

唐建喜, 谭小萍, 匡科, 等. 化学强化超精细格栅过滤对城市污水碳截留特性[J]. 净水技术, 2026, 45(7): 94–103.

Tang J X, Tan X P, Kuang K, et al. Characteristics of chemical-enhanced hyperfine grid filtration for carbon source retention in urban wastewater[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(7): 94–103.

化学强化超精细格栅过滤对城市污水碳截留特性

唐建喜¹, 谭小萍², 匡科², 李洁², 刘明远², 赫俊国¹, 储昭瑞^{1,*}

(1. 广州大学土木与交通工程学院, 广东广州 510006; 2. 广州市净水有限公司, 广东广州 510627)

摘要 【目的】为了解决城市污水中有机碳源组成复杂、潜力巨大但难以在各生化处理阶段高效利用的问题, 本文旨在探索一种可有效截留并回收碳源的预处理技术。【方法】提出化学混凝强化与超精细格栅协同的碳源截留技术, 通过小试与中试试验, 系统考察混凝药剂[聚合氯化铝(PAC)、阴离子型聚丙烯酰胺(APAM)]种类与投加量、混凝强度 G 和时间 T 等关键参数对处理效果的影响; 进一步评估混凝后超精细格栅过滤对悬浮物(SS)及不同形态化学需氧量(COD)的截留效率, 并对比混凝滤后水与直滤水作为碳源在反硝化过程中的微生物利用性能。【结果】在PAC(以 Al_2O_3 计)和APAM投加量分别为15 mg/L和1.5 mg/L, 混凝阶段 $G=250\text{ s}^{-1}$ 、 $T=1.5\text{ min}$, 絮凝阶段 $G=14.5\text{ s}^{-1}$ 、 $T=2.0\text{ min}$ 的条件下, 混凝处理对SS、COD和总磷(TP)的去除率分别达76.53%、33.01%和34.52%; 在过滤水量为40 L、流速为1.6 cm/s时, 超精细格栅对SS和颗粒态COD(PCOD)的截留率分别为50.8%和37.9%, 而对溶解态COD(SCOD)基本无截留作用; 反硝化试验表明, 混凝滤后水与直滤水中的碳源具有相近的反硝化速率和持续时间。【结论】化学混凝与超精细格栅过滤协同策略可通过混凝作用将部分颗粒态或胶体态有机碳转化为较大颗粒絮体, 再经超精细格栅有效分离, 显著提升碳源截留率; 该技术不仅为城市污水中有机碳源的回收与资源化利用提供了可行路径, 也为污水处理厂实现碳资源管理与工艺升级提供了技术支撑。

关键词 化学强化过滤; 污水预处理; 超精细格栅; 碳源截留; 反硝化速率

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)07-0094-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.07.011

Characteristics of Chemical-Enhanced Hyperfine Grid Filtration for Carbon Source Retention in Urban Wastewater

Tang Jianxi¹, Tan Xiaoping², Kuang Ke², Li Jie², Liu Mingyuan², He Junguo¹, Chu Zhaorui^{1,*}

(1. School of Civil and Transportation Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China;

2. Guangzhou Water Purification Co., Ltd., Guangzhou 510627, China)

Abstract [Objective] To address the challenge of complex composition and inefficient utilization of organic carbon sources in municipal wastewater across various biochemical treatment stages, this paper aims to develop an effective pretreatment technology for carbon source interception and recovery. [Methods] A synergistic approach combining chemical coagulation enhancement with ultra-fine screening was proposed. Bench-scale and pilot-scale experiments were conducted to systematically investigate the effects of key parameters—including coagulant [polyaluminum chloride (PAC); anionic polyacrylamide (APAM)] types and dosages, mixing intensity G and duration T during coagulation and flocculation—on treatment performance. The interception efficiencies of suspended solids (SS) and different forms of chemical oxygen demand (COD) by ultra-fine screening after coagulation were evaluated. Additionally, microbial denitrification tests were performed to compare the bioavailability of carbon sources in coagulated-filtered water versus directly filtered water. [Results] Under optimized conditions—PAC at 15 mg/L, APAM at 1.5 mg/L, coagulation at $G=250\text{ s}^{-1}$ for $T=1.5\text{ min}$, and flocculation at $G=14.5\text{ s}^{-1}$ for $T=2.0\text{ min}$ —the removal efficiencies of SS, COD, and total phosphorus (TP) reached 76.53%, 33.01%, and 34.52%, respectively. Subsequent ultra-fine screening (at a flow rate of 1.6 cm/s with 40 L

