

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.13.003

印染废水的硫自养反硝化深度脱氮中试研究

薛 罡¹, 何月玲¹, 王晓暖¹, 林旭萌¹, 陈 红¹, 陈钰婷¹, 劳红标²,
宋华龙², 陈 伟², 张小波², 孙召强³, 蔡 文³, 陈 荣⁴

(1. 东华大学 环境科学与工程学院, 上海 201620; 2. 绍兴水处理发展有限公司, 浙江
绍兴 312074; 3. 北京泰科智康环保科技有限公司, 北京 102218; 4. 杭州沁欣环保科技
有限公司, 浙江 杭州 310056)

摘 要: 针对异养反硝化脱氮外加有机碳源成本高的问题,采用硫自养反硝化滤池对印染废水的生化处理出水进行深度脱氮中试。在连续84 d运行期内,通过逐步提高中试装置进水流量,在水力负荷为 $1.27 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 、进水氮负荷为 $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下,获得了74.1%的最佳TN去除率;同时,微生物的同化作用使其对 NH_4^+-N 具备一定的去除能力。处理后废水pH、碱度及ORP降低,表明还原性 S^0 在自养反硝化菌的作用下参与了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的还原过程。与异养反硝化相比,硫自养反硝化具有成本及污泥产量低的特点,且不存在外加碳源转化为温室气体 CO_2 排放问题。

关键词: 印染废水; 硫自养反硝化; 滤池; 深度脱氮

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)13-0015-07

Pilot Study of Sulfur-driven Autotrophic Denitrification for Advanced Nitrogen Removal in Secondary Effluent of Dyeing Wastewater

XUE Gang¹, HE Yue-ling¹, WANG Xiao-nuan¹, LIN Xu-meng¹, CHEN Hong¹,
CHEN Yu-ting¹, LAO Hong-biao², SONG Hua-long², CHEN Wei²,
ZHANG Xiao-bo², SUN Zhao-qiang³, CAI Wen³, CHEN Rong⁴

(1. College of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China; 2. Shaoxing Water Treatment Development Co. Ltd., Shaoxing 312074, China;
3. Beijing Taikeshikang Environmental Technology Co. Ltd., Beijing 102218, China;
4. Hangzhou Qinxin Environmental Technology Co. Ltd., Hangzhou 310056, China)

Abstract: The external carbon source was required for nitrogen removal by heterotrophic denitrification, contributing a majority of operational cost in wastewater treatment. So, the pilot study of sulfur-driven autotrophic denitrification filter with no external carbon source was carried out. During a continuous 84-day operating period, the optimal TN removal of 74.1% was achieved at the hydraulic loading of $1.27 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ and nitrogen loading rate of $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$. A certain amount of NH_4^+-N removal was attributable to microbial assimilation. The pH, alkalinity and ORP decreased after treatment, showing that the reductive S^0 participated in the $\text{NO}_3^- - \text{N}$ reduction by autotrophic denitrifying bacteria. Compared to heterotrophic denitrification, sulfur-driven autotrophic denitrification has lower operational cost and biomass yield, along with no emission of CO_2 greenhouse gas converted from external carbon source.

Key words: dyeing wastewater; sulfur-driven autotrophic denitrification; filter; advanced

nitrogen removal

纺织工业是关系国计民生的支柱产业,同时又是废水排放量最大的工业行业之一。在41个工业行业中,纺织工业废水排放量约 $21.0 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$,位居第3位;化学需氧量(COD)及氨氮(NH_4^+-N)排放量分别约为 20.6×10^4 和 $1.5 \times 10^4 \text{ t/a}$,均位居第4位^[1]。其中,印染作为提升纺织产品附加值的关键环节,废水及污染物的排放量占全纺织行业的80%左右,是纺织行业废水及污染物的主要来源。同时,印花过程尿素固色剂的使用及液氨丝光、整理等新工艺的应用,使印染废水中氮素含量逐步攀升,脱氮成为行业生态环境保护突出问题^[2]。

在印染产业聚集区建立集约化管理的工业园,实现废水集中处理,是纺织印染行业的可持续发展模式^[3]。纺织印染工业园废水集中处理厂出水总氮(TN)普遍执行《纺织染整工业水污染物排放标准》(GB 4287—2012),在水环境敏感及容量低的地区则执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级B或一级A标准,部分省、市、区域甚至制定了更为严格的排放标准。

