陈树钿, 王宗平, 杜颖, 等. 基于水平管沉淀技术及 CFD 模拟的平流沉淀池提产增效改造[J]. 净水技术, 2026, 45(10): 203-216.
Chen S T, Wang Z P, Du Y, et al. Reconstruction of horizontal sedimentation tanks for capacity and efficiency upgrading based on horizontal tube sedimentation technology and CFD simulation[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(10): 203-216.

基于水平管沉淀技术及 CFD 模拟的平流沉淀池提产增效改造

陈树钿[1],王宗平[2],杜 颖[1],陈镇斌[2],杨景旭[2,*]
(1. 汕头市粤海水务有限公司,广东汕头 515000;2. 华中科技大学,湖北武汉 430074)

摘 要 **【目的】** 随着汕头市城市化进程的加速,供水供需矛盾突出;同时,源水水体受季节性藻类暴发的影响日益频繁,影响传统水处理工艺的出水水质。因此,水厂急需一种能够显著提升处理量并能确保藻类暴发期出水水质的经济保障技术。**【方法】** 基于此背景,本文搭建了 1 套完整的水平管沉淀池中试装置,以汕头新津水厂实际进水为研究对象,系统性地考察了不同混凝剂投加质量浓度和不同进水流量对浑浊度、高锰酸盐指数(COD_{Mn})及藻密度的影响,并将中试装置与该水厂平流沉淀池的浑浊度去除效果进行了对比分析。此外,本文还引入了计算流体力学(CFD)数值模拟技术,模拟了该水厂平流沉淀池局部及整体改造为水平管沉淀池的最佳处理水量和浑浊度去除效果。**【结果】** 在进水流量为 9 m^3/h、混凝剂投加质量浓度为 5.5 mg/L 的工况下,水平管沉淀池装置出水浑浊度可稳定控制在 0.6 NTU 以下,优于传统工艺;藻密度去除率最高可达 100%,对于化学需氧量(COD)也实现了 48.02%的高效去除率;与水厂现有平流沉淀池工艺相比,浑浊度去除率提高了 10%~15%。CFD 模拟显示,若对现有平流沉淀池进行局部改造,可使处理水量提升约 20%,同时浑浊度去除率提升 20%~30%;若进行整体改造,处理水量可提升 60%,浑浊度去除率也能提升 10%~20%。**【结论】** 本文为汕头新津水厂的平流沉淀池改造工程提供了具体、可靠的技术支撑,其研究思路、方法及结论对国内外面临类似问题的传统水厂提产增效改造也具有重要的工程借鉴与参考价值。

关键词 水平管沉淀; 计算流体力学模拟; 中试; 平流沉淀池改造; 浑浊度; 藻密度
中图分类号: TU991 **文献标志码**: A **文章编号**: 1009-0177(2026)10-0203-14
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.10.023

Reconstruction of Horizontal Sedimentation Tanks for Capacity and Efficiency Upgrading Based on Horizontal Tube Sedimentation Technology and CFD Simulation

Chen Shutian[1], Wang Zongping[2], Du Ying[1], Chen Zhenbin[2], Yang Jingxu[2,*]
(1. *Shantou Yuehai Water Service Co., Ltd., Shantou* 515000, *China*;
2. *Huazhong University of Science and Technology, Wuhan* 430074, *China*)

Abstract [**Objective**] With the accelerated urbanization of Shantou, the conflict between water supply and demand has become prominent. Simultaneously, seasonal algal blooms in the source water are occurring with increasing frequency, affecting the effluent quality of traditional water treatment processes. Therefore, there is an urgent need for an economical and guaranteed technology that can significantly increase treatment capacity and ensure effluent quality during algal bloom periods. [**Methods**] Based on this background, this paper establishes a complete pilot-scale horizontal tube sedimentation tank system. Using the actual inflow from the Shantou Xinjin Water Treatment Plant as the research object, the paper systematically investigated the effects of different coagulant dosages and inflow rates on turbidity, permanganate index (COD_{Mn}), and algal density. Furthermore, this paper introduces computational fluid dynamics (CFD) numerical simulation technology to simulate the optimal treatment capacity and turbidity removal efficiency for both partial and complete conversion of the plant's horizontal flow sedimentation tank into a horizontal tube sedimentation tank. [**Results**] The results show that under the conditions of an inflow rate of 9 m^3/h and a coagulant dosage of 5.5 mg/L, the effluent turbidity from the horizontal tube sedimentation device could be stably controlled below 0.6 NTU, outperforming traditional

[**收稿日期**] 2025-12-20
[**作者简介**] 陈树钿(1995—),男,硕士研究生,主要从事水处理及给排水设计等工作,E-mail: shutiangdut@163.com。
[**通信作者**] 杨景旭(1997—),男,硕士研究生,研究方向为水处理技术,E-mail: 862503054@qq.com。

processes. Meanwhile, the maximum algal density removal rate reached 100%, and a high removal rate of 48.02% was achieved for chemical oxygen demand (COD). CFD simulations indicated that a partial modification of the existing horizontal flow sedimentation tank could increase the treatment capacity by approximately 20%, while also improving the turbidity removal rate by 20%-30%. A complete modification could increase the treatment capacity by 60%, with a turbidity removal rate improvement of 10%-20%. This paper provides specific and reliable technical support for the renovation project of the horizontal flow sedimentation tank at the Shantou Xinjin Water Treatment Plant. In the comparative analysis between the pilot-scale device and the horizontal sedimentation tank of the water treatment plant, the turbidity removal rate of the pilot-scale device was higher than that of the sedimentation tank, achieving an improvement of 10%-15% in removal efficiency. [**Conclusion**] The research approach, methodology, and conclusion also hold significant engineering reference value for the upgrading and capacity expansion of traditional water treatment plants facing similar challenges both domestically and internationally.

Keywords horizontal tube sedimentation; computational fluid dynamics (CFD) simulation; pilot-scale test; reconstruction of horizontal sedimentation tank; turbidity; algal density

随着城市的不断发展,城市人口逐渐增多,用水量逐步上升,给水厂的供水量和水质压力与日俱增。传统的给水处理工艺[1],如平流沉淀池[2]和斜管沉淀池,因处理效果不够理想,导致处理水量无法提升[3]。平流沉淀池占地面积大,处理效率低,对于高浑浊度和含藻原水[4]的处理效果有限。而斜管沉淀池虽然在一定程度上提高了浑浊度去除率,但由于泥和水同在管间、板间异向流动,容易形成可逆沉淀,在实际应用中对于低温、低浊和含藻类的原水处理效果不理想[5]。汕头新津水厂采用平流沉淀池,亟需新技术来提高处理水量和确保水质。

水平管沉淀分离技术实现了“水走水道、泥走泥道”,可以缩短沉降距离,使絮凝物快速脱离水体。同截面的水平管高效沉淀分离装置与异向流斜管和平流沉淀池相比,沉淀面积大大增加,浑浊度去除率是异向流斜管的 3~5 倍,是平流沉淀池的 9~25 倍[6-8]。因此,理论上水平管沉淀池可实现处理水量和水质的双重提升,但将平流沉淀池改造为水平管沉淀池的相关参数尚需中试试验,改造方式等还需通过模拟来确定。COMSOL Multiphysics 是目前功能最全面、适用性最广、国内使用最广泛的计算流体力学(CFD)软件之一,可用于水处理工艺流程模拟研究[9-13]。

基于上述背景,本文以汕头新津水厂平流沉淀池为研究对象,采用水平管沉淀池中试装置探究改造效果、最优参数及 CFD 模拟研究改造后水平管沉淀池水量提升和浑浊度去除效果的技术方案,提出了新津水厂提产增效的改进方案,分析了化学需氧量(COD)、浑浊度、藻密度试验指标的变化特征,并通过 CFD 模拟验证了平流沉淀池改造的可行性,旨在为汕头新津水厂提产增效提供科学依据。