[收稿日期] 2026-01-07

[基金项目] 广州市国资委科技创新创业项目(面向减污降碳的绿色低碳污水处理关键技术集成研究与工程应用项目)

[作者简介] 唐建喜(2001—), 男, 硕士研究生, 研究方向为污水处理理论和技术, E-mail: 1901023341@qq.com。

[通信作者] 储昭瑞(1987—), 男, 副教授, 研究方向为污废水处理与资源化, E-mail: zrchu@gzhu.edu.cn。

treated volume) achieved interception rates of 50.8% for SS and 37.9% for particulate COD (PCOD), while showing negligible retention of soluble COD (SCOD). Denitrification experiments demonstrated that the coagulated-filtered water and directly filtered water exhibited nearly identical denitrification rates and durations. [**Conclusion**] The integrated solution of chemical coagulation and ultra-fine screening effectively transforms dissolved or colloidal organic carbon into larger flocs through coagulation, which are then efficiently separated by ultra-fine screening, significantly enhancing carbon source interception. This approach provides a viable pathway for organic carbon recovery and resource utilization from municipal wastewater, offering technical support for carbon resource management and process upgrading in wastewater treatment plants.

Keywords chemical-enhanced filtration; wastewater pretreatment; hyperfine grid; carbon retention; denitrification rate

城市污水处理过程中,污水中有机物所蕴含的化学能理论上远高于污水处理过程所需的实际有机能耗,其中难降解的颗粒态悬浮物(SS)具有巨大回收潜能。而污水处理厂的节能降耗问题已成为制约行业绿色转型的关键共性难题,亟须通过工艺优化与技术创新实现能效提升与资源回收的协同发展^[1-2]。研究^[3-4]表明,典型生活污水所含化学能[以化学需氧量(COD)计]达17.7~28.7 kJ/g,而实际用于生物脱氮除磷处理的有机能耗为3.20 kJ/g (0.45 kW·h/m³),能量潜力约为处理能耗的5倍。然而,传统活性污泥工艺未能有效利用这部分能量,反而通过曝气过程“摧毁”有机物化学能,或将其转化为剩余活性污泥(WAS)^[5]。

目前,在城市污水预处理阶段的粗/细格栅后的工艺中,采用初沉池能去除污水中可沉降的SS和部分有机物[以颗粒态COD(PCOD)为主]。在预处理阶段,通过投加混凝剂进行化学反应强化处理污水SS,同时对碳源、总磷(TP)进行回收,这种化学强化碳源回收的方式被称为化学强化一级处理(CEPT)^[6]。CEPT能够有效提高SS、COD、TP去除率,经过混凝沉淀后的总有机碳(TOC)去除率能够

达到75.6%,TP去除率由10%左右可提高至99.3%^[7],但初沉池占地面积大,建设成本高^[8]。经过混凝的城市污水后,污水中的颗粒粒径分布特性向大颗粒转移,使得滤后污水基本以溶解性碳源为主,能够满足更小颗粒的截留及部分颗粒碳源的回收^[9-10]。投加混凝剂进行污染物浓缩、聚集,化学强化后进行过滤处理来代替沉淀池,在减少构筑物建设成本的同时就能达到很好的碳源截留效果,可显著提高下游生物处理中易生物降解有机物的占比和降低处理负荷,且截留物的高有机物含量有助于后续发酵产酸^[11]。

本文围绕污水预处理过程中化学强化技术的应用,研究其对城市污水处理效果的提升作用,主要包括化学强化处理各个影响因素探索及优化、超精细格栅过滤处理效果,以及过滤后污水对后续工艺微生物反硝化脱氮的影响。

