was 38.0 mg/L. It could be seen that in order to ensure that the water quality met the standard, the concentration of antimony in the influent needed to be controlled when the printing and dyeing wastewater containing antimony was treated by aerobic activated sludge-coagulation method.

Key words: antimony; activated sludge; printing and dyeing wastewater; coagulation

印染行业是我国工业的重要组成部分,对国民经济发展具有重要支撑作用,但是,印染行业也是工业废水的主要来源之一。一方面印染废水排放量大,占工业废水总排放量的40%左右^[1],另一方面,印染废水色度高,生化需氧量与化学需氧量比值(BOD_5/COD)低,污染物组成复杂,水质波动大,处理难度较大^[2],如若处理不当或处理不达标,排放后可能危害水生态环境和人体健康^[3],且随着当前印染废水的排放标准日趋严格,对印染废水的处理也相应地提出了新的要求^[4]。

重金属锑(Antimony, Sb)作为国际上备受关注的有毒金属元素之一,广泛存在于印染废水中,其主要的存在形式为锑(V)。近些年来,染织、喷织、印花行业中常常会用到聚酯纤维(即涤纶工业丝)原材料,在涤纶等纺织面料中往往还能够检测到残余的锑化合物,而这些残留物会在以后的退浆、碱减量、重新染色等印染工序中大量释放出来^[5-6]。科学研究表明,锑及其化合物对生物体具有慢、急性毒害和致癌作用,是最危险、可迁移的环境污染物之一,已被美国环保署(EPA)和欧盟(EU)列为优先控制污染物^[7-10]。

各类污水处理方法中使用最为广泛的是活性污泥法,这是目前生化处理中最为成熟的工艺^[11],也是目前国内外处理印染废水的主要工艺。该处理工艺主要通过微生物的代谢来去除污水中的有机物及氨氮等污染物。已有研究表明,暴露在环境中的微生物会遭到锑的毒害^[12-15],所以当高浓度的锑存在于印染废水中时,污泥的活性可能会受到抑制,从而使得关键水质指标如COD和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率下降,导致废水经处理后仍难以达到排放标准。虽有研究报道了活性污泥法处理印染废水的有效性,但其仅研究了锑和COD的去除程度之间的关联,并未关注锑在COD去除方面的影响特性^[16]。

笔者评价了典型印染废水处理厂沿程出水锑(V)的浓度变化特性,研究了锑(V)对污泥活性的抑制作用以及对COD和氨氮去除效率的影响,并探讨了典型印染废水处理工艺活性污泥-混凝去除锑(V)

的效果,为活性污泥法去除印染废水中的COD和氨氮提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

水样取自苏州某印染废水处理厂的气浮段出水,试验时在进水前加入一定量的聚合氯化铁药剂。该厂处理水量约5万t/d,采用气浮—缺氧(A段)—好氧(O段)—混凝工艺。工厂出水以 $\text{COD}<60\text{ mg/L}$, $\text{NH}_3\text{-N}<8\text{ mg/L}$ 为标准,执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级B标准;出水锑以太湖地区出水总锑 $<0.05\text{ mg/L}$ 为标准,其执行的是《纺织染整工业水中锑污染物排放标准》(DB 32/3432—2018)。

污泥取自该工艺中好氧段的回流污泥。在试验前,先将污泥混合液离心(4 000 r/min, 10 min),待污泥沉淀泥水界面完全清晰后,去除上层清液,加入自来水(已被曝气除氯)重悬,重复3次,将部分已清洗的污泥移入烘箱烘干($105\text{ }^\circ\text{C}$),并测定污泥干质量,计算出污泥浓度。活性污泥保存在 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 下,且不得超过3 d。在使用前需恢复污泥活性,即将冷藏的污泥调至试验所需的浓度,并持续曝气30 min^[17]。

试剂:氢氧化钠、盐酸、钼酸铵、纳氏试剂、抗坏血酸、酒石酸锑钾、硫酸,国药化学试剂有限公司;焦锑酸钾,道生化工阿拉丁试剂有限公司。所有试剂纯度均为分析纯。

仪器:BQ-3305型空气泵、85-2A数显恒温磁力搅拌器,金坛华城创威仪器厂;JPB-607A型便携式溶解氧仪器、PHSJ-3F型pH计,上海雷磁实验器材有限公司;Uvmini-1285型紫外可见分光光度计,岛津(上海)实验器材有限公司;GM-1.0A型隔膜真空泵,天津津腾实验设备有限公司;HCA-102型标准COD消解器,泰州华晨仪器有限公司;ICPE-9000型岛津全谱型电感耦合等离子发射光谱仪,岛津(上海)实验器材有限公司。