基于硝化、反硝化过程的AO工艺是污水处理厂普遍采用的脱氮工艺,但受限于硝化液回流比,一般难以获得较高的脱氮效率。在常规AO脱氮工艺之后设置异养反硝化滤池,是进一步削减出水TN的有效措施^[4]。常规AO工艺经充分好氧曝气,出水剩余氮素往往以硝态氮(NO_3^--N)为主,通过异养反硝化深床滤池深度脱氮,依然需要投加有机碳源(乙酸钠、甲醇等),存在成本高、污泥量大的问题^[5],且外加碳源投加量较大还可能造成出水有机物超标^[6]。此外,外加碳源大部分转化为 CO_2 ,增加了温室气体排放。为解决上述问题,近年来自养反硝化脱氮技术被广泛研究。作为自养反硝化电子供体的常用无机物包括低价态硫(S^0 、 S^{2-} 、 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$)、铁(Fe^0 、 Fe^{2+})等,可分别形成硫、铁自养反硝化^[7-8]。在硫自养反硝化中,单质硫(S^0)可制备成填料,更易于与反硝化滤池结合,并具有污泥产生量低的特点^[9],同时硫自养反硝化还可降低脱氮过程中 N_2O 温室气体排放^[10],已成为自养反硝化脱氮的发展方向。

目前大部分相关研究限于生活污水二级生化处理出水的深度脱氮,鲜见针对于水质特征较为复

杂的印染废水深度脱氮研究。为满足印染废水集中处理厂未来氮排放提标及温室气体减排要求,以绍兴某污水处理厂二级生化出水为处理对象,开展了硫自养反硝化滤池深度脱氮中试研究,为硫自养反硝化脱氮技术用于印染废水深度脱氮提供科学依据与技术支持。

1 材料与方法

1.1 处理工艺现状与试验水质

绍兴某污水处理厂是目前国内规模最大的以印染废水为主的工业废水集中处理厂,处理规模为 $60 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,处理单元包括粗格栅、稳流池、调节池、进水提升泵房、前物化高效沉淀池、选菌池、氧化沟、二沉池、反硝化深床滤池、芬顿气浮池,处理后出水水质达到《纺织染整工业水污染物排放标准》(GB 4287—2012)后排入钱塘江。

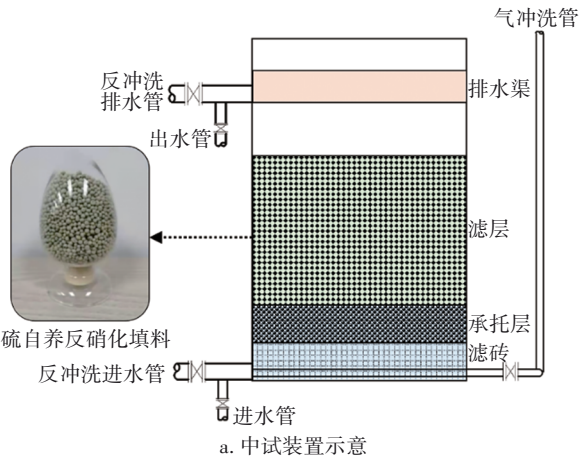
为确保TN稳定达标,在二沉池后设置以甲醇为碳源的异养反硝化滤池。但甲醇为危险化学品,对运行管理的要求较高,同时甲醇被反硝化菌利用后大部分转化为 CO_2 温室气体。为解决这些问题,在现场开展了硫自养反硝化滤池深度脱氮中试研究。中试装置以二沉池出水为进水,现场实测TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 分别为12.2~29.0、1.64~3.9、6.32~15.6 mg/L,基本不含亚硝态氮(NO_2^--N)。经生化池充分好氧硝化,二沉池出水 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 浓度较低,氮素主要存在形式为 NO_3^--N ,同时含有部分有机氮。