1 材料与方法

1.1 混凝因素试验材料与方法

试验水样取自广州某水厂的沉砂池,水厂收集的污水主要为城市居民的生活污水,各水质指标平均值取年平均值。各水质指标特征如表1所示。

表 1 进水水质特征
Tab. 1 Characteristics of Influent Quality

项目	SS/(mg·L ⁻¹)	COD/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	碳氮比(C/N)
平均值	124.37	155.01	27.65	23.10	2.53	5.61
标准差	0.85	1.09	0.16	0.14	0.01	0.03

使用混凝搅拌试验仪器(MY3000-6F,武汉梅宇)进行单一因素及多因素正交混凝试验。首先进行单一因素探究:模拟实际反应中的混凝沉淀过程,在1 L试验水样中控制相同的水力条件下,加入适量的不同种类混凝剂(表2)进行混凝,进行混凝过程中混凝剂种类的优化比选,同时选择处理效果较好的混凝剂,探究相同水力条件、不同投加量下的处

理效果;然后在控制其因素相同条件下,通过分别对混凝搅拌转速和时间、絮凝搅拌转速和时间单一因素改变进行控制,从而确定最佳的混凝参数,同时可以分阶段调整混凝絮凝阶段的速度梯度,用以指导实际运行中化学强化处理时参数的设置。

由单因素试验对各因素不同水平的混凝测试之后,确定影响混凝效果的主要因素为混凝剂投加量、

表 2 混凝剂种类规格
Tab. 2 Types and Specifications of Coagulants

名称	规格
聚合氯化铝(PAC)	有效 Al_2O_3 质量分数为 30%~35%
聚合硫酸铁(PFS)	全铁质量分数 $\geq$ 19.0%
聚合氯化铝铁(PAFC)	Al_2O_3 质量分数为 27.0%~29.0%; Fe_2O_3 质量分数为 1.0%~4.0%
聚合硫酸铝(PAS)	有效 Al_2O_3 质量分数为 15.8%~16.2%
阳离子型聚丙烯酰胺(CPAM)	分子质量为 800 万~1 200 万
阴离子型聚丙烯酰胺(APAM)	分子质量为 800 万~1 200 万

表 3 正交混凝试验因素水平
Tab. 3 Factors and Levels for the Orthogonal Coagulation Experiment

因素	PAC 投加量 (A 水平)/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	助凝剂投加量 (B 水平)/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	混凝搅拌转速 (C 水平)/($\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)	混凝时间 (D 水平)/min	絮凝搅拌转速 (E 水平)/($\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$)	絮凝时间 (F 水平)/min
①	5	0.5	200	0.5	10	2
②	10	1.0	300	1.0	20	5
③	15	1.5	400	1.5	30	8

位高度,由此可以计算出过滤水量及过滤流速。收集下方水桶中的滤后水进行检测可以得出滤后水的过滤处理效果^[12]。

1.3 超精细格栅试验装置与方法

超精细格栅装置[图 1(b)]配备可编程逻辑控制器(PLC),可进行液位、反冲洗频率控制。装置进水口具有液位控制器,能够控制进水水位。装置通过上下游的液位差来产生驱动力,使污水通过格栅,因此液位升高时说明过筛阻力增加,到达液位计所在的固定液位时会启动反冲洗,保证格栅的过流量。超精细格栅筛网滚筒半径为 19 cm,宽度为 28 cm,总面积为 0.33 m^2 ,超精细格栅材质采用不锈钢滤网,孔径为 350 μm 。

通过混凝处理后的城市污水进入超精细格栅过滤,装置试验运行优化参数包括液位、反冲时间频率及进出水水质。先进行批次测试,格栅的反冲洗采用滤后水进行水洗,反冲洗水压设定为 0.1~0.2 MPa,分析不同液位和流量下的过滤效果。进一步选出合适运行参数后,长时间运行,分析长期运行下的过滤效果。测试中,进水水样取自提升泵连接膜格栅管道的混凝后的取水口处,而出水水样取自超精细格栅出水口,测试出水水质,反映化学强化超精细格栅处理效果。

助凝剂投加量、混凝搅拌转速、混凝搅拌时间、絮凝搅拌转速、絮凝搅拌时间,正交试验的因素及水平设置如表 3 所示,根据这些因素设计正交试验。

1.2 柱排水试验装置与方法

小试柱排水过滤装置[图 1(a)]的组成主要包括柱排水筒体、筛网、橡胶垫、出水口、出水电动阀门。其中,筛网有效过滤面积为 0.007 85 m^2 。在进行过滤测试时,提前准备足够的化学强化处理后的城市污水,然后从上方圆柱筒沿内壁缓慢注入 4 L 原水,记录初始液位。测试开始,开启阀门的同时开始计时,当液位降至一定高度时关闭阀门并记录液

