

Fe^{2+} 强化 A – MAO 工艺低温深度化学除磷研究

黄 潇^{1,2}, 董文艺^{1,2}, 庄韫潞³, 王宏杰^{1,2}, 赵宪章^{1,2}

(1. 哈尔滨工业大学<深圳> 土木与环境工程学院, 广东 深圳 518055; 2. 深圳市水资源利用与
环境污染控制重点实验室, 广东 深圳 518055; 3. 天津创业环保集团股份有限公司 津沽污水
处理厂, 天津 300383)

摘 要: 为实现厌氧-多级缺氧/好氧(A – MAO)工艺对低温污水中总磷(TP)的深度去除, 考察了 Fe^{2+} 作为同步化学除磷药剂的可行性,并优化了药剂的投加量和投加位置。结果表明: Fe^{2+} 适合作为A – MAO工艺低温深度除磷的药剂,其最佳投加量为 $\text{Fe}/\text{P}=1.5$,最佳的投加位置为距离工艺出水口前60 min(以水力停留时间换算)处。在最佳条件下,出水 $\text{TP}<0.3\text{ mg/L}$,去除率高于90%。 Fe^{2+} 的投加对工艺脱氮有一定促进作用,对有机物的去除无影响;同时,还可改善污泥的沉降性能,抑制丝状菌污泥膨胀的发生。

关键词: Fe^{2+} ; A – MAO 工艺; 同步化学除磷; 低温

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000 – 4602(2019)15 – 0013 – 07

Fe^{2+} Enhanced Deep Chemical Phosphorus Removal by A – MAO Process under Low Temperature

HUANG Xiao^{1,2}, DONG Wen-yi^{1,2}, ZHUANG Wen-hao³, WANG Hong-jie^{1,2},
ZHAO Xian-zhang^{1,2}

(1. School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology <Shenzhen>, Shenzhen 518055, China; 2. Shenzhen Key Laboratory of Water Resource Utilization and Environmental Pollution Control, Shenzhen 518055, China; 3. Jingu Wastewater Treatment Plant, Tianjin Capital Environmental Protection Group Co. Ltd., Tianjin 300383, China)

Abstract: In order to realize the deep removal of total phosphorus (TP) from low temperature wastewater by anaerobic – ultistage anoxic/aerobic (A – MAO) process, the feasibility of Fe^{2+} as a synchronous chemical phosphorus removal agent was investigated, and the dosage and location of the agent were optimized. The results showed that Fe^{2+} was suitable for deep TP removal under low temperature by A – MAO process. The optimum dosage of Fe^{2+} was 1.5 (Fe/P ratio), and the optimum location was 60 minutes before the outlet of the process (converted by hydraulic retention time). Under the optimum conditions, the effluent TP was less than 0.3 mg/L, and the removal efficiency was higher than 90%. Fe^{2+} addition could promote denitrification process, and no effect was found on the removal of organic matter. Besides, it could improve sludge settling performance and inhibit filamentous bulking of sludge.

Key words: ferrous; A - MAO process; synchronous chemical phosphorus removal; low temperature

近几年,随着我国水环境治理的日益发展,“水十条”和“黑臭水体治理”等政策的贯彻执行,我国城市污水排放标准进一步提高。在我国部分地区,已开始实行高于一级A排放标准的地表水准Ⅳ类标准($\text{TN} < 10 \text{ mg/L}$, $\text{TP} < 0.3 \text{ mg/L}$)。所以,污水处理厂的提标改造是目前的研究热点。

厌氧-多级缺氧/好氧(A - MAO)工艺因脱氮除磷效果好、提标改造难度小而被广泛研究^[1]。然而,在冬季低温条件下工艺的脱氮除磷效果将受到严重的影响。课题组前期的研究发现,通过延长排泥时间、增加污泥浓度,可提高污水的脱氮效能,使出水TN达到严格的地方排放标准。A - MAO工艺对低温污水中的COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN的去除效果相对稳定。但是,由于排泥周期的增加,出水TP高达2~3 mg/L,无法达到排放要求。

化学除磷是辅助生物除磷的有效手段之一,根据药剂在污水处理过程中的投加位置可分为前置除磷、同步除磷和后置除磷^[2]。前置除磷对进入生物段的有机物有一定的削减,往往不适于需要进行反硝化的工艺^[3]。同时,前置化学除磷和后置化学除磷均要增加单独的工艺单元,对于部分占地紧缺的污水处理厂提标改造无法适用^[4]。所以,研究低温下A - MAO工艺的同时步化学除磷是十分必要的。