1　试验及模拟研究方法

新津水厂处理水量为 40 万 m^3/d,原水取自新津河,大部分时间,原水浑浊度位于 3~10 NTU 之间,COD 质量浓度为 2.0~3.5 mg/L,藻密度为 1 000~1 800 个/L。新津水厂的水处理工艺为:原水经絮凝池絮凝后进入平流沉淀池,再经沉淀后进入双阀滤池过滤,最后经次氯酸消毒后送水。

本文通过搭建水平管沉淀池中试装置来探究不同进水流量及不同聚合氯化铝(PAC)投加质量浓度对 COD、浑浊度、藻密度指标的影响。同时,通过 CFD 模拟平流沉淀池在添加水平管(局部改造和整体改造)后对平流沉淀池日处理水量及浑浊度去除率的提升效果。

1.1　中试装置

设计的中试装置为絮凝池和水平管沉淀池,絮凝部分水力停留时间与水厂絮凝池水力停留时间一致,均为 27 min;高度与水厂絮凝池相同,均为 3 m;沉淀区按 10 mm/s 流速设计,过水断面负荷约为 22 $m^3/(m^2\cdot h)$,水平管单管管径为 40 mm,长度为 2 m,沿水流方向水平布置;絮凝与沉淀区中间设置过渡区,宽度为 800 mm,水平管沉淀后经出水堰出水。采用 10 m^3/h 的一体化水平管沉淀池中试装置(装置平面与剖面图分别如图 1~图 2 所示,取样点分布如图 1 所示),中试装置沉淀区布置多层水平管进行高效分离。增压泵取原水,然后进入中试装置进行泥水分离。

1.2　试验方法

本试验通过测定流量、浑浊度、藻密度、COD 指标,计算出不同流量和不同投药质量浓度的相应去

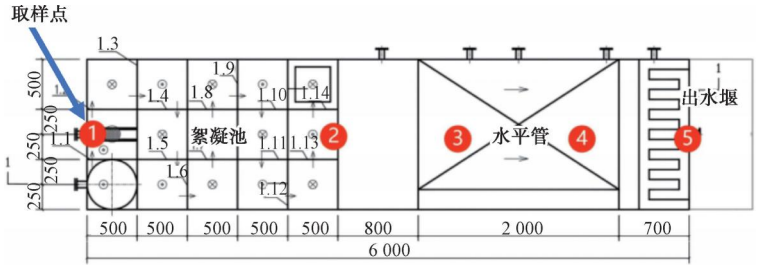


图 1　中试装置平面图及取样点分布

Fig. 1　Schematic Diagram of the Pilot-Scale Setup and Sampling points Locations

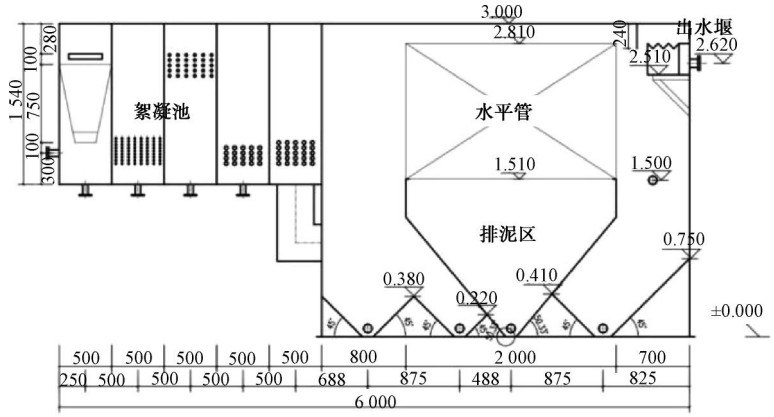


图 2　中试装置剖面

Fig. 2　Cross-Section of the Pilot-Scale Setup

除率。试验设置了 5 个梯度的 PAC 投加质量浓度(2.0、4.0、5.0、5.5、6.0 mg/L),并在每个投药质量浓度水平下,系统调节并测试了 3 种进水流量(9、10、11 m^3/h),通过蠕动泵精准控制药剂投加量与进水量,共计构成 15 组试验工况(由表 1 可知,每组工况连续运行 5 天为 1 个周期,对试验数据进行统计分析)考察不同工况下的处理效果,以证明水平管沉淀池的高效去除优势,并确定中试装置的最佳工况。

表 1　试验工况

Tab. 1　Test Conditions

流量/($m^3 \cdot h^{-1}$)	投药质量浓度为 2.0 mg/L	投药质量浓度为 4.0 mg/L	投药质量浓度为 5.0 mg/L	投药质量浓度为 5.5 mg/L	投药质量浓度为 6.0 mg/L
9	432 g/d	864 g/d	1 080 g/d	1 188 g/d	1 296 g/d
10	480 g/d	960 g/d	1 200 g/d	1 320 g/d	1 440 g/d
11	528 g/d	1 056 g/d	1 320 g/d	1 452 g/d	1 584 g/d

1.3　检测指标及方法

检测指标包括流量、浑浊度、COD、藻密度。采用固定式流量计每天读数测量流量;采用浊度仪测量浑浊度;采用高锰酸钾滴定法测定 COD;采用血球计数板细胞计数法测定藻密度。

1.4　水平管沉淀池 CFD 模拟研究

中试试验结果表明,在特定流量与投药质量浓度组合下,水平管沉淀池可实现高效的浑浊度、COD 及藻密度去除。然而,中试装置尺寸有限,所得结果无法直接推广应用于实际平流沉淀池的改造工程。因此,本文进一步采用 CFD 模拟,将水平管沉淀技术推广应用于实际工程。通过 CFD 模拟优化水平管沉淀池的最佳水力停留时间,提高处理水量与浑浊度去除率的流程如下:(1)通过实测现有平流沉淀池入口流量和悬浮物颗粒粒径等参数,模拟得到与实际运行数据相吻合的模型结果;(2)调整入口流量和颗粒粒径等参数,模拟不同工况下改造前沉淀池的运行状态,为后续优化提供对比依据;(3)对

平流沉淀池的局部改造和整体改造分别进行参数化模拟,分析其处理效果;(4)通过对比局部改造与整体改造的模拟结果,从处理效率提升的角度综合评估 2 种方案的优劣,从而确定最优改造方案。

1.4.1　模型选择

本文采用 COMSOL Multiphysics 软件对新津水厂的平流沉淀池进行水动力模拟,连续相采用雷诺平均法(RANS)求解 Navier-Stokes 方程,采用离散相模型(DPM)描述水-颗粒两相流动,湍流模型选用 RNG k-ε 模型;离散相采用拉格朗日粒子追踪方法,通过积分颗粒运动方程获得其运动轨迹,并考虑曳力、重力、浮力及湍流扩散效应,具体如式(1)~(7)所示。

连续相控制方程采用 RANS 求解不可压缩流体的连续性方程和动量方程如式(1)~(2)所示。

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i}=0 \tag{1}$$

$$\rho\frac{\partial u_i}{\partial t}+\rho u_j\frac{\partial u_i}{\partial x_j}=-\frac{\partial p}{\partial x_i}+\frac{\partial}{\partial x_j}\left[\mu\left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j}+\frac{\partial u_j}{\partial x_i}\right)-\rho\overline{u_i'u_j'}\right] \tag{2}$$

其中:ρ——流体密度,kg/m^3;

t——时间,s;

$\rho\overline{u_i'u_j'}$——雷诺应力项;

μ——流体动力黏度,Pa·s;

u_i, u_j——流体在 i,j 方向的速度分量,m/s;

x_i, x_j——空间坐标分量;

p——流体压力,Pa。

方程组采用 RNG k-ε 湍流模型进行封闭。

湍动能 k 输运方程如式(3)所示。

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t}+\frac{\partial(\rho k u_i)}{\partial x_i}=\frac{\partial}{\partial x_j}\left(\alpha_k\mu_{\text{eff}}\frac{\partial k}{\partial x_j}\right)+G_k+G_b-\rho\varepsilon-Y_M \tag{3}$$