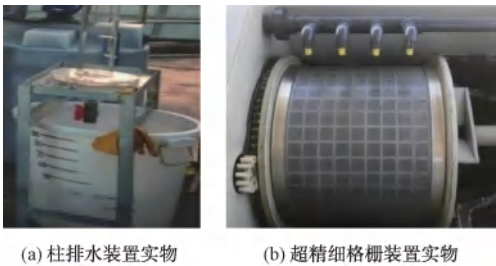


图 1 过滤装置
Fig. 1 Filtration Device

1.4 化学强化超精细格栅对反硝化速率影响测试

探究混凝滤后城市污水的反硝化特性,以确定其对后续脱氮工艺可能产生的影响。利用超精细格栅装置分析化学强化超精细格栅过滤对下游污水生化脱氮反硝化处理效果的影响,进行反硝化速率的测试研究。

取 3 L 超精细格栅出水口的城市污水,其中 1 L 记为水样 1;剩下 2 L 通过 1.2 μm 滤头过滤后得到的滤液 1 L 作为水样 2,另外 1 L 通过 0.45 μm 滤头过滤得到的滤液记为水样 3;收集不同碳源组成的滤后水样 500 mL 加入烧杯中,然后用二沉池出水淘洗 2 次的 5 L 水厂缺氧池末端新鲜污泥,静置沉淀 30 min 后,取 150 mL 污泥装入烧杯,使污泥质量浓度处于 4 000 mg/L 左右,加入硝酸钾使烧杯中硝酸

盐氮质量浓度(以 N 计)处于 20 mg/L 左右,并加入 N-丙烯基硫脲使污泥中的质量浓度达 10 mg/L,抑制硝化反应。当水中溶解氧质量浓度降至 0.5 mg/L 以下,密封反应器,试验开始计时,并按规定时间抽取 10 mL 样品,用 0.45 μm 滤头过滤后待测,以硝酸盐氮不再减少时视为反硝化过程结束。反硝化过程可分为 3 个阶段:第一阶段利用进水中易生物降解碳源;第二阶段利用慢速生物降解碳源;第三阶段利用生物内碳源,通过分段拟合硝酸盐氮变化曲线,得到 3 个不同的反硝化阶段,分别做 3 次。

反硝化速率使用最小二乘法对硝酸盐氮变化曲线进行分段拟合,计算反硝化速率。通过式(1),可以计算反硝化过程中各阶段的反硝化速率^[13]。

$$\Delta k_D = \frac{(\Delta C_{\text{NO}_3^--\text{N}} + 0.6\Delta C_{\text{NO}_2^--\text{N}})}{(V_{\text{VSS}} \cdot \Delta t)} \quad (1)$$

其中: $\Delta C_{\text{NO}_3^--\text{N}}$ 、 $\Delta C_{\text{NO}_2^--\text{N}}$ —— Δt 时间内去除的硝酸盐氮、亚硝酸盐氮质量浓度,mg/L;

Δt ——反应时间,h;

V_{VSS} ——挥发性悬浮固体(VSS)质量浓度,g VSS/L;