1.2 中试装置及运行

硫自养反硝化深度脱氮中试装置见图1,采用反硝化滤池池型,为上向流,尺寸为 $L \times B \times H = 2.29 \text{ m} \times 2.23 \text{ m} \times 3.90 \text{ m}$,滤池中装填自主研发的以 S^0 为主要组分的硫自养反硝化填料(填料层厚度为1.34 m,填充量为 6.84 m^3),同时复配铁矿石及促进微生物生长的微量元素。主要性能参数:表观呈球形或椭圆形,带中空小孔,粒径为3~6 mm;堆积密度约为 1.15 t/m^3 ;去除1 g NO_x^--N 的消耗量 $\leq 3.0 \text{ g}$;含泥量 $\leq 1.0\%$;比表面积 $\geq 45.0 \text{ m}^2/\text{g}$;空隙率 $\geq 40.0\%$ 。卵石承托层厚度为0.38 m,填充量约为 2 m^3 。

滤池采用气水联合反冲洗,其中气冲强度为 $40 \sim 60 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,水冲强度为 $15 \sim 20 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,反

冲洗用水为中试装置处理后出水。反冲洗程序:先气冲洗 3 min,再气水联合冲洗 5~8 min,最后水冲洗 5 min;反洗频率为 1 次/周,如进水 SS 较高则适度增加反洗频率。为驱除反硝化产生的 N_2 ,防止滤层及管道发生气阻现象,还需增加驱氮反冲洗。驱氮反冲洗仅采用水冲,强度与正常反冲洗一致,冲洗时间为 2~3 min,频率为 1~4 次/d。



b. 现场中试装置

图1 硫自养反硝化深度脱氮中试装置

Fig.1 Pilot plant for sulfur-driven autotrophic denitrification

2021年7月17日—10月8日进行中试,装置在各阶段的运行条件见表1。在运行过程中,依据水力负荷的不同将运行期划分为5个阶段。启动期采用较低的水力负荷,并接入从成熟硫自养反硝化滤池中采集的污泥菌种,其MLSS约为15 000 mg/L,在实验室通过硫自养反硝化填料的杯罐实验测定,脱氮率达85%。启动后逐步提升水力负荷,以考察硫自养反硝化滤池的深度脱氮效能及潜力。

表1 中试装置各阶段运行参数

Tab.1 Operating parameters of the pilot plant

阶段	日期	平均进水流 量/($m^3 \cdot h^{-1}$)	平均 HRT/h	平均水力负荷/ ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)
I	7月17日—20日	3.6	2.00	0.53
II	7月21日—30日	5.5	1.24	0.81
III	7月31日—8月 10日	8.6	0.80	1.27
VI	8月11日—9月 13日	12.0	0.57	1.77
V	9月14日—10月 8日	15.8	0.43	2.33

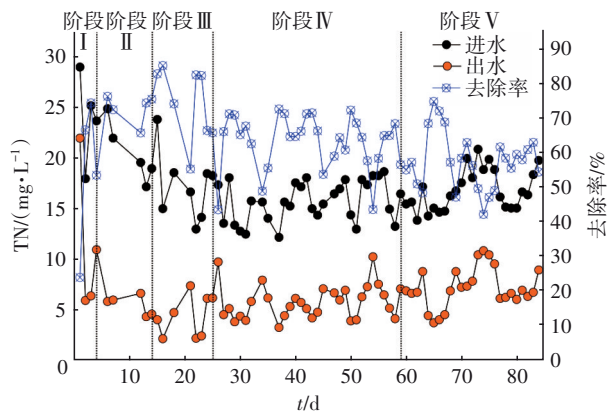
1.3 分析项目及方法

COD:重铬酸钾法; NH_4^+-N :纳氏试剂分光光度法; NO_3^--N :紫外分光光度法; NO_2^--N :N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;TN:碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;TP:钼酸铵分光光度法;SS:重量法;碱度:酸碱指示剂滴定法;pH、ORP:便携式分析仪。