湍流耗散率 ε 输运方程如式(4)所示。

$$\frac{\partial(\rho\varepsilon)}{\partial t}+\frac{\partial(\rho\varepsilon u_i)}{\partial x_i}=\frac{\partial}{\partial x_j}\left(\alpha_\varepsilon\mu_{\text{eff}}\frac{\partial\varepsilon}{\partial x_j}\right)+C_{1\varepsilon}\frac{\varepsilon}{k}(G_k+C_{3\varepsilon}G_b)-C_{2\varepsilon}\rho\frac{\varepsilon^2}{k}-R \tag{4}$$

其中:k——湍动能,m^2/s^2;

ε——湍流耗散率,m^2/s^3;

α_k, α_ε——湍动能、耗散率对应的有效普朗特数的倒数;

μ_{eff}——流体有效黏度;

G_k——由平均速度梯度引起的湍动能产生项;

G_b——由浮力作用引起的湍动能产生项;

Y_M——可压缩湍流中脉动扩张对总耗散率的贡献项。

RNG 模型附加项 R 表达式如式(5)~(6)所示。

$$R=\frac{C_\mu\rho\eta^3(1-\eta/\eta_0)}{1+\beta\eta^3}\cdot\frac{\varepsilon^2}{k} \tag{5}$$

$$\eta=\frac{Sk}{\varepsilon} \tag{6}$$

其中:S——平均应变率张量的模;

η——湍流时间尺度与平均流时间尺度之比;

$C_\mu=0.084\ 5$, $C_{1\varepsilon}=1.42$, $C_{2\varepsilon}=1.68$, $\alpha_k=\alpha_\varepsilon=1.393$, $\eta_0=4.38$, $\beta=0.012$。

离散相颗粒运动方程如式(7)所示。

$$\frac{du_p}{dt}=\frac{18\mu}{\rho_p d_p^2}\frac{C_D Re}{24}(u-u_p)+\frac{g(\rho_p-\rho)}{\rho_p}+F_{\text{other}} \tag{7}$$

其中:u_p——颗粒运动速度,m/s;

u——流体速度,m/s;

ρ_p——颗粒密度,kg/m^3;

P——流体密度,kg/m^3;

d_p——颗粒直径,m;

C_D——颗粒阻力系数;

G——重力加速度,m/s^2;

Re——相对雷诺数,Re=$\rho d_p|u-u_p|/\mu$;

F_{other}——其他作用力。

1.4.2　边界条件及网格划分

(1)入流边界为平流沉淀池的 2 个进水口,出流边界为出水堰的 6 个出水口,固壁边界为沉淀池底部,假设为无滑移条件,即流速为 0,进水口流速为水厂正常运行时流速。输入参数为流量、水力停留时间、颗粒密度、粒径、入口粒子数,输出参数为出口粒子数,从而计算得到浑浊度去除率。

颗粒粒径为 1.0~2.0 mm[14],密度约 1 010 kg/m^3 至 1 050 kg/m^3[15],因此,CFD 模拟设置了 1、2 mm

2 种典型粒径以及 1 010、1 030、1 050 kg/m^3 3 组密度值,这些参数作为 CFD 离散相模型的输入边界。

(2)本文采用非结构化六面体主导网格,在沉淀池入口、出口及近壁面区域进行局部加密。边界层采用棱柱层网格,第 1 层网格高度设置为 1 mm,增长率为 1.2%,共 3 层,以确保近壁面无量纲距离。在 30~150 范围内,满足壁面函数法的要求。整体网格质量通过正交质量和长宽比评价,平均正交质量为 0.85,最大长宽比小于 15,网格扭曲度均低于 0.85。

在网格划分时,平流沉淀池完整网格包含 1 745 957 个域单元(如图 3 所示)。同时,从网格划分质量指标来看,整个计算域展现出良好的拓扑结构特性:边界单元数为 157 584,边单元数为 14 920,该配置在保证计算精度的同时,实现了约 0.85 的平均正交质量系数,这种网格梯度分布策略既满足了壁面函数法的计算要求,又将整体网格数量控制在 8×10^6 量级,有效平衡了计算精度与资源消耗。

稳态求解采用 SIMPLE 算法进行耦合,动量、k、ε 均采用二阶迎风格式离散。收敛依据为监测沉淀池出口平均速度与颗粒去除率在连续 500 次迭代中变化小于 0.1%。网格无关性验证表明,当网格数量增加至约 300 万时,去除率变化小于 0.5%。因此,当前约 175 万的网格配置在计算精度与资源消耗之间取得了合理平衡。



图 3 平流沉淀池网格划分

Fig. 3 Grid Division Diagram for Horizontal Sedimentation Tank

1.4.3 模型验证

采用水厂一组平流沉淀池的浑浊度去除率进行模型验证。即保持模型初始条件与水厂平流沉淀池的流速、水力停留时间、颗粒粒径(与水厂实际运行中混凝后絮体的典型粒径分布一致)等参数相同进行模拟,所得结果如表 2~表 3 所示。

表 2 水厂平流沉淀池指标

Tab. 2 Indicators of Horizontal Sedimentation Tanks in WTP

流量/(m^3·d^{-1})	水力停留时间/min	沉淀池入口浑浊度/NTU	沉淀池出口浑浊度/NTU	去除率
100 000	43	2.94	1.28	56%
100 000	43	2.76	1.21	56%
100 000	43	3.13	0.99	65%
100 000	43	2.52	0.71	72%
100 000	43	2.32	0.76	67%
100 000	43	2.38	0.75	68%

表 3 改造前平流沉淀池模拟结果

Tab. 3 Simulation Results of the Horizontal Sedimentation Basin before Reconstruction

流量/(m^3·d^{-1})	水力停留时间/min	颗粒密度/(kg·m^{-3})	粒径/mm	入口粒子数/个	出口粒子数/个	去除率
100 000	43	1 020	1	24 000	9 266	61%
100 000	43	1 020	2	24 000	8 327	65%
100 000	43	1 030	1	24 000	7 566	68%
100 000	43	1 030	2	24 000	6 462	73%
100 000	43	1 050	1	24 000	6 266	74%
100 000	43	1 050	2	24 000	5 685	75%

水厂沉淀池后的滤前水去除率,经取样后测得去除率为 56%~72%,利用 CFD 在相同流量、相同水力停留时间的条件下进行模拟,结果显示去除率为 61%~75%,符合水厂的实际运行数据,从而可以说明 CFD 模拟参数选取的合理性、模拟结果的准确性。同时,以本文的中试试验数据为例,在投药质量浓度为 5.5 mg/L、流量为 9 m^3/h 时,试验所得浑浊度去除率与局部改造模拟的结果相吻合,均处于 84%~95%范围内,进一步验证了模拟结果的可靠性。