k_D ——反硝化速率,mg N/(g VSS·h)。

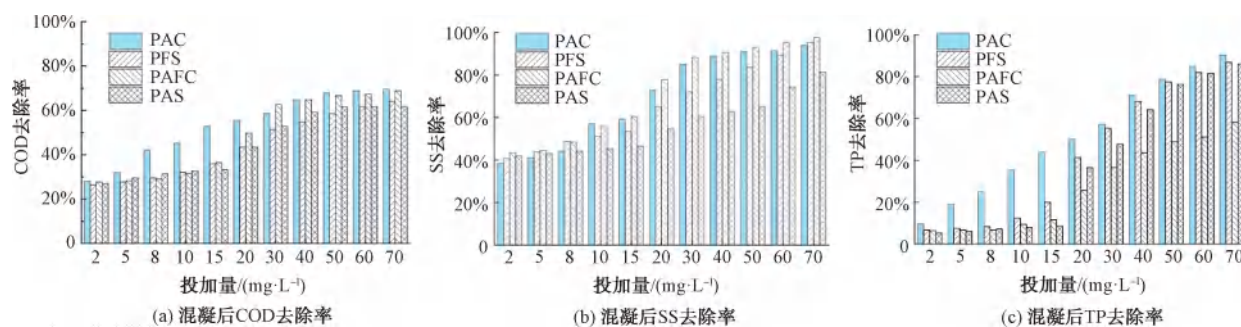


图2 不同混凝剂投加量下混凝沉淀效果

Fig. 2 Coagulation-Sedimentation Performance under Different Coagulants Dosages

在 PAC 投加量为 30 mg/L 的条件下,通过混凝搅拌试验仪器(MY3000-6F,梅宇)探索混凝强度、混凝时间、絮凝强度、絮凝时间等多个水力条件单一因素对化学强化的影响。研究发现,如图 3 所示,在进行混凝时,随着混凝搅拌转速从 100 r/min 提高到 300 r/min,污染物 SS 去除率逐渐提升,对 COD、TP 去除效果影响较小;混凝时间在 0.5~1.5 min 时,SS 处理效果逐渐提升,在 1.5 min 达到最佳,其 SS 去除率能够达到 90% 以上。在试验絮凝搅拌转速范围内,转速对絮体的影响较小,而图 3(b)中显示,

1.5 水质指标测定及分析方法

常规水质指标中,主要测定的有 COD、SS、TN、TP、硝酸盐氮及亚硝酸盐氮;其中,COD 采用连华快速消解分析仪测定,SS 采用美国公共卫生协会(APHA)标准方法测定,其他均采用国家标准方法测定。

水样 1 测得到的 COD 记为总 COD(TCOD),水样 2 测得到的 COD 记为 COD_1 ,包括胶体态 COD(CCOD)和溶解态 COD(SCOD);水样 3 测得到的 COD 记为 SCOD, COD_1 与 SCOD 的差值为 CCOD;城市污水的 TCOD 与 COD_1 的差值为 PCOD^[13]。

2 结果与讨论

2.1 单一因素对混凝影响研究

测试 4 种最为常见的混凝剂,分别为 PAC、PFS、PAFC、PAS。由图 2 可知,4 种混凝剂中,对 COD、SS、TP 的去除率达到最大需要的投加量(PAC 以有效 Al_2O_3 计,本试验中采用的 PAC 有效 Al_2O_3 质量分数为 30%~35%)分别为 30、40、60 mg/L,且 4 种混凝剂同等投加量下,PAC 对 COD、SS、TP 的去除效果最佳。当 PAC 投加量为 30 mg/L 时,COD、SS、TP 去除率分别为 64.8%、85.0%、57.3%。

转速在 20 r/min 时,COD 去除率较高;随着絮凝时间延长,对 COD、TP 和 SS 的截留效果逐渐提升,在 8 min 时达到最佳的 COD、TP 去除效果。

探索助凝剂及其投加量对混凝过程的影响:在不投加 PAC 及投加量为 5 mg/L 和 20 mg/L 时,探索不同助凝剂如聚丙烯酰胺(PAM)、APAM、CPAM 及其投加量对混凝的影响^[14]。由图 4 可知,PAC 质量浓度为 5 mg/L 时,最佳的 PAM 投加量在 0.1~1.0 mg/L,继续投加难以再提高截留率,当助凝剂投加量都为 1.0 mg/L 时,APAM 对