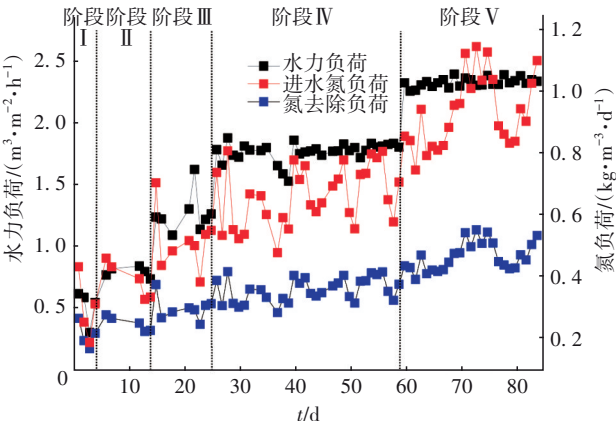
2 结果与分析

2.1 氮素去除及转化

硫自养反硝化对TN的去除及氮素转化见图2。



a. TN去除效果



b. 水力负荷及氮负荷

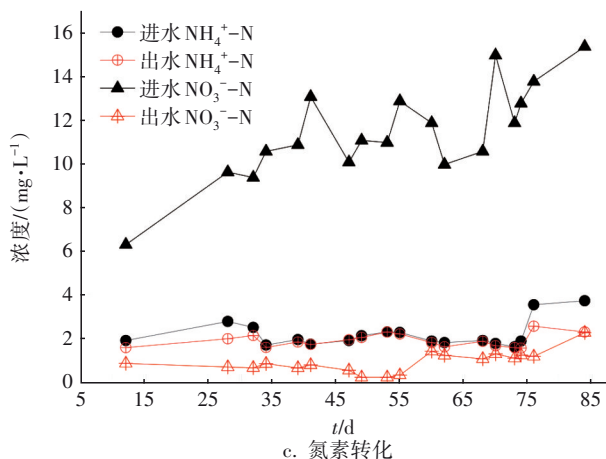


图2 硫自养反硝化中试装置脱氮效能

Fig.2 Nitrogen removal performance in pilot plant

在阶段Ⅰ(第1~4天),平均水力负荷和进水氮负荷分别处于 $0.53 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 、 $0.3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的较低水平。在进水平均TN为 24.0 mg/L 的条件下,出水平均TN为 11.4 mg/L ,TN去除率达到52.6%。在此阶段,平均TN去除负荷为 $0.15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。适应阶段的运行效果表明,硫自养反硝化滤池接种运行稳定的硫自养反硝化成熟污泥菌种后,在相对较短的时间内就可获得一定的脱氮率。

在阶段Ⅱ(第5~14天),将平均水力负荷提升至 $0.81 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,平均进水氮负荷随之升至 $0.40 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。进水平均TN为 20.5 mg/L ,出水平均TN为 5.5 mg/L ,去除率为73.0%,平均去除负荷为 $0.29 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。该阶段在水力负荷、进水氮负荷进一步提升的条件下,TN去除率、去除负荷显著提高。

在阶段Ⅲ(第15~25天),进一步将水力负荷、进水氮负荷分别提升至 $1.27 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 、 $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。进水平均TN为 17.3 mg/L ,出水平均TN为 4.5 mg/L ,去除率为74.1%,平均去除负荷为 $0.39 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。可见,在水力负荷、进水氮负荷进一步提升的情况下,氮去除负荷较阶段Ⅱ亦进一步提高,但TN去除率提升较小。与阶段Ⅱ相比,在保持脱氮效率的前提下,水力负荷、进水氮负荷的提升有利于减小反应器容积。

在阶段Ⅳ(第26~59天)将水力负荷提升至 $1.77 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,进水氮负荷提升至 $0.67 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。进水平均TN为 15.8 mg/L ,出水平均TN为 5.9 mg/L ,去除率为62.9%,平均去除负荷为 $0.42 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在阶段Ⅴ(第60~84天)持续将水力负荷提升至 $2.33 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,进水氮负荷提升至 $0.94 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

$(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。进水平均TN为 16.9 mg/L ,出水平均TN为 7.2 mg/L ,去除率为57.1%,平均去除负荷为 $0.54 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。由于反应时间持续缩短,两个阶段的水力负荷及进水氮负荷进一步提升,使TN去除率显著降低。表明此时的水力负荷及氮负荷已偏高。