2 结果与讨论

2.1 浑浊度指标去除效果

不同工况下浑浊度去除效果如图 4 所示。试验数据表明,水平管沉淀池的浑浊度去除效率显著受混凝剂投加量与进水流量双因素调控,且存在明确

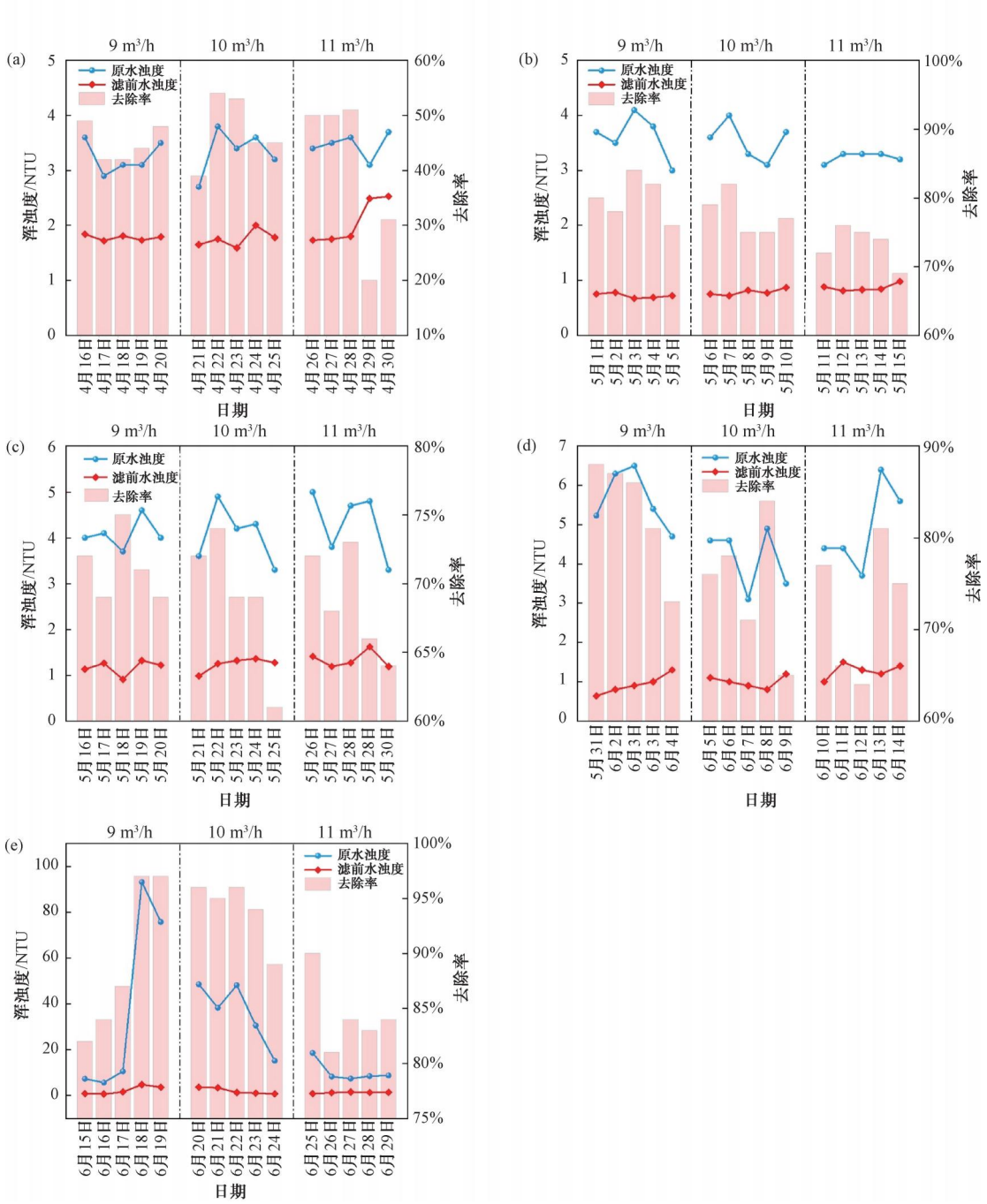


图 4　不同流量条件下不同投药质量浓度对浑浊度去除效果的影响:
(a) 2 mg/L;(b) 4 mg/L;(c) 6 mg/L;(d) 5 mg/L;(e) 5.5 mg/L

Fig. 4　Effect of Different Dosing Concentrations on Turbidity Removal under Varying Flow Rates:
(a) 2 mg/L; (b) 4 mg/L; (c) 6 mg/L; (d) 5 mg/L; (e) 5.5 mg/L

的交互作用规律。在相同流量条件下,浑浊度去除率随投药质量浓度增加呈现先升后降的单峰变化趋势,说明混凝过程存在最佳投药区间。以 9 m^3/h 流量为例,投药质量浓度从 2.0 mg/L 增至 5.5 mg/L 时,平均去除率从 45.03% 升至 88.41%,增幅达 45.03%,这归因于混凝剂水解产物对胶体颗粒电中和作用的逐步完善及絮体粒径的持续增大;但当投药质量浓度升至 6 mg/L 时,去除率降至 71.36%,过

量正电荷引起的胶体复稳与絮体破碎成为主要限制因素。这种峰谷规律在更高流量下表现更为明显：当流量提升至 11 m^3/h 时，5.5 mg/L 投药质量浓度下仍可实现 83.83%的去除率，但 6 mg/L 的投药质量浓度导致去除率下降至 68.78%，较峰值下降 15.05%，反映出流速增大加剧絮体剪切破碎，而过剩的铝盐进一步削弱絮体结构稳定性。

最优投药点随流量上升呈现向低投药质量浓度偏移的趋势。在 9 m^3/h 工况下，5.5 mg/L 投药质量浓度取得峰值去除率 88.41%；当流量增至 10 m^3/h 时，峰值出现在 5.5 mg/L，去除率为 91.57%；而 11 m^3/h 时，最佳投药质量浓度降至 5 mg/L。说明水力停留时间对混凝动力学的干涉作用明显。较高流速水力停留时间较短，要求絮体更快形成稳定结构，因此需适当降低投药质量浓度以避免过慢絮体生长与高速水流的失配。工程应用中应注意 5.5 mg/L 的临界转折效应：在流量不低于 10 m^3/h 工况下，6 mg/L 投药质量浓度导致去除率较最优值降低 22.6%与 18.0%，证明该投药质量浓度过高。综上，在 10~11 m^3/h 流量区间，将投药质量浓度精准控制在 5.0~5.5 mg/L 区间，可有效平衡絮体形成效率与抗剪切能力，实现浑浊度控制的最优化。

2.2 COD 指标去除效果

不同工况下的 COD 去除效果如图 5 所示。试验结果表明，水平管沉淀池对 COD 的去除呈现与浑浊度相似的先上升后降低规律，但受有机物分子特性与混凝机理差异影响，其响应阈值与波动幅度显著区别于浑浊度控制。在相同流量条件下，COD 去除率随投药质量浓度增加呈现非对称单峰曲线：以 9 m^3/h 流量为例，投药质量浓度从 2 mg/L 增至 5 mg/L 时，去除率从 10.19%升至 52.63%，提升了 42.44%，说明适量铝盐水解产物通过电中和作用有效凝聚胶体态有机物，并通过吸附架桥捕获溶解性小分子有机物，但当投药质量浓度增至 5.5 mg/L 后，去除率反常下降至 44.92%，6 mg/L 时进一步降低至 39.06%。

流量变化对 COD 去除的影响呈现复杂非线性特征。流量为 9 m^3/h 时，最优投药质量浓度为 5 mg/L，较长的水力停留时间保障了慢速可吸附有机物的充分去除；当流量升至 10 m^3/h 时，投药质量浓度峰值区扩大至 4~5.5 mg/L，表明流速提升促使最佳投药质量浓度范围扩大，这与高剪切力加速混凝剂扩散、强化混合效率相关。然而在 11 m^3/h 流量条件下，2 mg/L 低投药质量浓度时去除率为 30.68%，高于 4 mg/L。是因为流速过大破坏初始絮体结构，而低投药质量浓度下形成的松散絮体更易被水流撕碎，导致已吸附的有机物二次释放，这在 4 mg/L 投药质量浓度时尤为显著。该现象揭示临界剪切阈值的存在：当表面负荷率大于 0.4 $m^3/(m^2 \cdot h)$时，传统“低流量低投药质量浓度”效果降低，必须通过提升投药质量浓度形成抗剪絮体，使去除率恢复至 45.21%。

工程运行需重点关注以下方面：(1)投药质量浓度在 5~5.5 mg/L 形成波动较大区域，在流量为 9 m^3/h 时该区间去除率降低 7.7%，而在 11 m^3/h 时提高 2.7%，反映流量较大对中投药质量浓度具有协同增效作用；(2)流量大于 10 m^3/h 时需规避 4 mg/L 的投药质量浓度，因该浓度下絮体强度不足以抵抗水力剪切；(3)6 mg/L 投药质量浓度的过量投加在所有流量下均引起去除率显著降低，且高流量区降低更明显。因此，中试装置在常规流量采用 5 mg/L 投药质量浓度，高负荷期可提升至 5~5.5 mg/L，既规避低投药质量浓度絮体破碎风险，又抑制过投加引发的溶解性 COD 增长，实现有机污染控制与药耗经济性的双目标优化。