应用化学除磷强化A - MAO工艺深度除磷,势必增加污水处理厂的运行费用,所以选择除磷效果好、价格低廉的除磷药剂是污水厂降耗的有效手段之一。有研究发现,与铝盐相比, Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 价格低廉,可作为同步除磷的化学药剂。然而,该药剂在低温A - MAO工艺中深度除磷所需的剂量和投加位置并不明确。所以,笔者针对低温条件下A - MAO工艺出水TP存在不达标的情况,以 Fe^{2+} 为同步化学除磷药剂,考察药剂投加量与投加位置对工艺处理效果的影响,以期为该工艺在污水处理厂提标改造中的应用提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 A - MAO装置

A - MAO工艺小试装置(如图1所示)采用有机玻璃制成,尺寸为120 cm × 40 cm × 60 cm,有效容积为192 L。装置由5个反应区组成,分别为:厌氧

区、第一缺氧区、第一好氧区、第二缺氧区和第二好氧区,对应的有效容积分别为13.6、30.6、54、37.4和56.4 L。二沉池为竖流式,容积为15 L。

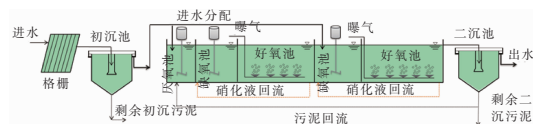


图1 A - MAO工艺装置示意

Fig. 1 Installation diagram of A - MAO process

试验采用两段进水的方式运行,分别由厌氧区和第二缺氧区首端进水,进水分配比为7:3。设置两段混合液回流,分别由第一好氧区回流至第一缺氧区和第二好氧区回流至第二缺氧区,回流比依次为50%和150%。剩余污泥由二沉池回流至厌氧区首端,回流比为80%。试验中进水、混合液回流和污泥回流均采用蠕动泵输送。在厌氧区和缺氧区安装搅拌器,好氧区由曝气泵供气、曝气盘曝气。污泥浓度控制在6 000~8 000 mg/L,排泥周期为32 d。

研究在温度为4~5℃的恒温室中进行,进水温度维持在10~15℃。装置的水力停留时间(HRT)为19.6 h,DO控制在3 mg/L。A - MAO工艺低温运行周期为60 d,试验过程中每3 d测定进出水COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN和TP浓度。

1.2 接种污泥及原水特征

试验所用接种污泥取自深圳市某污水处理厂二沉池,具有较好的脱氮除磷和沉降性能。试验所用污水取自深圳市大学城哈工大校区生活污水,其COD、TP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别为300~450、3~6、55~70、45~55、0~1 mg/L,pH值为7~8。

1.3 Fe^{2+} 强化A - MAO工艺除磷的可行性

采用序批式反应器(SBR)验证 Fe^{2+} 强化A - MAO工艺除磷的可行性。反应器由直径为140 mm、高为350 mm的圆柱形有机玻璃制成,有效容积为3 L。试验分为厌氧释磷(100 min)和好氧吸磷(360 min)两个过程,厌氧阶段采用搅拌器进行搅拌,转速为350 r/min;好氧阶段采用小型曝气机进行曝气,控制DO在3~4 mg/L。共设置5个试验组,各装置内均装有3 L活性污泥,取自低温运行的A - MAO工艺的二沉池,污泥浓度为6 000 mg/L左

右。试验用水为实际生活污水,控制 TP 浓度在 4 ~ 5 mg/L。将 20 mg/L 的 FeCl₃、FeSO₄、Al₂(SO₄)₃ 和聚合氯化铝(PAC)分别投加至 4 个反应器中,进行厌氧释磷和好氧吸磷试验。同时,设置 1 个对照组,不投加除磷药剂进行对比研究。每隔一段时间对各组进行取样,静置后测定上清液中的 TP 浓度。

1.4 Fe²⁺ 投加量和投加方式优化试验

试验采用两套 A-MAO 装置分别进行 Fe²⁺ 投加量和投加点优化试验,由于进水 TP 浓度有一定的波动,采用实际污水和配水方式控制进水 TP 浓度。同时,为减少除磷药剂在工艺中的损耗,使化学药剂利用率达到最高,且不影响其他反应阶段的进行,Fe²⁺ 通常被投加至第二好氧区。