综上所述,各阶段的出水TN均能稳定达到GB 18918—2002的一级A标准(15 mg/L)、《城镇污水处理厂主要水污染物排放标准》(DB 33/2169—2018)中现有城镇污水处理厂TN为 $12(15) \text{ mg/L}$ 的要求。在水力负荷为 $1.27 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 、进水氮负荷为 $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下,TN去除率可达74.1%,为最佳设计及运行参数。据相关研究,在单质硫与菱铁矿的最优容积比为1:3的条件下,单质硫及菱铁矿驱动的自养反硝化系统在12 h的停留时间内,可去除 28 mg/L 的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 3.1 mg/L 的 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$;在处理二级生化出水的中试生物滤池中,对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除效果稳定,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 分别为 4.0 和 0.2 mg/L ;硫杆菌(*Thiobacillus*)丰度占比为67.8%,是主要的优势菌种^[11]。通过煅烧天然黄铁矿制备具有纳米结构的磁性黄铁矿,并应用于自养反硝化生物滤池处理实际二级生化出水,在536 d的运行期间,出水氮、磷浓度分别降至 (0.05 ± 0.01) 、 $(0.03 \pm 0.01) \text{ mg/L}$,优势菌种*Thiobacillus*的相对丰度高达87%^[12]。可见,对于低碳氮比(C/N)且主要氮素形态为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的二级生化出水,硫自养反硝化滤池具有高效、稳定脱氮的共性特征,且运行过程中易于富集对硫自养反硝化起关键作用的优势菌种。

此外,为阐明氮素转化规律,在第12~84天测定了进出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度,其中进出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度较低($\leq 0.02 \text{ mg/L}$),不属于废水中主要氮素,故不作分析。由图2(c)可知,废水中的氮素以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主,同时含有少量 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,主要原因是装置进水为生化处理出水,已经过充分的好氧硝化。在进水平均 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 11.5 mg/L 的条件下,出水平均 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 0.9 mg/L ,去除率为91.8%,表明 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 可通过 S^0 电子供体驱动的硫自养反硝化作用去除。对于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,在平均进水为 2.2 mg/L 的条件下,出水平均浓度为 1.9 mg/L ,氨氮的微弱去除主要归因于微生物同化作用。同时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的总和低于TN,结合图2(a)出水中依然存在一定浓度的TN,表明进水中存在一定浓度的溶解

性有机氮(DON)。据相关研究,采用异养反硝化滤池处理二级生化出水,处理后出水依然含有 31.2%~39.8% 的 DON,尤其在 C/N 为 3 的条件下,出水 DON 及可生物利用溶解性有机氮(ABDON)浓度达到最大^[13],有机氮难以通过反硝化滤池被完全去除。这与本研究中出水存在一定量的 DON 结果一致。从理论上分析,DON 必须通过氨化作用生成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,并进一步通过硝化、反硝化作用去除,而反硝化滤池不具备相应工艺条件和生化环境,因此难以完全去除 DON。