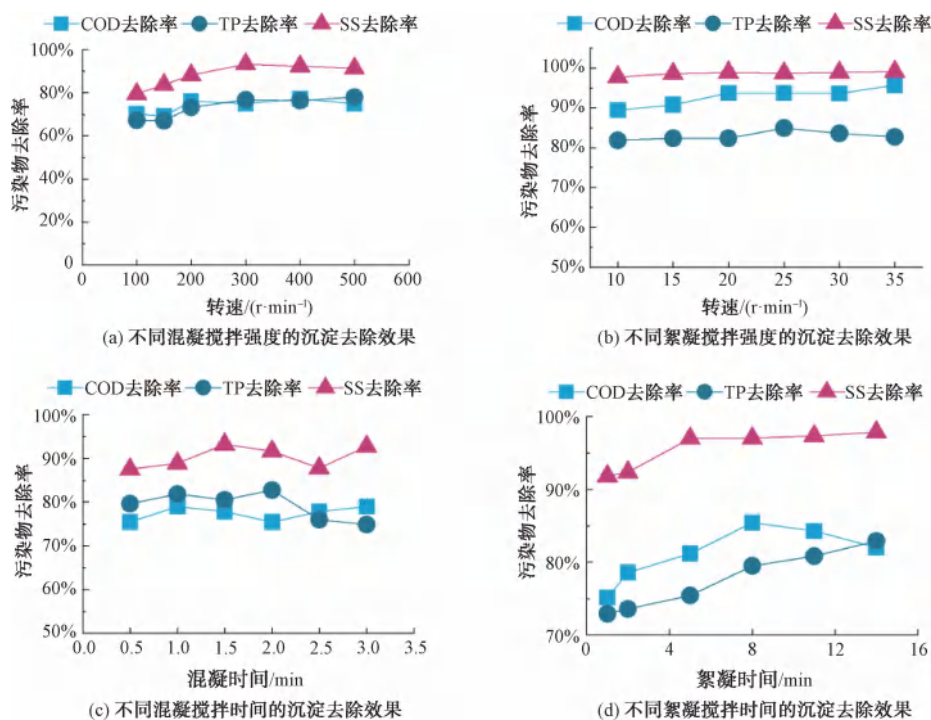


图3 单一因素水力条件对化学强化过滤的影响

Fig. 3 Effect of Single-Factor Hydraulic Conditions on Chemical-Enhanced Filtration