考察投加量对去除 TP 的影响时,投加量按照 Fe²⁺ 与 P 物质的量之比(Fe/TP)分别为 0.5、1.0、1.5 和 2.0 投加,投加点为距第二好氧池出水前 20 min 处(按照 HRT 换算,下同);考察投加位置对去除 TP 的影响时,设置 4 个 Fe²⁺ 投加点,Fe/TP 为 1.5,各投加点距第二好氧池出水前 20、40、60 和 120 min,分别记为 S1、S2、S3 和 S4,未投加 Fe²⁺ 的记作 S0。

1.5 分析项目及方法

COD:重铬酸钾法;NH₄⁺-N:纳氏试剂光度法;TN:过硫酸钾氧化-紫外分光光度法;TP:钼锑抗分光光度法;MLSS:重量法;pH 值:便携式 pH 计;碱度:酸碱滴定法。

2 结果与讨论

2.1 A-MAO 工艺处理低温城市污水的特性

低温条件下,A-MAO 工艺对污染物的去除效果见图 2。由图 2(a)可知,随着时间的延长,出水 COD 浓度逐渐降低并趋于稳定,工艺对 COD 有较好的去除效果。在进水 COD 平均浓度为 380 mg/L 的条件下,出水 COD 平均浓度为 20 ~ 30 mg/L,达到了一级 A 排放标准。

装置进水 NH₄⁺-N 平均浓度为 50 mg/L 左右,启动阶段系统对 NH₄⁺-N 的去除能力逐渐提升,运行 9 d 后出水达到稳定,稳定后的出水 NH₄⁺-N 平均浓度低于 5 mg/L,优于一级 A 排放标准。在第 18 天时,出水 NH₄⁺-N 浓度低于 2.5 mg/L,去除率高达 95% ~ 96%。可见,在低温条件下 A-MAO 工艺对 NH₄⁺-N 的去除效果较好。由图 2(c)可知,经过 15 d 的启动,A-MAO 工艺进入稳定运行状态,

出水 TN 平均浓度为 9.68 mg/L,平均去除率为 83.63%,远低于一级 A 排放标准限值。

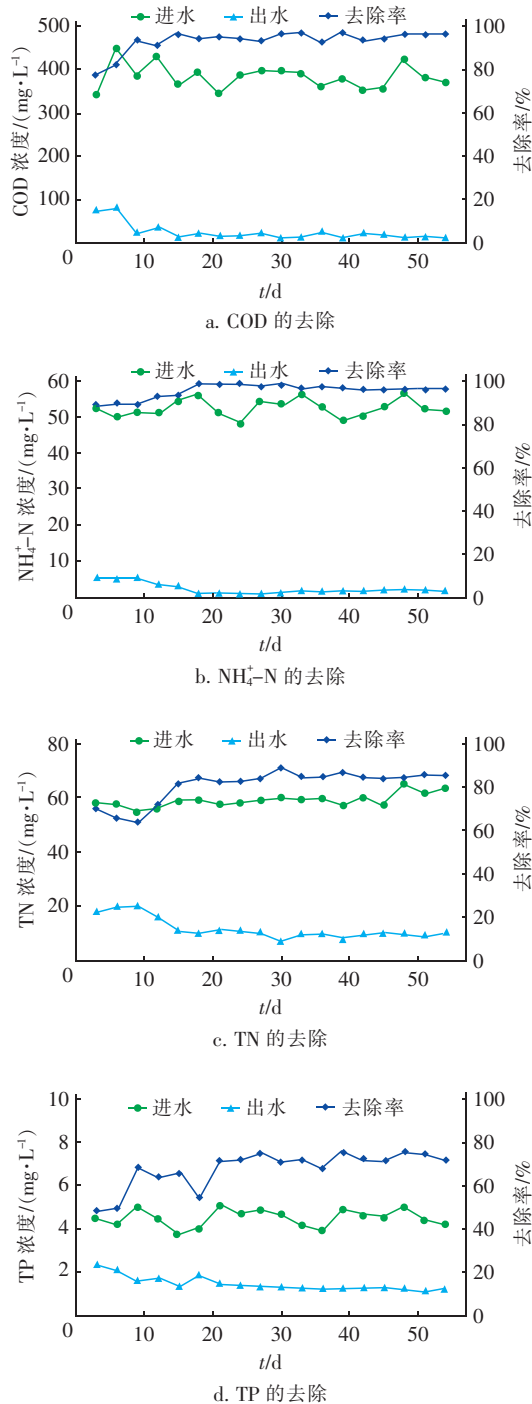


图 2 A-MAO 工艺处理低温污水的效果

Fig. 2 Performance of wastewater treatment by A-MAO process under low temperature