2.2 COD 及 SS 去除

硫自养反硝化中试装置对 COD 及 SS 的去除效果见图 3。

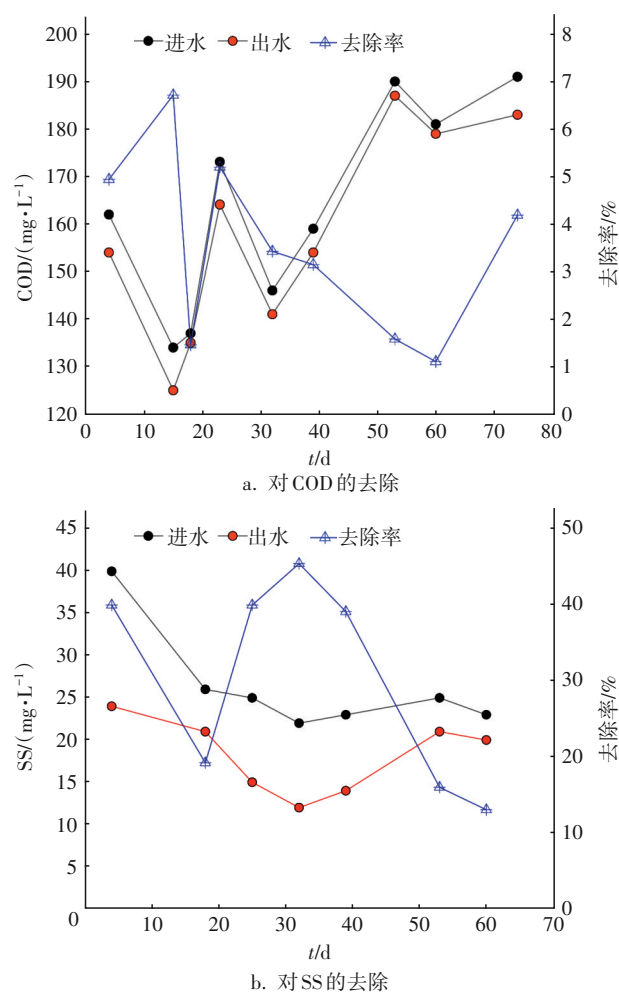


图3 硫自养反硝化中试装置对 COD 及 SS 的去除效果

Fig.3 Removal performance of COD and SS in pilot plant

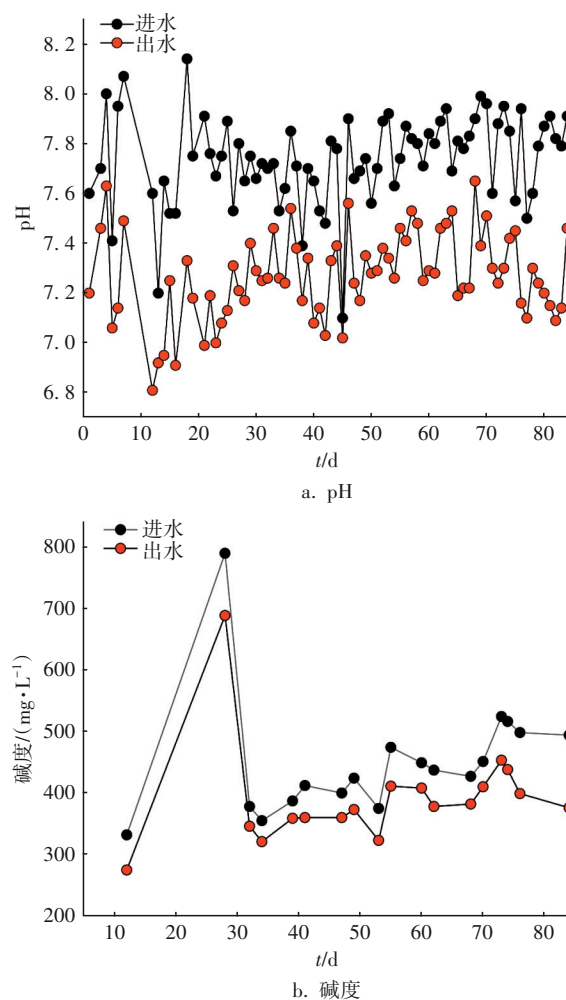
图 3(a)为第 4、15、18、23、32、39、53、60、74 天进出水 COD 测定结果。进水平均 COD 为 163.7 mg/L,出水平均 COD 为 158.0 mg/L,去除率为 3.5%。因

硫自养反硝化装置进水为印染废水经前物化高效沉淀池、氧化沟、二沉池处理后的出水,COD 组分主要为难生化降解的有机物,难以为异养反硝化菌所利用,因而不会产生有机物诱发异养反硝化菌生长并抑制自养反硝化的问题。同时,结合前述硫自养反硝化表现出较高的脱氮效率,表明难降解有机物的存在对硫自养反硝化菌及脱氮过程无显著影响。

图 3(b)为第 4、18、25、32、39、53、60 天进出水 SS 测定结果。进水平均 SS 为 25.9 mg/L,出水平均 SS 为 19.3 mg/L,去除率为 24.4%。硫自养反硝化滤层的截留对 SS 有一定的去除作用,但受滤层高度限制,SS 的去除率偏低。如需保证良好的过滤效果,一般要求滤层厚度/有效粒径即 $H/d_{10} \geq 1000$ 。

2.3 处理前后 ORP、碱度及 pH 变化

在中试装置运行期间,同步检测了进出水 pH、碱度、ORP 的变化,结果见图 4。另外,进出水温度相近,并维持在 31.5~35.5 °C 的范围,处于适宜反硝化菌生长的温度区间,对处理效果无明显影响。