1.2 试验方法

试验采用批次反应来模拟污水处理厂的好氧曝气

池工艺。采用数显恒温磁力搅拌器加热搅拌, 12 W 空气泵进行曝气。

试验前先将冷藏废水加热至 25 ℃, 保持 10 min 后, 将水样的 pH 调节至中性, 之后将 200 mL 活性污泥加入至 2 L 印染废水中(泥水体积比 1:10), 待充分搅拌混合均匀后, 体系中污泥质量浓度即为 4 g/L。向水样中投加不同质量的铈(V)(以焦铈酸钾形式投加, 每 2.25 g 焦铈酸钾中含铈 1 g), 使得铈质量浓度分别为 0、0.05、0.1、0.2、0.5、1.0、1.5、2.0 mg/L。试验所用废水中铈(V)的本底质量浓度为 50 μg/L, 实际铈(V)浓度为投加浓度与本底浓度之和。

试验中溶解氧通过调节空气泵功率控制在 7 mg/L, 同时磁力搅拌器的转速和温度均需控制。为测定不同时间段水中 COD、NH₃-N 和铈的质量浓度, 在反应 0、1、2、4、6、8 h 时取样, 取样点位于装置中间部位, 每次取样体积均为 40 mL; 为研究铈对 COD 和 NH₃-N 去除效率的影响情况, 测定生化段投加不同浓度铈后的出水 COD 和 NH₃-N; 为研究铈对活性污泥处理效能的影响, 测定生化段出水铈浓度。

8 h 曝气结束后, 取生化反应段的出水进行混凝实验。采用该厂实际运行中使用的混凝剂氯化铁作为实验用混凝剂, 其投加量参考水厂氯化铁实际投加量及有关文献资料^[18-20]。取进水铈质量浓度分别为 0.05、0.25、2.05 mg/L 的生化出水, 离心沉淀后将各自上清液分为 3 组, 每组 400 mL, 以 200 r/min 的转速快速搅拌 30 s 后, 分别投加 0、50、100 mg/L 氯化铁, 继续快速搅拌 1.5 min, 再以 40 r/min 的转速缓慢搅拌 15 min, 随后静置沉淀 30 min 后, 取上清液测定 COD 和铈的质量浓度^[21]。

1.3 分析方法

采用重铬酸钾法测定 COD; 采用便携式溶解氧仪(上海雷磁 JPB-607A)现场测定 DO; 采用纳氏试剂-紫外分光光度法测定 NH₃-N; 采用紫外分光光度计测定 NO₃⁻-N; 依照《镍化学分析方法 第 11 部分: 镁、铝、锰、钴、铜、锌、镉、锡、铈、铅、铋含量的测定 电感耦合等离子体质谱法》(GB/T 8647.11—2019)测定铈质量浓度。