由于低温条件下排泥周期延长至 32 d,出水 TP 浓度受到了影响。由图 2(d)可知,系统稳定后出水 TP 平均浓度为 1.44 mg/L,工艺对 TP 的去除效果

明显不能达到排放要求($TP < 0.3 \text{ mg/L}$)。

目前已对低温条件下活性污泥工艺的脱氮除磷开展了大量研究,结果显示,低温对有机物的去除影响较小;因硝化细菌对低温环境敏感, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除成为了污水稳定达标的限制性因素^[5]。延长排泥周期,增加 MLSS,提高硝化细菌的丰度, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效果明显改善,被认为是提高脱氮效果的最有效途径^[6]。但这也导致磷的积累,使聚磷菌发生功能性退化。所以,采用延长排泥周期强化脱氮时,会使脱氮和除磷过程产生矛盾,需要采取其他的强化除磷措施。

2.2 Fe^{2+} 强化 A-MAO 工艺除磷可行性

图3为不同化学除磷药剂的同步除磷效果对比。前期研究优化了低温下最佳运行条件且在最佳的条件下,A-MAO工艺对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除效果相对稳定。然而,受到延长排泥时间的影响,出水 TP 难以满足高标准的排放要求。所以,有必要探讨 Fe^{2+} 强化 A-MAO 工艺除磷的可行性,并对 Fe^{2+} 与其他药剂的除磷效果进行了对比。

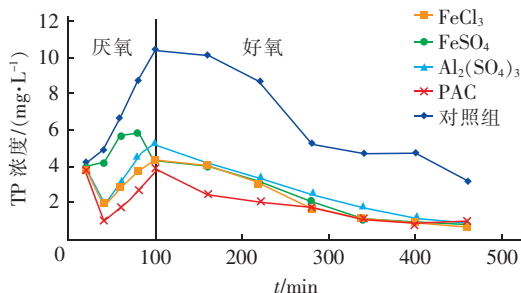


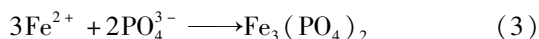
图3 不同除磷药剂的除磷效果对比

Fig. 3 Comparison of different phosphorus removal agents on TP removal

由图3可知,在未投加化学除磷药剂的对照组,厌氧区发生了磷的释放,TP浓度从 4.28 mg/L 提高到 10.42 mg/L ;当进入好氧阶段后,发生了明显的吸磷作用,浓度下降到 3.24 mg/L ,由此可见,在低温条件下 TP 去除效果较差。当投加 FeCl_3 、PAC 和 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 时,TP 先出现急剧下降的趋势,然后又快速提高。这表明,投加除磷药剂会快速去除水体中的 TP,然后随着厌氧时间的增加,继续发生厌氧释磷作用。而采用 FeSO_4 作为除磷药剂时,TP 并未出现明显的快速下降过程,这表明 Fe^{2+} 作为化学除磷药剂并未快速发挥其絮凝作用。在好氧阶段,4种除磷药剂均表现出很好的化学除磷效果,表明

Fe^{2+} 作为同步除磷药剂是可行的,且去除效果更好。樊杰等^[7]比较了铁盐和铝盐的同步化学除磷效果,发现 FeSO_4 对 TP 的去除效果最好。

有研究表明, Fe^{2+} 可与水体中的磷酸盐发生沉淀反应,进而实现对 TP 的去除,且 Fe^{2+} 含量对其影响较大^[8],见式(1)~(3)。同时, Fe^{2+} 与磷酸盐结合时能被同步氧化为 Fe^{3+} ,与 Fe^{2+} 相比,新生的 Fe^{3+} 与磷酸根结合的键能更强,且生成的磷酸铁晶体生长速度更快^[9]。