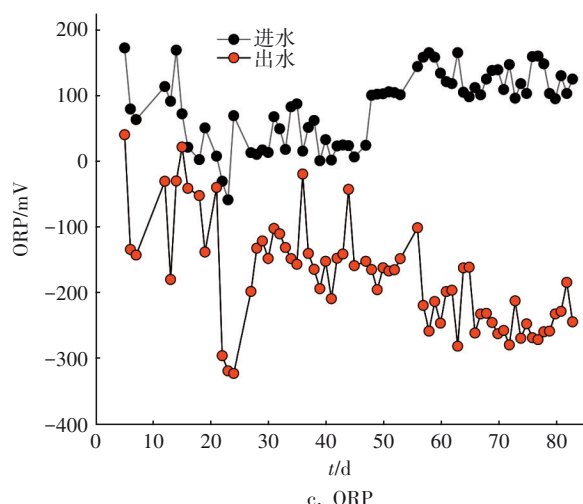


图4 硫自养反硝化中试装置进出水pH、碱度及ORP变化
Fig.4 Variations of pH, alkalinity and ORP before and after treatment by pilot plant

由图4可以看出,经硫自养反硝化滤池处理后,废水平均pH由7.7降低至7.3,平均碱度由451.2 mg/L降至392.2 mg/L。其中,第28天进水碱度高达789.0 mg/L,可能是由于污水处理厂受进水冲击负荷所致。硫自养反硝化产酸是导致pH及碱度降低的主要原因。图4(c)显示,在进水平均ORP为83.0 mV的条件下,经装置处理后降至-175.0 mV,表明硫自养反硝化填料中的还原性 S^0 在自养反硝化菌的作用下参与了 NO_3^- -N的还原过程,从而使体系ORP降低。

2.4 硫自养反硝化与异养反硝化技术经济对比

硫自养反硝化与异养反硝化的主要差异在于电子供体、硝酸盐还原过程及污泥产量的不同。根据硫自养反硝化和异养反硝化的理论计量学公式^[14],结合中试数据及电子供体市场价格,对比分析了自养和异养反硝化成本及污泥产量,结果见表2。其中,进水平均TN为17.1 mg/L,出水平均TN为6.5 mg/L,平均去除量为11.2 mg/L;硫自养反硝化填料、甲醇(纯度为99.9%)、乙酸钠(纯度为99.9%)分别按7 000、3 000、8 000元/t计算。

由表2可知,硫自养反硝化的脱氮成本高于以甲醇为碳源的异养反硝化,但低于以乙酸钠为碳源的异养反硝化。由于甲醇属危险品,在污水处理工程中应用受限,与以乙酸钠为碳源的异养反硝化相比,硫自养反硝化的脱氮成本较低,尤其对于大规模印染废水处理工程,可显著降低运行费用。从污泥产率系数及产量分析,硫自养反硝化高于以甲醇

为碳源的异养反硝化,但低于以乙酸钠为碳源的异养反硝化。在温室气体 CO_2 产生量方面,异养反硝化过程中70%以上的碳源转化为 CO_2 ,使其具有较高的 CO_2 排放量。由于硫自养反硝化过程不消耗有机碳源,故不产生 CO_2 排放;反而在反硝化过程中自养菌为维持自身生长,需要捕集一定量的 CO_2 ,因此硫自养反硝化属固碳过程,有利于温室气体减排。

表2 硫自养反硝化与异养反硝化运行特性对比

Tab.2 Characteristic comparison between sulfur-driven autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification

特性参数	特性指标	硫自养反硝化	甲醇异养反硝化	乙酸钠异养反硝化
反硝化成本	电子供体需求量/($g \cdot g^{-1}$)	3.0	2.47	4.97
	反硝化单位成本/(元· g^{-1})	0.021 0	0.007 4	0.040 6
	反硝化总成本/(元· m^{-3})	0.235	0.083	0.454
污泥产量	污泥产率系数/($g \cdot g^{-1}$)	0.74	0.52	0.82
	污泥产量/($g \cdot m^{-3}$)	8.29	5.82	9.18
CO_2 产生量	CO_2 产率系数/($g \cdot g^{-1}$)	-0.083	2.39	3.73
	CO_2 产量/($g \cdot m^{-3}$)	-0.93	26.77	41.78

3 结论

① 在中试装置连续84 d运行期间,进水平均TN为17.1 mg/L,出水平均TN为6.5 mg/L,可以稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准和浙江省地方标准。

② 硫自养反硝化滤池无需外加碳源。在水力负荷为 $1.27 m^3/(m^2 \cdot h)$ 、进水氮负荷为 $0.52 kg/(m^3 \cdot d)$ 的条件下,TN去除率高达74.1%,为最佳设计及运行参数。