2 结果与讨论

2.1 全程水质评估

为了解该印染废水处理厂的基本运行情况, 在进水处及各段出水处取样 4 次, 得到该厂的全程水质情况, 结果见图 1。

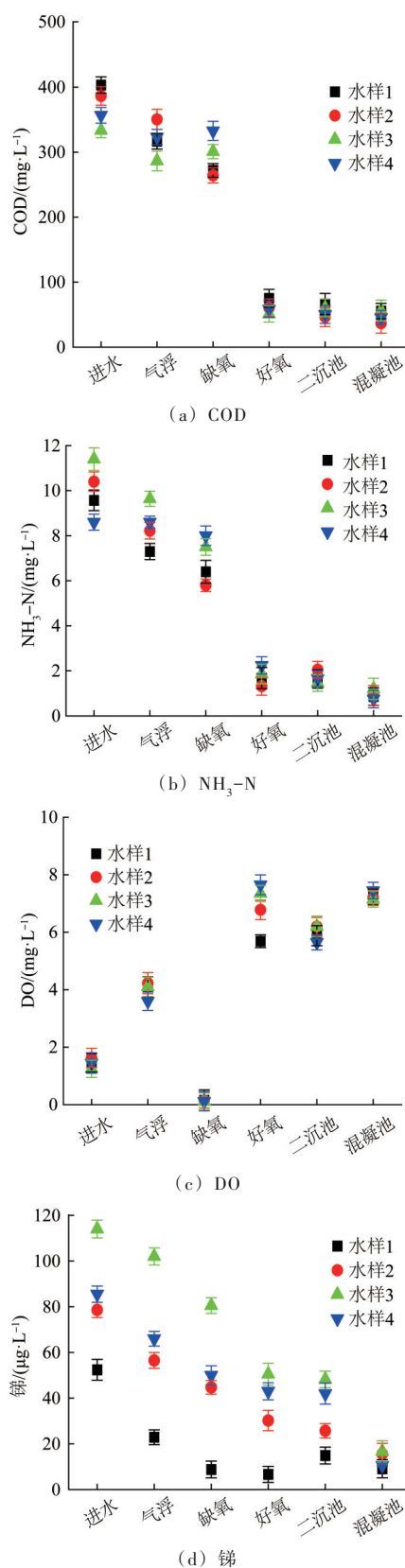


图1 全程水质指标

Fig. 1 The whole water quality index

由图1(a)可知,该厂进水COD为300~400 mg/L,其在气浮段被少量去除,在缺氧段基本保持不变,在好氧段完成主要的去除,使得好氧段出水COD大幅降至50~75 mg/L,但即便如此,其仍无法稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级B标准(60 mg/L)。因此,后续采用混凝工艺使COD得以进一步去除,满足排放标准。

图1(b)显示,进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 为9.6~11.4 mg/L, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除情况与COD呈现相同的趋势,在气浮段和缺氧段都只被少量去除,由于好氧段存在大量的硝化细菌,使得大部分 $\text{NH}_3\text{-N}$ 被其去除,好氧段出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在1.3~2.2 mg/L,可满足排放标准。综合图1(a)、1(b)可知,当COD的去除率较高时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率也较高,即两者在去除率上呈同步变化。

图1(c)显示,进水DO为1.25~1.63 mg/L,气浮段溶解氧量升高,好氧段溶解氧最为充足。结合图1(a)、1(b)可知,溶解氧越高,COD和氨氮的去除效果越好。

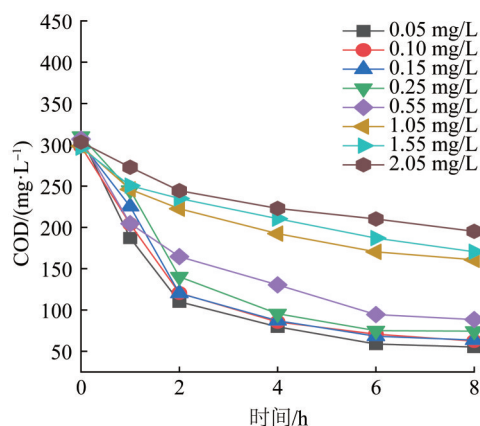
由图1(d)可知,进水锑质量浓度为50~115 $\mu\text{g/L}$,浓度范围较大,出水质量浓度范围在20 $\mu\text{g/L}$ 以内。进水端加入了一定量的聚合氯化铁药剂,保证了整个处理过程都有一定量的锑被去除,其中在气浮和好氧以及混凝工艺中去除率较大。气浮是污水处理行业中常用的固液分离设备,能够有效去除印染废水中纤维等较轻物质^[22];好氧段通过活性污泥中好氧细菌的吸附,大量的锑会被吸附沉降到活性污泥中,从而减少了废水中锑的浓度;混凝段由于投加了足量的混凝剂使得锑得到进一步的去除,从而满足相关排放标准。

2.2 锑对废水生物处理的影响

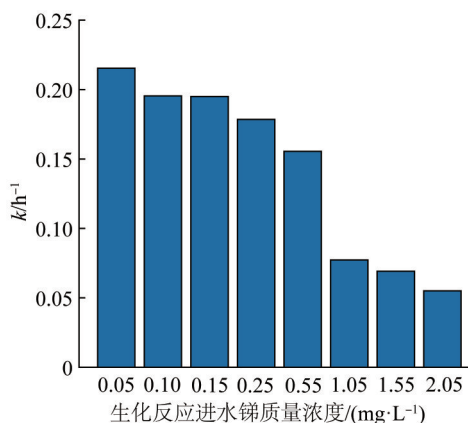
2.2.1 锑对COD去除的影响

试验考察了不同进水锑质量浓度下,活性污泥对COD的去除情况,结果见图2。

由图2(a)可知,在曝气反应进行4 h后COD已有较大去除,表明在该过程可有效去除部分易被生物降解的有机物,且COD的去除效果与锑的质量浓度呈反比,即进水锑质量浓度越高,COD的去除率越低。当进水锑的质量浓度较低,仅为本底质量浓度0.05 mg/L时,反应进行至4 h时,COD的去除率为74.2%,其质量浓度由309.2 mg/L大幅降至79.6 mg/L,待曝气反应结束后,COD的去除率达到82.1%,质量浓度进一步降至55.2 mg/L,满足排放标准,由此可