Fe^{2+} 溶于好氧池后被水体中的溶解氧氧化成 Fe^{3+} ,进而与 PO_4^{3-} 生成沉淀^[10]。同时, Fe^{2+} 也会与水中磷酸盐发生反应生成 Fe^{3+} ,进而去除水体中的磷酸盐。在此过程中,还发生水解和聚合反应生成 $\text{Fe}_5(\text{OH})_7^{8+}$ 、 $\text{Fe}_7(\text{OH})_9^{12+}$ 、 $\text{Fe}_9(\text{OH})_{12}^{20+}$ 、 $\text{Fe}_{12}(\text{OH})_{21}^{34+}$ 等络合物,并通过吸附架桥、电性中和及卷扫作用使胶体凝聚,最后通过沉淀分离去除^[9]。

2.3 Fe^{2+} 投加量优化及铁离子残余

2.3.1 Fe^{2+} 投加量优化

图4为 Fe^{2+} 投加量对 A-MAO 工艺除磷的影响。 Fe^{2+} 投加量是同步除磷的关键参数,投加过多的铁盐会增加运行费用,投加量不足则出水 TP 难以满足排放要求。所以首先优化 Fe^{2+} 的投加量。

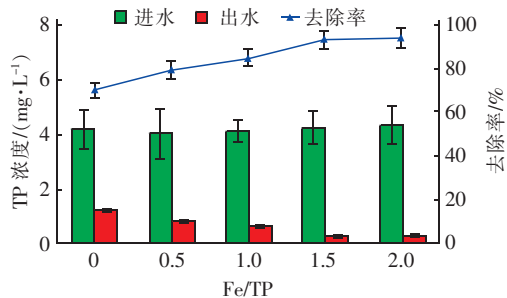


图4 Fe^{2+} 投加量对 A-MAO 工艺除磷的影响

Fig. 4 Effect of Fe^{2+} dosage on TP removal by A-MAO process

由图4可知,随 Fe/TP 从 0.5 提高到 1.5,出水 TP 浓度呈下降趋势。未投加 Fe^{2+} 时,出水 TP 浓度为 1.16 mg/L ,当 Fe/TP 为 1.5 时出水 TP 浓度低于 0.3 mg/L 。然而,随着 Fe/TP 继续提高至 2.0 时,出水 TP 浓度无明显变化。综上所述,最佳的同步除磷 Fe/TP 为 1.5。

当 Fe²⁺ 投加过量时,除磷率无明显变化,其原因主要是:虽然溶液中参与络合反应的离子数量增加了,但沉淀过程中吸附架桥作用所需的表面吸附电位却减少了,并且由于同性相斥作用而出现了分散稳定现象,产生更小且难于沉淀的絮体^[11]。

2.3.2 不同 Fe²⁺ 投加量下铁离子残余

在 4 种 Fe²⁺ 投加量下,出水中残余的铁盐浓度分别为 (1.06 ± 0.22)、(1.19 ± 0.27)、(1.36 ± 0.34)、(1.72 ± 0.37) mg/L,即随着 Fe²⁺ 投量的增加,出水中残余铁盐浓度呈现升高的趋势。在最优的 Fe²⁺ 投加量下,出水铁盐浓度为 (1.36 ± 0.34) mg/L,与低剂量时的剩余量差别不大。

2.4 Fe²⁺ 投加位置优化及对去除污染物的影响

2.4.1 Fe²⁺ 投加位置优化

Fe²⁺ 的投加会对污泥系统造成影响,主要表现如下:投加至工艺前端会与有机物发生混凝从而影响除磷效果,同时降低了碳源的利用率,增加了运行成本;另一方面,投加至好氧区会消耗一定量的碱度,从而导致系统硝化效果受到抑制。所以,为减少 Fe²⁺ 投加对硝化效果的影响,同时发挥其最大效用,选择在好氧区末端投加 Fe²⁺。不同 Fe²⁺ 投加点对 A-MAO 工艺除磷的影响如图 5 所示。