2.3 藻密度指标去除效果

不同工况下的藻密度去除效果如图 6 所示，试验数据显示，藻类去除机制显著区别于浑浊度与 COD 控制，在试验投药质量浓度范围内未出现效能衰减拐点，呈现与投药质量浓度正相关的变化规律。这种差异源于藻细胞表面特性，其携带的负电荷基团与混凝剂水解产物$[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$等发生较强的电中和作用，且随剂量增加持续强化，直至藻体被完全包裹沉降。以 9 m^3/h 流量为例，投药质量浓度从 2 mg/L 增至 6 mg/L 时，去除率从 68.61%提升至 100%，表明该投药质量浓度下已形成致密絮体网络，可高效捕获粒径差异显著的藻细胞。流量增大可以提升完全去除的临界投药质量浓度，在 9 m^3/h 低流量下，5.5 mg/L 投药质量浓度即可达 100%去除；当流量升至 11 m^3/h 时，投药质量浓度为 6 mg/L 方能实现相同去除率，因流速增加削弱絮体与藻细胞的接触效率，必须通过增量投药补偿絮体强度。在流量为 10 m^3/h 的工况下，投药质量浓度

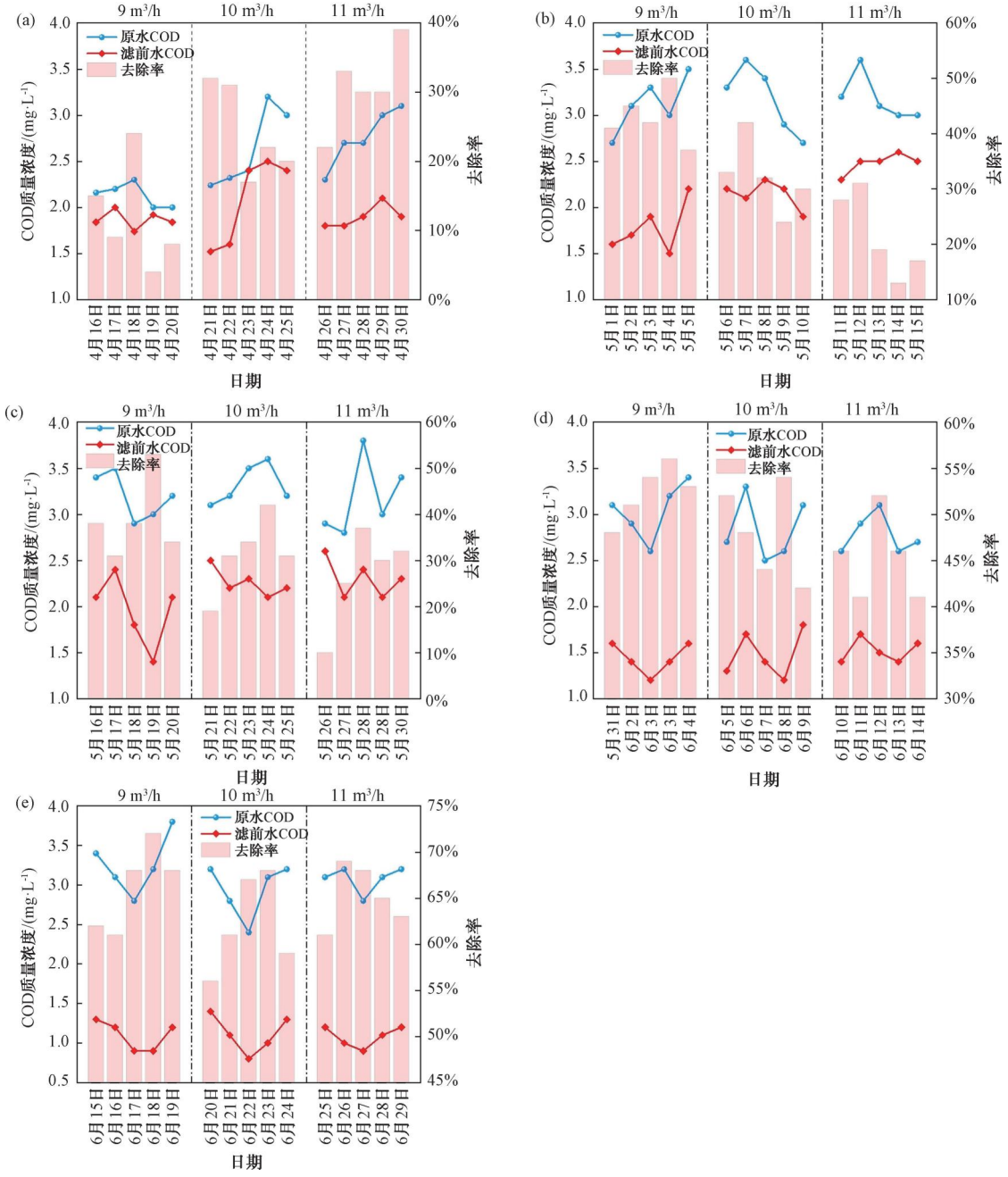


图 5　不同流量条件下不同投药量对 COD 去除效果的影响：
(a) 2 mg/L;(b) 4 mg/L;(c) 6 mg/L;(d) 5 mg/L;(e) 5.5 mg/L

Fig. 5　Effect of Different Dosages on COD Removal under Varying Flow Rates:
(a) 2 mg/L; (b) 4 mg/L; (c) 6 mg/L; (d) 5 mg/L; (e) 5.5 mg/L

为 6 mg/L,去除率为 81.50%,虽较投药质量浓度为 4 mg/L 时提升 38.8%,却远低于其他流量同质量浓度的试验结果。

不同流量对藻密度去除的核心规律为:完全去除存在流量、投药质量浓度共控阈值,如流量为 9 m^3/h 时投药质量浓度不低于 5.5 mg/L,流量为 11 m^3/h 时投药质量浓度不低于 6 mg/L。建议实际工程按“流量分级加投药质量浓度补偿”优化:常规流量采用 5.5 mg/L 的投药质量浓度保障经济性;高负荷期提升至 6 mg/L 的投药质量浓度并强化排泥,同时避免流量为 10 m^3/h 工况或进行流态优化,该优化可平衡藻类暴发期控制需求与常态化药耗成

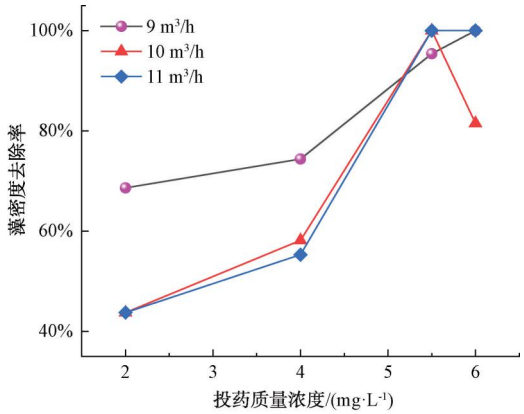


图 6 不同流量条件下不同投药质量浓度对藻密度的去除效果

Fig. 6 Effect of Different Dosing Concentrations on Algal Density Removal Efficiency under Varying Flow Rates

本。综上,投药质量浓度是决定去除效果的主导因素,流量仅起到调节和优化作用,随着投药质量浓度的升高,流量之间的去除率差异逐渐缩小,较高投药质量浓度条件下系统对流量波动的抗干扰能力更强,运行稳定性更佳。上述规律为水平管沉淀池在处理高藻水时的参数优化提供了明确的数据支撑和理论依据。

2.4 水平管沉淀技术与传统工艺对比分析

2.4.1 技术参数对比

水平管沉淀技术主要参数来源于本文中试试验及参考文献[16],平流沉淀池及斜管沉淀池主要参数来源于文献[2,5],具体对比分析结果如表 4 所示。

表 4 不同工艺指标对比

Tab. 4 Comparison of Different Process Indicators

对比指标	沉降方向	沉淀面积与池底面积比	水力停留时间/min	浑浊度去除率
平流沉淀池	水平流	1	40~60	50%~70%
斜管沉淀池	异向流	3~5	30~35	70%~85%
水平管沉淀池(本中试试验)	水平流及多层管束	9~25	24~30	82%~97%