(a) 不同进水锑质量浓度下COD随时间变化曲线



(b) 不同进水锑质量浓度下COD的降解速率常数

图2 锑对活性污泥去除COD的影响研究

Fig. 2 Effect of antimony on the removal of COD by activated sludge

见,此条件下活性污泥去除COD的效果较好。而当锑的质量浓度增至2.05 mg/L,曝气反应结束后出水COD高达195.2 mg/L,去除率仅为35.6%,远低于未投加锑的水样。这表明锑对活性污泥具有毒性,显著抑制了活性污泥对COD的降解。究其原因,一方面锑抑制了活性污泥的活性,污泥活性降低,会降低COD去除效率^[7],另一方面,细菌死亡后可能溶解到废水中,这也会进一步增加COD。

采用一级动力学方程对COD随时间变化的曲线进行拟合,研究COD降解速率与进水锑浓度的关系。一级动力学方程如式(1)所示。

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

式中: C_0 ——污染物初始质量浓度,mg/L;

t ——反应时间,h;

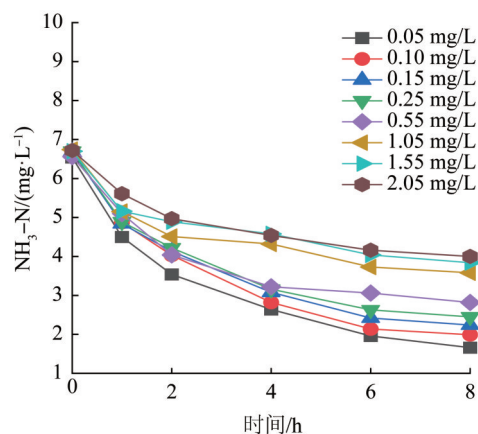
C —— t 反应时刻对应的污染物质量浓度,mg/L;

k ——一级动力学模型的反应速率常数, h^{-1} 。

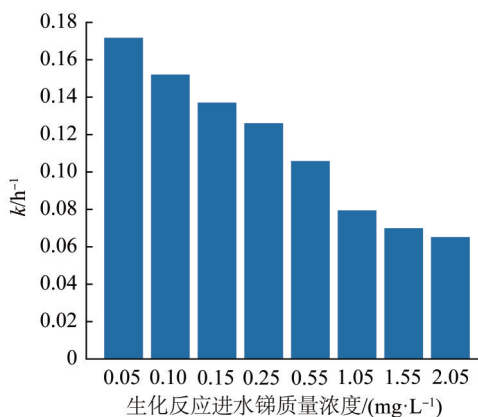
一级反应动力学拟合得到的速率常数(k)如图2(b)所示, k 随着锑浓度的增加而减小。当进水中锑的质量浓度为0.05 mg/L时,COD降解速率常数为0.22 h⁻¹;锑的质量浓度增加至2.05 mg/L时,COD降解速率常数则大幅下降至0.05 h⁻¹,仅为初始降解速率常数的1/4,表明活性污泥在受到锑的毒害后COD去除率下降,且锑的浓度略微升高就会对生化反应造成明显抑制。

2.2.2 锑对NH₃-N去除的影响

试验考察了不同进水锑质量浓度下,活性污泥对NH₃-N的去除情况,结果见图3。



(a) 不同锑质量浓度下NH₃-N随时间变化曲线



(b) 不同锑质量浓度下NH₃-N降解速率常数

图3 锑对活性污泥去除NH₃-N的影响研究

Fig. 3 Effect of antimony on the removal of NH₃-N by activated sludge

由图3(a)可知,NH₃-N的去除与COD类似,在曝气反应进行4 h时NH₃-N已有较大去除。在进水锑的质量浓度较低,仅为本底质量浓度0.05 mg/L时,反应进行至4 h时,NH₃-N的去除率为59.63%,质量浓度由6.54 mg/L降低至2.64 mg/L,此时,活性

污泥去除NH₃-N的效果较好。待曝气反应结束后,NH₃-N的去除率达到74.62%,其质量浓度降至1.66 mg/L,满足排放标准。NH₃-N的去除效果与锑的质量浓度同样呈反比,即进水锑的质量浓度越高,NH₃-N的去除率越低。当锑的质量浓度增至2.05 mg/L时,曝气反应结束后,出水NH₃-N为4.0 mg/L,去除率仅为40.48%,远低于未投加锑的水样。

采用一级反应动力学方程[式(1)]对氨氮随时间变化的曲线进行拟合,得到不同进水锑浓度条件下的氨氮降解速率常数,如图3(b)所示,进水锑的质量浓度为0.05 mg/L时,氨氮的降解速率常数为0.17 h⁻¹,当进水锑的质量浓度为2.05 mg/L时,氨氮的降解速率常数仅为0.06 h⁻¹,表明硝化细菌的活性在高浓度锑的存在下受到了极大的抑制。