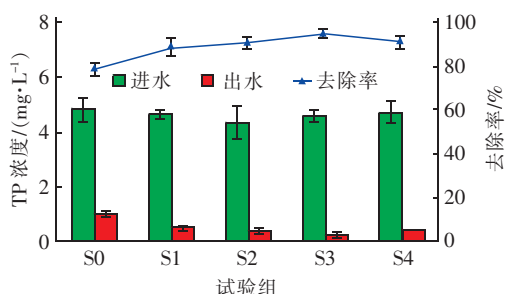


图 5 Fe²⁺ 投加位置对 A-MAO 工艺除磷的影响

Fig.5 Effect of Fe²⁺ adding location on TP removal by A-MAO process

由图 5 可知,未投加 Fe²⁺ 时出水 TP 平均浓度为 1.03 mg/L,去除率为 78.64%;在投加点为 S1、S2、S3 时,出水 TP 浓度分别为 0.54、0.42 和 0.25 mg/L,去除率分别为 88.32%、90.31% 和 94.53%;但投加点为 S4 时出水 TP 浓度升高至 0.44 mg/L,去除率为 90.68%。当 Fe²⁺ 投加在 S1 处时,Fe²⁺ 与水中磷反应不充分,出水 TP 含量偏高;当 Fe²⁺ 投加在 S2 处时,出水 TP 浓度小于 0.5 mg/L,满足一级 A 排放标准;当投加在 S3 时,出水 TP 浓度满足地表

水准Ⅳ类标准;然而,随着投加点距出水口距离的进一步增加,可能因为 Fe²⁺ 与水中其他物质发生结合,影响了对磷的去除。所以,最佳的投加位置为 S3(距离工艺出水口前 60 min 处)。

2.4.2 投加 Fe²⁺ 对去除有机物和脱氮性能的影响

投加 Fe²⁺ 能有效去除水中的 TP,实现 TP 的高标准排放要求。但 Fe²⁺ 对低温条件下水中有机物去除和脱氮性能的影响尚不清楚。所以,在选定的 Fe²⁺ 投加量下,考察不同投加位置对有机物去除和脱氮的影响。结果显示,投加 Fe²⁺ 对 COD 的去除基本没有影响,出水稳定达标。不同 Fe²⁺ 投加点条件下出水 NH₄⁺-N 浓度分别为 3.13、2.31、2.85 和 2.41 mg/L,去除率在 94%~96% 之间波动,表明投加 Fe²⁺ 对 A-MAO 工艺去除 NH₄⁺-N 的效果有一定改善作用。投加 Fe²⁺ 对 TN 的去除效果基本无影响,去除率均高于 80%。

2.5 投加 Fe²⁺ 对污泥性质的影响

有研究表明,低温会导致污泥发生丝状菌膨胀现象,通过投加不同量的 Fe²⁺,对系统的污泥性质势必产生影响^[12]。同时,除磷药剂的投加会改善污泥的沉降性质,抑制污泥丝状菌膨胀的发生^[13]。

表 1 为 Fe²⁺ 投加量对污泥沉降性能的影响。未投加 Fe²⁺ 时,污泥体积指数(SVI)高达 (161 ± 5) mL/g,表明出现丝状菌膨胀现象。随着 Fe²⁺ 投加量的增加,污泥沉降比(SV₃₀)明显降低,当 Fe/TP 为 2.0 时 SV₃₀ 降至 (52 ± 5)%,SVI 降低到 (98 ± 4) mL/g。综上所述,Fe²⁺ 的投加改善了污泥的沉降性能,抑制了污泥膨胀现象。

表 1 不同 Fe²⁺ 投加量时污泥沉降性能的变化

Tab.1 Settling performance of sludge with different Fe²⁺ dosage

Fe/TP	SV ₃₀ /%	SVI/(mL · g ⁻¹)
0	78 ± 2	161 ± 5
0.5	64 ± 4	127 ± 2
1.0	62 ± 4	116 ± 7
1.5	54 ± 3	101 ± 5
2.0	52 ± 5	98 ± 4

Wang 等^[14]发现采用 Fe²⁺ 作为脱氮除磷系统的同步除磷药剂,随着工艺运行时间的增加,污泥沉降性能明显改善。Wen 等^[15]考察了单倍剂量和多倍剂量投加 Al³⁺ 对污泥性质的影响,发现单倍剂量提高了絮凝作用但未改善污泥的沉淀特性,多倍剂量则改善了沉淀特性。本研究未出现沉降性能变差,

这可能与试验温度差异和除磷药剂种类有关。分析 Fe^{2+} 改善污泥沉降性的原因如下:一是铁盐与水中的磷发生反应后形成了凝结核状物质,会增加活性污泥胞外聚合物的团聚作用,甚至有利于形成颗粒污泥^[16];二是微生物表面的负电荷会与金属表面的正电荷发生作用,进而提高污泥的沉降性能^[17]。