水平管沉淀技术实现了“水走水道、泥走泥道”的分流路径,絮体在管内迅速沉降并沿管壁滑落,避免了已沉降絮体的二次卷起,因此可在更短水力停留时间内达到更高去除率。本文水平管沉淀池浑浊度去除率在最佳投药质量浓度下可达 82%~97%,显著优于平流沉淀池;上述对比以浑浊度去除率为例充分体现了水平管沉淀技术在提产增效方面的显著优势。

2.4.2 实际去除效果对比

给水厂常见的沉淀构筑物包括平流沉淀池、斜板斜管沉淀池等。为验证中试装置的浑浊度去除效果优于该水厂的平流沉淀池,选取 6 月 26 日—6 月 29 日中试装置与水厂投药质量浓度均为 5.5 mg/L 的时间段,对二者的浑浊度去除效果进行对比分析,所得结果如图 7 所示。

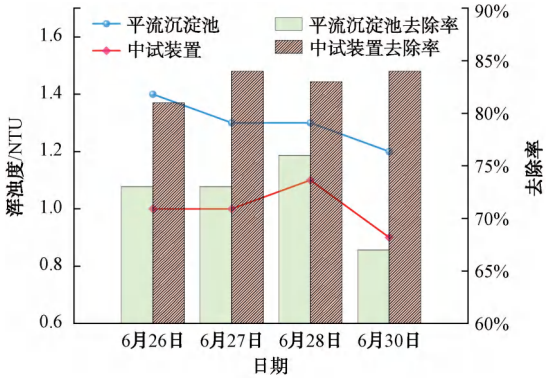


图 7 中试装置与水厂浑浊度去除效果对比

Fig. 7 Comparison of Turbidity Removal Efficiency between Pilot-Scale Device and WTP

由图 7 可知,在 6 月 26 日—6 月 29 日的 4 组对比中,水平管沉淀池中试装置的浑浊度去除率(81%~84%)均高于水厂平流沉淀池(66%~74%)。水平管沉淀池中试装置内部水力负荷较高,水流紊动适度增强,促进了絮体颗粒与管壁的碰撞,有助于微絮体进一步聚集并提高沉降性能。同时,水平管沉降距离大幅缩短,絮体只需在极短垂距内即可沉降至管壁并滑落,避免了平流池中长距离沉淀可能出现的再悬浮。综合作用下,水平管装置对颗粒的截留效率更高,因而浑浊度去除率优于水厂平流沉淀池。

2.5 平流沉淀池局部改造成水平管沉淀池模拟

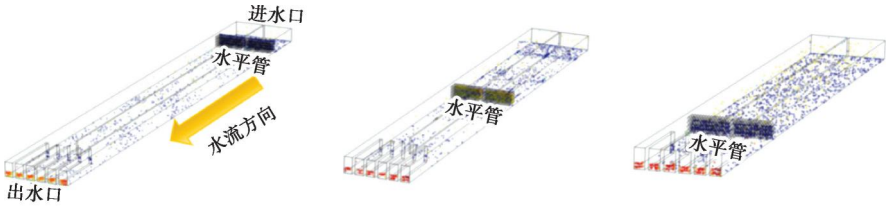
水厂单组沉淀池日处理水量为 10 万 m^3,研究期内低浊时,原水的浑浊度平均值为 6 NTU 左右,处理水经过滤池前浑浊度要求低于 1 NTU,去除率需达到 83.3%。

局部改造时可将水平管沿池长方向分别布置在沉淀池的前、中、末端进行模拟,水平管分多层布置,最顶层水平管与平流沉淀池水面平齐,水平管长度约占沉淀区长度的 10%,穿过水平管的水流方向与原平流沉淀池水流方向一致。具体模拟结果如表 5 所示,同时模拟计算结果如图 8 所示。

表 5　水平管置于沉淀池不同部位模拟结果

Tab. 5　Simulation Results of Horizontal Pipes Installed at the Varying-Section in the Sedimentation Tank

部位	流量/($m^3 \cdot d^{-1}$)	水力停留时间/min	颗粒密度/($kg \cdot m^{-3}$)	粒径/mm	入口粒子数/个	出口粒子数/个	去除率
前端	100 000	43	1 010	1	24 000	3 360	86.0%
	120 000	35	1 010	1	24 000	3 480	85.5%
	100 000	43	1 010	2	24 000	2 856	88.1%
	120 000	35	1 010	2	24 000	2 952	87.7%
	100 000	43	1 030	1	24 000	2 592	89.2%
	120 000	35	1 030	1	24 000	2 760	88.5%
	100 000	43	1 030	2	24 000	2 328	90.3%
	120 000	35	1 030	2	24 000	2 496	89.6%
	100 000	43	1 050	1	24 000	2 016	91.6%
	120 000	35	1 050	1	24 000	2 352	90.2%
	100 000	43	1 050	2	24 000	1 584	93.4%
	120 000	35	1 050	2	24 000	1 800	92.5%
中部	100 000	43	1 010	1	24 000	3 192	86.7%
	120 000	35	1 010	1	24 000	3 360	86.0%
	100 000	43	1 010	2	24 000	2 736	88.6%
	120 000	35	1 010	2	24 000	2 832	88.2%
	100 000	43	1 030	1	24 000	2 472	89.7%
	120 000	35	1 030	1	24 000	2 616	89.1%
	100 000	43	1 030	2	24 000	2 160	91.0%
	120 000	35	1 030	2	24 000	2 328	90.3%
	100 000	43	1 050	1	24 000	1 848	92.3%
	120 000	35	1 050	1	24 000	2 184	90.9%
	100 000	43	1 050	2	24 000	1 488	93.8%
	120 000	35	1 050	2	24 000	1 656	93.1%
末端	100 000	43	1 010	1	24 000	3 048	87.3%
	120 000	35	1 010	1	24 000	3 216	86.6%
	130 000	33	1 010	1	24 000	4 104	82.9%
	100 000	43	1 010	2	24 000	2 592	89.2%
	120 000	35	1 010	2	24 000	2 688	88.8%
	100 000	43	1 030	1	24 000	2 280	90.5%
	120 000	35	1 030	1	24 000	2 400	90.0%
	100 000	43	1 030	2	24 000	1 992	91.7%
	120 000	35	1 030	2	24 000	2 208	90.8%
	100 000	43	1 050	1	24 000	1 704	92.9%
	120 000	35	1 050	1	24 000	2 064	91.4%
	100 000	43	1 050	2	24 000	1 296	94.6%



(a) 水平管布置部位(前端)　(b) 水平管布置部位(中部)　(c) 水平管布置部位(末端)

图 8　水平管放置于沉淀池不同部位模拟结果

Fig. 8　Simulation Results of Horizontal Pipes Placed at Different Locations in the Sedimentation Tank

模拟结果显示,对平流沉淀池实施前端、中部或末端的局部水平管改造,均能实现高效且稳定的浑浊度去除效果。在各部位改造中,浑浊度去除率普遍达到 86%以上,最高可达 94.6%,并呈现颗粒密度与粒径越大去除率越高的规律。局部改造后的水平管沉淀池浑浊度去除率提升 20%~30%;处理水量在正常情况下可提升 20%(即 12 万 m^3/d)。