上述基于COD去除和氨氮去除的结果均表明锑对活性污泥具有毒性。好氧段的进水锑浓度与COD和氨氮的去除效果呈反比。为避免后续处理工艺负荷过重,应在实际工程应用中将生化段进水锑浓度控制在一定范围内。

2.3 活性污泥对锑的处理效能

试验测定了生化反应出水中剩余锑的质量浓度,结合生化反应进水锑的质量浓度,计算了活性污泥对锑的去除率,以此来表示活性污泥对锑的处理效能,如式(2)所示。

$$\varphi = (1 - C_2/C_1) \times 100\% \quad (2)$$

式中: C_2 ——生化反应出水锑质量浓度,mg/L;

C_1 ——生化反应进水锑质量浓度,mg/L;

φ ——活性污泥对锑的去除率,%。

不同锑质量浓度下,活性污泥对锑的处理效能见图4。

由图4可知,活性污泥可以去除一部分的锑。活性污泥去除锑的途径可能是微生物的吸附及降解^[23-25]。当好氧段进水锑的质量浓度为本底浓度0.05 mg/L时,活性污泥可以去除32.0%的锑,出水锑的质量浓度降至0.036 mg/L。较低的锑质量浓度下活性污泥对锑的去除率随进水锑浓度的增加有所提升,即锑对活性污泥的处理效能起促进作用,但当锑质量浓度超过0.25 mg/L时,锑的去除率随进水锑浓度的增加而降低,至锑质量浓度为0.55 mg/L时,其去除率稳定在70.0%左右,活性污泥对锑的处理效

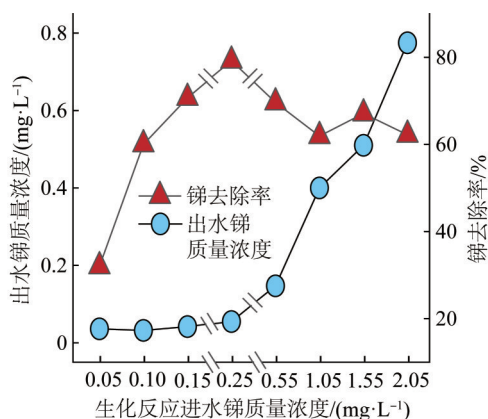


图4 生化反应出水锑质量浓度及活性污泥对锑的处理效能

Fig. 4 The mass concentration of antimony in the effluent of the biochemical reaction and the treatment efficiency of antimony by activated sludge

能基本保持不变。但是,随着进水锑浓度的增加,出水锑浓度逐渐升高。生化反应进水锑质量浓度在0.25 mg/L时,出水锑质量浓度在0.05 mg/L左右,基本满足《纺织染整工业水中锑污染物排放标准》(DB 32/3432—2018)。若进水锑质量浓度继续增加至2.05 mg/L,出水锑质量浓度则升高至0.775 mg/L,无法满足排放标准。

2.4 生化反应前后污泥的浓度变化规律

测定生化反应前后污泥的浓度,结合生化反应进水锑浓度判断锑对活性污泥的毒性大小。试验前投入废水中的污泥质量浓度为4 g/L,反应时间为8 h,通过反应前后污泥浓度的变化量和增长率来研究废水的处理情况,试验结果见图5。

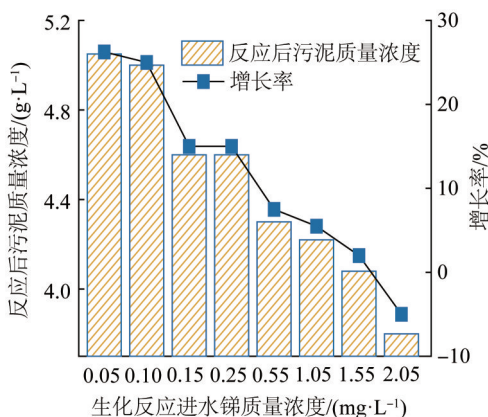


图5 生化反应后活性污泥的质量浓度及增长率

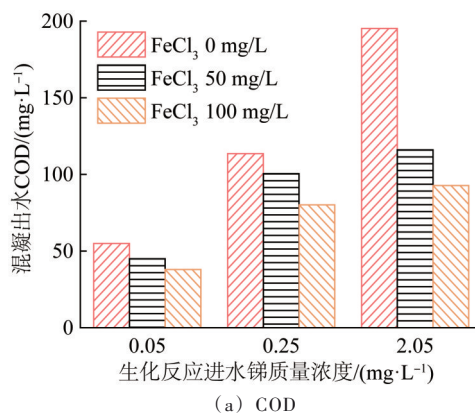
Fig. 5 The mass concentration and increase rate of activated sludge after biochemical reaction