3 结论

① 在低温条件下,A-MAO工艺通过延长排泥周期可实现出水 COD 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的稳定去除,而 TP 浓度明显超标。 Fe^{2+} 可作为 A-MAO 工艺化学除磷药剂,实现了深度除磷。

② 随着 Fe^{2+} 投量的增加,出水 TP 浓度降低,最佳 Fe/TP 为 1.5,此时出水 TP 浓度低于 0.3 mg/L;最佳的投加位置为 S3(距工艺出水口前 60 min 处),出水 TP 为 0.25 mg/L,去除率为 94.53%。

③ 投加 Fe^{2+} 在一定程度上促进了工艺的脱氮性能,并对有机物的去除无影响;同时,可改善污泥的沉降性能,抑制丝状菌污泥膨胀的发生。

参考文献:

- [1] Huang X, Dong W, Wang H, *et al.* Biological nutrient removal and molecular biological characteristics in an anaerobic-multistage anaerobic/oxic (A-MAO) process to treat municipal wastewater[J]. *Bioresour Technol*, 2017, 241: 969-978.
- [2] Broughton A, Pratt S, Shilton A. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low $\text{COD} : \text{P}$ ratio[J]. *Bioresour Technol*, 2008, 99(5): 1236-1241.
- [3] 吴娅. 曝气生物滤池化学除磷药剂的选择[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2010.
Wu Ya. Selection of Chemicals for Phosphate Removal Combined in Biological Aerated Filter Process [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010 (in Chinese).
- [4] 李欣, 马莹莹, 董文艺. 三种投加方式化学强化 BAF 除磷的试验研究[J]. *水处理技术*, 2011, 37(7): 120-122.
Li Xin, Ma Yingying, Dong Wenyi. Phosphorus removal by biological aerated filter through three chemical methods[J]. *Technology of Water Treatment*, 2011, 37(7): 120-122 (in Chinese).
- [5] Hua Y, Peng L, Zhang S, *et al.* Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater[J]. *Ecol Eng*, 2017, 108: 70-77.
- [6] 吴迪, 周家中, 郑志佳, 等. MBBR 用于山西某污水厂提标改造效果分析[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(15): 6-11.
Wu Di, Zhou Jiazhong, Zheng Zhijia, *et al.* Application of MBBR process to upgrading and reconstruction of WWTP in Shanxi Province [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(15): 6-11 (in Chinese).
- [7] 樊杰, 张璿, 万徐, 等. 生活污水化学辅助生物除磷的实验研究[J]. *应用化工*, 2013, 42(11): 1986-1989.
Fan Jie, Zhang Ying, Wan Xu, *et al.* Research on sewage chemically enhanced biological phosphorus removal[J]. *Applied Chemical Industry*, 2013, 42(11): 1986-1989 (in Chinese).
- [8] Wu C, Zhou Y, Wang Y, *et al.* Innovative combination of Fe^{2+} -BAF and ozonation for enhancing phosphorus and organic micropollutants removal treating petrochemical secondary effluent[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 323: 654-662.
- [9] 李婷. 亚铁强化去除水中磷酸盐的作用机制与效能[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2015.
Li Ting. Enhanced Phosphate Removal Efficiency by Using Ferrous Iron and Its Mechanism [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015 (in Chinese).
- [10] Zhang J, Zhang C, Wei G, *et al.* Catalytic activity of titanomagnetite in heterogeneous Fenton reaction: contribution from structural Fe^{2+} and Fe^{3+} [J]. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 2017, 17(9): 7015-7020.
- [11] 姚婧梅. 化学同步除磷药剂对活性污泥系统的影响研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2012.
Yao Jingmei. Effects of Chemical-aid Phosphorus Removal Drug on the Activated Sludge of the Biological Treatment System [D]. Chongqing: Chongqing University, 2012 (in Chinese).
- [12] 周娜, 袁林江. 温度波动对 SBR 污泥沉降性的影响及其变化规律[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(7): 91-94.
Zhou Na, Yuan Linjiang. Effect of temperature fluctuation on settleability of activated sludge in SBR and its variation[J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(7): 91-94 (in Chinese).

(下转第 24 页)