水平管布置于前端时会导致水平管负荷过高,冲洗频繁,且去除率较其他两种布置形式低。布置于末端时可以得到最高的去除率,且水平管负荷最低。原因是改造前主流区平均流速约 0.012 m/s,计算得雷诺数约为 1.4×10^4,湍动能峰值达 0.018 m^2/s^2。在沉淀池末端布置水平管束后,管内雷诺数降至 2.2×10^3,流态由紊流过渡为层流,管内湍动能峰值降至 0.003 m^2/s^2,降低约 83%。颗粒停留时间分布分析表明改造前颗粒平均停留时间为 38 min。末端布置水平管后,水流更趋近柱塞流,有效沉淀时间利用率显著提高。末端布置时,水平管入口区域颗粒浓度由 0.45 kg/m^3 降至出口 0.03 kg/m^3,单位管长的沉降通量较前端布置提高约 18%,这是因为末端来流中大部分粗颗粒已在前端和中部分离,水平管负荷降低,絮体更易在管内快速触壁沉降。在沉淀池增设水平管后,水平管束将水流分割为多个独立的层流通道,管内雷诺数降幅较大,流动状态改变,为颗粒沉降创造了稳定的水力环境。

2.6　平流沉淀池整体改造成水平管沉淀池模拟

整体改造时可将水平管沿平流沉淀池长度方向布满,水平管长度与平流沉淀池等宽,此时进水方向为侧向进水(图 9),模拟结果如表 6 所示,模拟计算结果如图 10 所示。

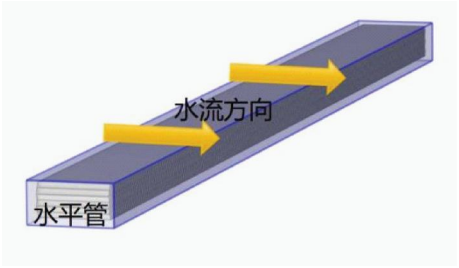


图 9　整体改造时水平管布置

Fig. 9　Horizontal Pipes Arrangement during Overall Reconstruction

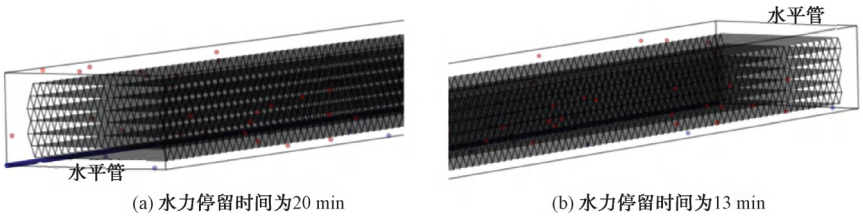
表 6　整体改造模拟结果

Tab. 6　Simulation Results of the Integrated Reconstruction

流量/($m^3\cdot d^{-1}$)	水力停留时间/(min)	颗粒密度/($kg\cdot m^{-3}$)	粒径/(mm)	入口粒子数/个	出口粒子数/个	去除率
100 000	20	1 010	1	24 000	4 200	82.5%
160 000	13	1 010	1	24 000	6 168	74.3%
100 000	20	1 010	2	24 000	4 152	82.7%
160 000	13	1 010	2	24 000	5 712	76.2%
100 000	20	1 020	1	24 000	3 936	83.6%
160 000	13	1 020	1	24 000	5 688	76.3%
100 000	20	1 020	2	24 000	3 960	83.5%
160 000	13	1 020	2	24 000	5 328	77.8%
100 000	20	1 030	1	24 000	3 600	85.0%
160 000	13	1 030	1	24 000	4 776	80.1%

(续表6)

流量/($m^3 \cdot d^{-1}$)	水力停留时间/(min)	颗粒密度/($kg \cdot m^{-3}$)	粒径/(mm)	入口粒子数/个	出口粒子数/个	去除率
100 000	20	1 030	2	24 000	3 432	85.7%
160 000	13	1 030	2	24 000	4 392	81.7%
100 000	20	1 050	1	24 000	3 000	87.5%
160 000	13	1 050	1	24 000	4 032	83.2%
100 000	20	1 050	2	24 000	2 784	88.4%
160 000	13	1 050	2	24 000	3 408	85.8%



(a) 水力停留时间为20 min　　(b) 水力停留时间为13 min

图 10　整体改造时不同水力停留时间模拟结果

Fig. 10　Simulation Results of Different Hydraulic Retention Time during Overall Reconstruction

模拟结果表明,整体改造后池内平均流速提升至 0.023 m/s,但水平管内部仍维持层流状态,管内雷诺数约为 2.5×10^3,湍动能峰值为 0.005 m^2/s^2,较改造前相同处理量下平流沉淀池的湍流强度降低约 77%。此外,由于整体改造时水力停留时间过短,细小絮体尚未充分沉降即被带出,去除率因此较局部改造降低 5%~8%。20 min 工况下,颗粒密度为 1 050 kg/m^3、粒径为 2 mm 时去除率达 88.4%。而 13 min 工况下,相同颗粒条件下的去除率降至 85.8%。进一步分析颗粒沉降轨迹发现,整体改造对轻质颗粒的去除率虽低于重质颗粒,但仍显著优于改造前平流池对同粒径轻质颗粒的去除率(61%~65%),这是因为水平管增大了有效沉淀面积,使轻质颗粒有更多机会触壁沉降。

整体改造后的水平管沉淀池沉淀较改造前处理水量可提升 60%,浑浊度去除率可提升 10%~20%(较局部改造降低 5%~8%)。同时,在高水力负荷与短水力停留时间的条件下,改造后沉淀池对多种密度与粒径颗粒的浑浊度去除率均稳定在 74%以上,部分可达 88%,其分离效率优于传统平流池,且对更细、更轻的颗粒去除效率更高。整体改造的分离效率优于传统平流池原因与局部改造相同。对更细、更轻的颗粒去除效率更高,是因为细小颗粒受湍流扩散和短流影响显著减小,沉降方式更接近理想沉淀模式,且水平管增大了有效沉淀面积,使轻质颗粒有更多机会触壁沉降。而与局部改造相比,整体改造的去除率降低 5%~8%,其原因在于整体改造后进水由原池末端侧向进水改为沿整个池宽均匀进水,进水截面大幅增大,同时水力停留时间由 35 min 进一步缩短至 13~20 min,过短的水力停留时间导致部分细小絮体尚未沉降即被带出,从而轻微降低了去除率。

3　结论与展望

3.1　结论

(1)中试结果表明,PAC 投药质量浓度在 2~6 mg/L 范围内,以 5.5 mg/L 时的浑浊度、COD 及藻密度去除效果最佳。在最佳投药质量浓度下,进水流量 9 m^3/h 时出水浑浊度可达 0.6 NTU,浑浊度去除率(81%~84%)较水厂平流沉淀池(66%~74%)提高 10%~15%。

(2)CFD 模拟显示,平流沉淀池局部改造(末端布置水平管)可使处理水量提升 20%、浑浊度去除率提升 20%~30%;整体改造可使处理水量提升 60%、浑浊度去除率提升 10%~20%,但去除率较局部改造降低 5%~8%。

(3)综合考虑改造难度、工程量和生产影响,新津水厂宜优先采用局部改造方案,可实现处理水量从 40 万 m^3/d 提升至 48 万 m^3/d。

3.2　展望

(1)本文的投药质量浓度对水处理效果主要通

过中试装置验证,后续可增加投药质量浓度对絮凝池后絮体直径和密度影响的相关模拟研究。

(2)尽管水平管沉淀技术在提升处理水量和浑浊度去除率方面优势显著,但实际工程应用中仍存在一定弊端,如水平管在长期运行中易发生堵塞,尤其在藻类暴发期或高浊工况下,冲洗频率增加会影响连续运行稳定性,后续应增加水平管沉淀池抵抗堵塞研究,以及对不同进水水质(如高浊、高藻、低温低浊)条件下的水平管布置角度、管径及长度的结构优化模拟与中试验证。

参考文献

[1] 李易寰, 张慧旻, 王艳红, 等. 不同水处理工艺在污水处理厂中的应用[J]. 水处理技术, 2020, 46(8): 135-140.
Li Y H, Zhang H M, Wang Y H, et al. Application of different water treatment processes in sewage treatment plant [J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(8): 135-140.