由图5可见,活性污泥的剩余量与进水锑浓度显著相关,锑浓度越大,剩余污泥浓度越小,处理效

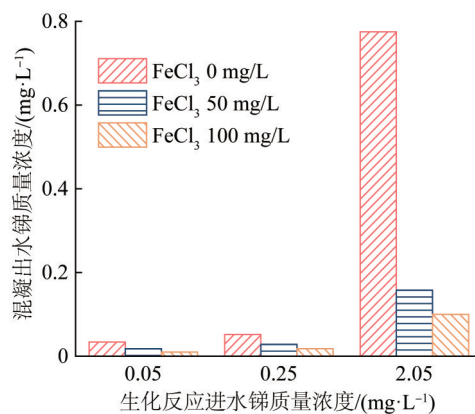
果也就越差。当进水锑质量浓度从0.05 mg/L提高到1.55 mg/L时,反应后活性污泥的质量浓度从5.05 g/L下降到4.08 g/L,相对反应前的增长率从26.25%下降到2.00%,当锑质量浓度继续提高到2.05 mg/L时,活性污泥的浓度相较反应前反而会有所降低。反应后污泥浓度增加的原因可能是废水中的不溶固体被活性污泥吸附,因此反应后重新测定污泥浓度时,浓度会有一定程度的上升,当锑质量浓度达到2 mg/L以上时,因为活性污泥本身对含锑废水的处理能力较差,活性污泥的耐受性较低,过高的锑浓度可能导致好氧菌出现死亡,溶解于废水中,致使活性污泥的浓度有所下降。

2.5 混凝去除含锑生化段出水污染物的研究

该废水处理厂生化段后采用混凝工艺深度去除污染物。选取进水锑质量浓度分别为0.05、0.25、2.05 mg/L的生化出水进行混凝试验,结果见图6。



(a) COD



(b) 锑

图6 生化段不同进水锑质量浓度条件下混凝出水的污染物浓度

Fig. 6 Pollutant concentrations of coagulation effluent under different antimony mass concentration conditions in the biochemical section

由图6可知,COD和铈可被混凝工艺进一步去除,且去除率随混凝剂 FeCl_3 投加量的增加得到提升,该结果与王文龙等^[26]的实验结果一致。图6(a)显示,进水铈质量浓度为0.05、0.25 mg/L时,生化段出水COD分别为55.2、113.6 mg/L,前者已达到 $\text{COD} < 60$ mg/L的排放标准,而后者未达到排放标准。投加100 mg/L FeCl_3 后混凝出水的COD分别降低至38.0、80.2 mg/L,后者仍不满足排放标准。当进水铈质量浓度为2.05 mg/L时,由于铈对污泥活性的抑制,导致生化段的出水COD为195.2 mg/L,即使投加100 mg/L FeCl_3 ,混凝出水的COD也高达92.8 mg/L,无法满足一级B标准。

值得关注的是,如图6(b)所示,混凝去除铈的效果十分显著。随着混凝剂 FeCl_3 投加量的上升,铈得到了不同程度的去除,效果显著。生化段进水铈为0.05 mg/L的条件下,投加50 mg/L的混凝剂,出水铈质量浓度为0.018 mg/L,其浓度已达到排放标准,投加100 mg/L的混凝剂,出水铈质量浓度更是降低到0.01 mg/L;当生化段进水铈为0.25 mg/L时,投加50 mg/L的混凝剂,出水铈质量浓度为0.029 mg/L,投加100 mg/L的混凝剂,出水铈质量浓度进一步降低到0.018 mg/L,其质量浓度达到排放标准;而当生化段进水铈质量浓度为2.05 mg/L时,尽管投加了混凝剂,铈浓度因为混凝剂的吸附而降低,但却难以达到排放标准。

结果表明,高浓度的铈会抑制污泥活性,继而导致COD和铈难以达到排放标准。同时,高浓度的铈释放到水环境中可能会威胁水生生物的安全,存在潜在的环境和健康风险。对于含有高浓度铈的印染废水,为保证出水达标排放,一方面须严格控制进水中铈的浓度,另一方面需要在二级生化处理后增加混凝等深度处理工艺进一步去除COD和铈。

3 结论

(1)某印染废水处理厂各工艺出水水质监测结果表明,铈在气浮、好氧、混凝各阶段都得到一定的去除。其中气浮段铈的去除效果较好,缺氧段铈的去除则较少,可能是因为相关的菌群不适合铈的去除,但在好氧和混凝阶段铈皆有一定的去除率,从进