③ 硫自养反硝化滤池对生化出水COD无显著去除效果,微生物同化对 NH_4^+ -N有一定去除效果,通过填料截留作用可去除部分SS。经中试装置处理后,废水pH、碱度及ORP降低,表明还原性 S^0 在自养反硝化菌的作用下参与了 NO_3^- -N的还原过程。

④ 与异养反硝化相比,硫自养反硝化具有成本及污泥产量低的特点,且不存在外加碳源转化为温室气体 CO_2 的排放问题,自养微生物的同化使其具有一定固碳作用。

参考文献:

- [1] CHEN H, YU X, WANG X N, et al. Dyeing and finishing wastewater treatment in China: state of the art

- and perspective [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 326: 129353.
- [2] 王忠泉,郑威城,娄小丹,等. 高氨印染废水脱氮处理技术与工程应用[J]. *工业水处理*, 2021, 41(11): 134-137.
- WANG Zhongquan, ZHENG Weicheng, LOU Xiaodan, *et al.* Technology and engineering application of printing and dyeing wastewater with high ammonia [J]. *Industrial Water Treatment*, 2021, 41(11): 134-137 (in Chinese).
- [3] 李树苑,刘海燕. 绍兴市工业废水与生活污水分类收集、分质提标技术路线[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(18): 56-62.
- LI Shuyuan, LIU Haiyan. Technical route of classified collection and separate upgrading of industrial wastewater and domestic sewage in Shaoxing[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(18): 56-62 (in Chinese).
- [4] ZHOU Q, SUN H M, JIA L X, *et al.* Simultaneously advanced removal of nitrogen and phosphorus in a biofilter packed with ZVI/PHBV/sawdust composite: deciphering the succession of dominant bacteria and keystone species [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 347: 126724.
- [5] HAO M X, CHEN H, HE Y L, *et al.* Recycling sludge-derived hydrochar to facilitate advanced denitrification of secondary effluent: role of extracellular electron transfer [J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132683.
- [6] LIANG B R, KANG F, WANG Y, *et al.* Denitrification performance of sulfur-based autotrophic denitrification and biomass-sulfur-based mixotrophic denitrification in solid-phase denitrifying reactors using novel composite filters [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 823: 153826.
- [7] BAO H X, LI Z R, SONG Z B, *et al.* Mitigating nitrite accumulation during S^0 -based autotrophic denitrification: balancing nitrate-nitrite reduction rate with thiosulfate as external electron donor [J]. *Environmental Research*, 2022, 204: 112016.
- [8] TIAN T, ZHOU K, LI Y S, *et al.* Phosphorus recovery from wastewater prominently through a $Fe(II)$ -P oxidizing pathway in the autotrophic iron-dependent denitrification process [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54: 11576-11583.
- [9] ZHOU Y, CHEN F X, CHEN N, *et al.* Denitrification performance and mechanism of biofilter constructed with sulfur autotrophic denitrification composite filler in engineering application [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 340: 125699.
- [10] CAO X W, ZHOU X, XUE M, *et al.* Evaluation of nitrogen removal and N_2O emission in a novel anammox coupled with sulfite-driven autotrophic denitrification system: influence of pH [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 321: 128984.
- [11] WANG W, WEI D Y, LI F C, *et al.* Sulfur-siderite autotrophic denitrification system for simultaneous nitrate and phosphate removal: from feasibility to pilot experiments[J]. *Water Research*, 2019, 160: 52-59.
- [12] YANG Y, CHEN T H, LIAM M, *et al.* Nanostructured pyrrhotite supports autotrophic denitrification for simultaneous nitrogen and phosphorus removal from secondary effluents [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 328: 511-518.
- [13] HU H D, LIAO K W, GENG J J, *et al.* Removal characteristics of dissolved organic nitrogen and its bioavailable portion in a post denitrifying biofilter: effect of the C/N ratio [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52: 757-764.
- [14] PIROZZI F, LENS P, ESPOSITO G. Electron donors for autotrophic denitrification[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362: 922-937.

作者简介:薛罡(1971-),男,山西原平人,博士,教授,博士生导师,主要研究方向为水污染控制工程、污水及污泥资源化。

E-mail:xuegang@dhu.edu.cn

收稿日期:2022-03-26

修回日期:2022-05-09

(编辑:李德强)