[2] 赵颖. 平流沉淀池积泥特性与刮泥机运行模式研究[J]. 城镇供水, 2024(2): 1-6, 16.
Zhao Y. The siltation law of horizontal sedimentation tank and the running-mode research of scraper [J]. City and Town Water Supply, 2024(2): 1-6, 16. DOI: 10.14143/j.cnki.czgs.2024.02.018.

[3] 陈帅朋. 老旧水厂平流池强化沉淀技术的开发及应用[J]. 净水技术, 2024, 43(增刊2): 35-42, 49.
Chen S P. Development and application of enhanced sedimentation technology for horizontal flow sedimentation tank of old WTPs[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(S2): 35-42,49.

[4] 张翀, 赵亮, 张莹, 等. 藻类暴发危害及其控制技术研究进展[J]. 环境保护科学, 2015, 41(3): 107-112.
Zhang C, Zhao L, Zhang Y, et al. Research progress of the hazard and control technology of algae bloom[J]. Environmental Protection Science, 2015, 41(3): 107-112.

[5] 吴东升, 崔红军, 何秀秀, 等. 改进型斜管沉淀池在水厂改造中的实际应用[J]. 中国给水排水, 2016, 32(4): 68-71, 76.
Wu D S, Cui H J, He X X, et al. Practical application of improved inclined-tube sedimentation tank in waterworks reconstruction[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(4): 68-71, 76.

[6] 薛石龙, 文玉坤, 周密, 等. 水平管高效沉淀池在水厂扩建中的工程应用[J]. 净水技术, 2022, 41(10): 154-160.
Xue S L, Wen Y K, Zhou M, et al. Engineering application of horizontal tube high-efficiency sedimentation tank in the expansion of WTP[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(10): 154-160.

[7] 方素梅, 丁德功, 张建国, 等. 水平管高效沉淀技术在污水深度处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2018, 34(13): 95-97.
Fang S M, Ding D G, Zhang J G, et al. Application of horizontal tube sedimentation technology in advanced treatment of wastewater[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(13): 95-97.

[8] 司春朝, 宁江平, 王爱军, 等. 应用水平管沉淀新技术对老水厂改造方案设计[J]. 水处理技术, 2017, 43(3): 122-124.
Si C Z, Ning J P, Wang A J, et al. Application of horizontal-tube sedimentation technology to reconstruction project design of old water plant[J]. Technology of Water Treatment, 2017, 43(3): 122-124.

[9] 王鹤松, 赵丽红, 陈樑彬, 等. CFD 技术在水处理构筑物中的应用研究进展[J]. 辽宁工业大学学报(自然科学版), 2024, 44(3): 188-192.
Wang H S, Zhao L H, Chen L B, et al. Research progress in the application of CFD technology to water treatment structures[J]. Journal of Liaoning University of Technology (Natural Science Edition), 2024, 44(3): 188-192.

[10] 阎超, 于剑, 徐晶磊, 等. CFD 模拟方法的发展成就与展望[J]. 力学进展, 2011, 41(5): 562-589.
Yan C, Yu J, Xu J L, et al. On the achievements and prospects for the methods of computational fluid dynamics[J]. Advances in Mechanics, 2011, 41(5): 562-589.

[11] 周倩倩, 张天翔, 孙琼. 基于 CFD 流体仿真模拟的絮凝池流态分析及方案设计[J]. 广东工业大学学报, 2019, 36(6): 80-85.
Zhou Q Q, Zhang T X, Sun Q. Analysis and design of flocculation tank of water supply plant based on CFD simulation of flow simulation [J]. Journal of Guangdong University of Technology, 2019, 36(6): 80-85.

[12] 许睿, 樊德强, 李建. 基于 CFD 模拟的智能自适应 PID 控制一体化污水处理系统[J]. 桂林电子科技大学学报, 2024, 44(6): 628-633.
Xu R, Fan D Q, Li J. Intelligent adaptive PID control integrated sewage treatment system based on CFD simulation[J]. Journal of Guilin University of Electronic Technology, 2024, 44(6): 628-633.

[13] 于瑶, 郑向飞, 宋永健. 运用 CFD 技术开展高效沉淀池数值模拟与优化改进[J]. 能源与环境, 2025(4): 116-119.
Yu Y, Zheng X F, Song Y J. Numerical simulation and optimization improvement of high efficiency sedimentation tank by CFD technology[J]. Energy and Environment, 2025(4): 116-119.

[14] Liu J, Peng S Q, Zhou N. Optimal calculation method of mean equivalent diameter of floc particles based on MCC[J]. Complexity, 2022, 2022: 1862844. DOI: 10.1155/2022/

1862844.

[15] 王晓昌, 丹保宪仁. 絮凝体形态学和密度的探讨(Ⅱ)——致密型絮凝体形成操作模式[J]. 环境科学学报,2000,20(4):385-390.
Wang X C, Tambo N. A study on the morphology and density of flocs Ⅱ. Operation modes for compact floc formation[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2000, 20(4): 385-390.

[16] 宋学峰, 吴越强, 许成君, 等. 水平管沉淀池处理高藻水库水的应用研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(15): 41-45, 50.
Song X F, Wu Y Q, Xu C J, et al. Application of horizontal tube sedimentation tank to treatment of reservoir water with high algae[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(15): 41-45, 50.

(上接第 202 页)

[2] 张艳. 水厂二氧化碳精准调节 pH 工艺的运行评估[J]. 净水技术, 2025, 44(增刊 1): 41-47.
Zhang Y. Operation evaluation of precise pH adjustment process with carbon dioxide in WTP[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(S1): 41-47.

[3] Lee G S, Kim M C, Kwon J K, et al. Effect of pH adjustment by CO_2 on coagulation and aluminum elution in water treatment[J]. Journal of Korean Society of Environmental Engineers, 2013, 35(1): 17-22.

[4] 陈德放, 李梅, 张华军, 等. 投加二氧化碳控制出厂水铝含量的生产性试验[J]. 中国给水排水, 2021, 37(23): 9-14.
Chen D F, Li M, Zhang H J, et al. Controlling aluminum content in finished water of waterworks by dosing carbon dioxide [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(23): 9-14.

[5] 黄涛. 二氧化碳调节高 pH 原水投加量计算及自动控制方法[J]. 城镇供水, 2025(4): 1-3,6.
Huang T. Calculation and automatic control method for the dosage of high-pH raw water regulated by carbon dioxide[J]. City and Town Water Supply, 2025(4): 1-3,6.

[6] 吴雪飞. 二氧化碳投加在水厂处理高 pH 原水上的应用及效果[J]. 净水技术, 2022, 41(增刊 1): 40-44, 249.
Wu X F. Application and effect of carbon dioxide dosing on high pH value of raw water in WTP[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(S1): 40-44, 249.

[7] Bisweswar G, Al-Hamairi A, Jin S. Carbonated water injection: An efficient EOR approach. A review of fundamentals and prospects[J]. Journal of Petroleum Exploration and Production Technology, 2020, 10: 673 - 685. DOI: 10.1007/s13202-019-0738-2.

[8] G V R Loewenthal R E. STASOFT: A user-friendly interactive computer program for softening and stabilisation of municipal waters[J]. Water SA, 1988, 14(3): 159-162.

[9] 刘爱贤, 刘鹏, 孙强, 等. 二氧化碳在水中扩散系数的实验测定和计算[J]. 石油化工高等学校学报, 2012, 25(6): 5-9.
Liu A X, Liu P, Sun Q, et al. The experimental and modeling studies on the diffusion coefficient of CO_2 in pure water[J]. Journal of Petrochemical Universities, 2012, 25(6): 5-9.

[10] 许仕荣, 赵伟, 王长平, 等. 碳酸钙沉淀势理论计算模型及其应用[J]. 给水排水, 2012, 38(5):157-160.
Xu S R, Zhao W, Wang C P, et al. Theoretical calculation model of calcium carbonate precipitation potential and its application[J]. Water & Wastewater Engineering, 2012, 38(5): 157-160.

[11] Loewenthal R E, Morrison I, Wentzel M C. Control of corrosion and aggression in drinking water systems[J]. Water Science and Technology, 2004, 49(2): 9-18.