水到最终出水,铈的去除率达到了90%,系统运行良好。

(2)铈可以抑制污泥活性并毒害硝化细菌,使得COD和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的降解受到抑制,抑制效果随进水铈浓度的增加愈发明显。

(3)活性污泥不能完全去除废水中的铈,即铈对活性污泥的处理效能有影响。当铈质量浓度在0.15~2.05 mg/L,铈的去除率约为65%,且好氧段进水铈浓度越高,活性污泥出水铈浓度也越高。

(4)从反应前后活性污泥浓度来看,当废水的处理效果较好时(COD和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率较高),生化反应后活性污泥的浓度会较反应前有所上升。但当铈质量浓度较高时(≥ 2 mg/L),活性污泥的浓度有所下降,表明此时污泥活性受到了极大的抑制,对于废水的处理效果较差。

(5)好氧段反应后采用混凝工艺可进一步去除COD和铈。当好氧段进水铈质量浓度为0.05 mg/L时,混凝后出水COD和铈均可达标;好氧段进水铈质量浓度为0.25 mg/L时,混凝后出水铈可达标,COD为80.2 mg/L,不满足排放标准;当好氧段进水铈质量浓度为2.05 mg/L时,出水COD和铈均不达标。由于铈对COD和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除的抑制,以及出水中铈可能具备的潜在风险,在印染废水处理过程中,生化反应好氧段进水铈的浓度需加以控制。

参考文献

- [1] 蔡莉. 印染废水中苯胺的混菌发酵体系降解和脱色[J]. 印染, 2018, 44(17): 39-43.
CAI Li. Aniline degradation and dye decolorization with mixed bacteria in printing and dyeing wastewater[J]. Dyeing & Finishing, 2018, 44(17): 39-43.
- [2] HAN Fang, KAMBALA V S R, SRINIVASAN M, et al. Tailored titanium dioxide photocatalysts for the degradation of organic dyes in wastewater treatment: A review[J]. Applied Catalysis A: General, 2009, 359(1/2): 25-40.
- [3] 朱宏飞, 李定龙, 朱传为. 印染废水的危害及源头治理举措[J]. 环境科学与管理, 2007, 32(11): 89-92.
ZHU Hongfei, LI Dinglong, ZHU Chuanwei. Harm of the printing and dyeing wastewater and the emission source treatment[J]. Environmental Science and Management, 2007, 32(11): 89-92.
- [4] 曹旭坤, 白晓宇. 印染废水的危害及处理方法[J]. 资源节约与环保, 2013(7): 136-137.

- CAO Xukun, BAI Xiaoyu. Harm and treatment of printing and dyeing wastewater[J]. Resources Economization & Environmental Protection, 2013(7): 136-137.
- [5] 李威, 周尚平, 邹骏华, 等. 以印染废水为主的城镇污水处理厂镉污染源特征分析[J]. 浙江大学学报: 理学版, 2018, 45(5): 569-575.
- LI Wei, ZHOU Shangping, ZOU Junhua, et al. Analysis on the origin of antimony pollution in urban sewage treatment plant mainly engaged in printing and dyeing wastewater[J]. Journal of Zhejiang University: Science Edition, 2018, 45(5): 569-575.
- [6] 张金山, 夏志先, 赵九娟, 等. 印染废水中重金属Sb的处理技术研究进展[J]. 净水技术, 2020, 39(S1): 174-179.
- ZHANG Jinshan, XIA Zhixian, ZHAO Jiujuan, et al. Research progress on treatment technology of heavy metal antimony in printing and dyeing wastewater[J]. Water Purification Technology, 2020, 39(S1): 174-179.
- [7] 蒋丹丹, 王丹, 金鑫, 等. 镉在印染废水高比例循环利用过程中的富集[J]. 环境化学, 2018, 37(3): 591-599.
- JIANG Dandan, WANG Dan, JIN Xin, et al. Accumulation of antimony in a high rate printing and dyeing wastewater recycling process[J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(3): 591-599.
- [8] WU Zhijun, HE Mengchang, GUO Xuejun, et al. Removal of antimony(Ⅲ) and antimony(V) from drinking water by ferric chloride coagulation: Competing ion effect and the mechanism analysis[J]. Separation and Purification Technology, 2010, 76(2): 184-190.
- [9] BORBA C E, GUIRARDELLO R, SILVA E A, et al. Removal of nickel(Ⅱ) ions from aqueous solution by biosorption in a fixed bed column: Experimental and theoretical breakthrough curves[J]. Biochemical Engineering Journal, 2006, 30(2): 184-191.
- [10] 宁增平, 肖唐付. 镉的表生地球化学行为与环境危害效应[J]. 地球与环境, 2007, 35(2): 176-182.
- NING Zengping, XIAO Tangfu. Supergene geochemical behavior and environmental risk of antimony[J]. Earth and Environment, 2007, 35(2): 176-182.
- [11] 丁新春, 张建朱, 刘波, 等. 高浓活性污泥法处理印染废水的研究[J]. 山东化工, 2018, 47(23): 192-195.
- DING Xinchun, ZHANG Jianzhu, LIU Bo, et al. Preliminary study on high concentration of activated sludge treatment of dyeing-printing wastewater[J]. Shandong Chemical Industry, 2018, 47(23): 192-195.
- [12] 李佳佳. 离子交换树脂去除原水中镉的研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2014.
- LI Jiajia. Ion exchange removal of antimony in raw water[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2014.
- [13] 何孟常, 万红艳. 环境中镉的分布、存在形态及毒性和生物有效性[J]. 化学进展, 2004, 16(1): 131-135.
- HE Mengchang, WAN Hongyan. Distribution, speciation, toxicity and bioavailability of antimony in the environment[J]. Progress in Chemistry, 2004, 16(1): 131-135.
- [14] 戈兆凤, 韦朝阳. 镉环境健康效应的研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2011, 28(7): 649-653.
- GE Zhao Feng, WEI Chaoyang. Environmental health effect of antimony: A review of recent researches[J]. Journal of Environment and Health, 2011, 28(7): 649-653.
- [15] 席佳锐, 吴玲玲, 付融冰, 等. 土壤环境中镉的生物毒性评价方法比较[J]. 环境监测管理与技术, 2021, 33(2): 9-13.
- XI Jiarui, WU Lingling, FU Rongbing, et al. Comparison of biotoxicity evaluation methods of antimony in soil environment[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2021, 33(2): 9-13.
- [16] 胡君城, 刘聪. 活性污泥法处理胜利油田稠油厂苯胺废水[J]. 精细石油化工进展, 2010, 11(3): 52-55.
- HU Juncheng, LIU Cong. Treatment of wastewater containing aniline in Shengli oilfield thick oil factory by activated sludge[J]. Advances in Fine Petrochemicals, 2010, 11(3): 52-55.
- [17] 罗梦, 于茵, 周岳溪, 等. 石化废水处理过程中活性污泥毒性变化[J]. 中国环境科学, 2017, 37(3): 963-971.
- LUO Meng, YU Yin, ZHOU Yuexi, et al. Changes of the toxicity of petrochemical wastewater to activated sludge along the treatment processes[J]. China Environmental Science, 2017, 37(3): 963-971.
- [18] 张小伟, 王文龙, 蔡亦忠, 等. 臭氧强化混凝对印染废水的深度处理研究[J]. 工业水处理, 2020, 40(9): 30-35.
- ZHANG Xiaowei, WANG Wenlong, CAI Yizhong, et al. Advanced treatment of textile and dyeing wastewater by the enhanced coagulation with ozonation[J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(9): 30-35.
- [19] 赵忠涛, 王东田, 魏美洁. 回收混凝剂处理印染废水试验研究[J]. 给水排水, 2012, 48(9): 146-148.
- ZHAO Zhongtao, WANG Dongtian, WEI Meijie. Experimental study on treatment of printing and dyeing wastewater with recycled coagulant[J]. Water & Wastewater Engineering, 2012, 48(9): 146-148.
- [20] 李长波, 薛懂, 姜虎生, 等. 复合混凝剂处理印染废水的实验研究[J]. 辽宁石油化工大学学报, 2014, 34(2): 1-3.
- LI Changbo, XUE Dong, JIANG Husheng, et al. The composite coagulant treatment of printing and dyeing wastewater[J]. Journal of Liaoning Shihua University, 2014, 34(2): 1-3.
- [21] 石健, 万杨, 黄鑫, 等. 聚合铁钛混凝剂对印染废水的处理[J]. 环境工程学报, 2019, 13(5): 1021-1029.
- SHI Jian, WAN Yang, HUANG Xin, et al. Treating dyeing wastewater with a kind of polyferric titanium sulfate[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(5): 1021-1029.
- [22] 丁静, 任焯, 陈董根, 等. 印染废水深度处理药剂选型及工艺运行研究[J]. 山东化工, 2020, 49(24): 268-271.
- DING Jing, REN Ye, CHEN Donggen, et al. Study on reagent selection and process operation for advanced treatment of printing and dyeing wastewater[J]. Shandong Chemical Industry, 2020, 49(24): 268-271.

(下转第100页)