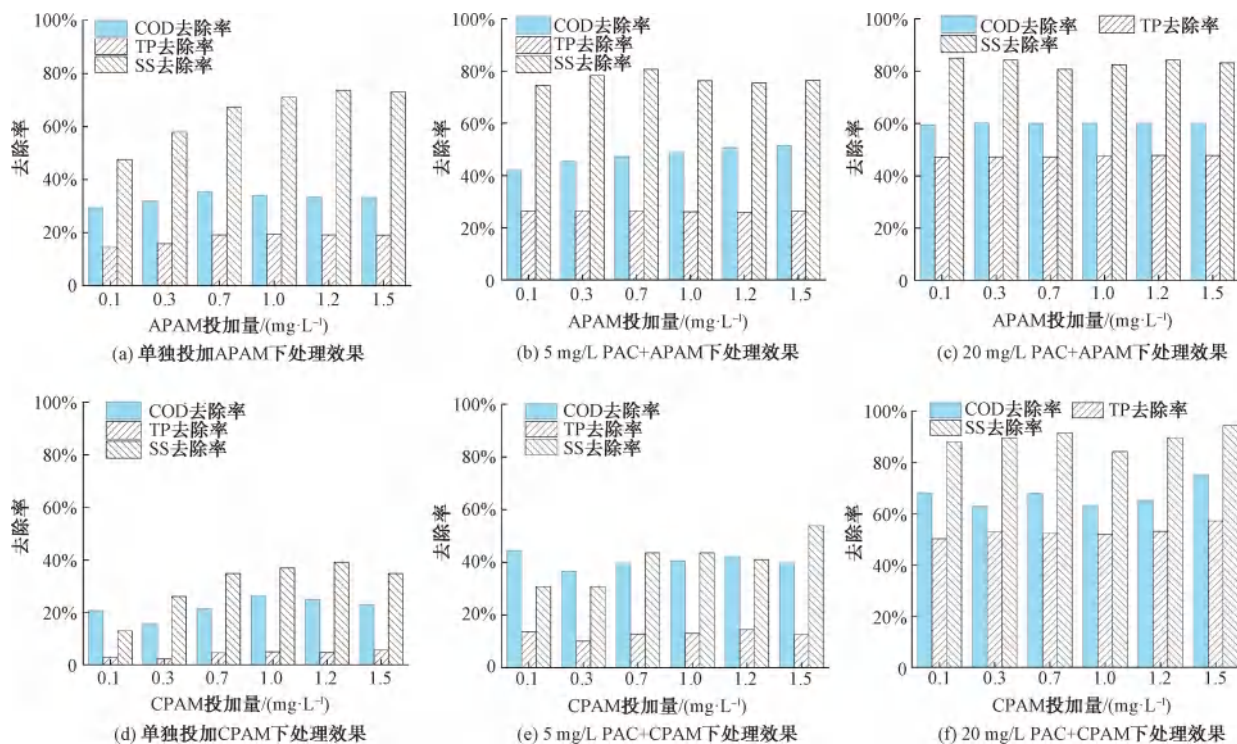


图4 助凝剂对化学强化过滤的影响

Fig. 4 Effect of Coagulant Aids on Chemical-Enhanced Filtration

SS、COD、TP 的截留率分别高出 CPAM 约 35%、10%、15%;当 PAC 投加量大于 20 mg/L 时,SS 去除率已经接近最大值 90%,PAM 的投加则难以再

起到促进作用。结果表明,混凝剂 PAC 复配 APAM 的混凝沉淀效果要显著高于 CPAM,即 APAM 通过架桥作用更有效^[15]。

2.2 多因素下正交试验对混凝效果影响

通过预试验及相关文献得到各因素的大致变化水平,结合表3对应的3个行水平与6个列水平,即

对6因素3水平正交表得到不同混凝条件下的SS、COD、TP去除率如表4所示,对应不同指标的极差分析情况如表5、表6、表7所示。

表4 混凝正交试验设置及结果

Tab. 4 Design and Results of Orthogonal Coagulation Experiment

试验编号	A 水平	B 水平	C 水平	D 水平	E 水平	F 水平	污染物去除率		
							COD 去除率	TP 去除率	SS 去除率
1	②	②	①	②	②	③	25.26%	22.60%	48.98%
2	①	③	③	②	②	②	29.19%	18.59%	42.86%
3	③	①	①	②	③	③	30.89%	28.96%	70.41%
4	③	①	③	②	①	②	31.45%	34.87%	70.41%
5	②	①	②	③	③	②	29.59%	23.67%	56.63%
6	①	②	①	③	③	②	20.54%	12.80%	46.94%
7	①	①	②	①	②	③	18.13%	13.24%	51.53%
8	②	①	③	③	②	①	22.64%	20.87%	43.88%
9	①	②	③	③	①	③	17.17%	11.38%	38.27%
10	③	③	②	③	①	③	35.29%	27.91%	63.27%
11	②	③	①	①	①	②	25.10%	15.33%	43.37%
12	②	②	②	②	①	①	10.45%	23.31%	60.20%
13	③	②	③	①	③	①	31.52%	32.65%	77.04%
14	③	③	①	③	②	①	34.52%	33.01%	76.53%
15	①	①	①	①	①	①	21.20%	12.63%	55.61%
16	③	②	②	①	②	②	29.32%	26.77%	70.41%
17	①	③	②	②	③	①	39.73%	14.19%	60.71%
18	②	③	③	①	③	③	48.43%	25.59%	71.43%

表5 正交试验的COD极差分析

Tab. 5 Range Analysis of COD Removal in Orthogonal Experiment

项目	A 水平	B 水平	C 水平	D 水平	E 水平	F 水平
均值 k_1	0.243	0.256	0.263	0.289	0.234	0.267
均值 k_2	0.269	0.224	0.271	0.278	0.265	0.275
均值 k_3	0.322	0.354	0.301	0.266	0.335	0.292
极差 R	0.078	0.130	0.038	0.023	0.100	0.025

注:主次因素为 B>E>A>C>F>D,最优水平为 B-③、E-③、A-③、C-③、F-③、D-①。

表6 正交试验的TP极差分析

Tab. 6 Range Analysis of TP Removal in Orthogonal Experiment

项目	A 水平	B 水平	C 水平	D 水平	E 水平	F 水平
均值 k_1	0.138	0.224	0.209	0.210	0.209	0.228
均值 k_2	0.219	0.216	0.215	0.238	0.225	0.220
均值 k_3	0.307	0.224	0.240	0.216	0.230	0.216
极差 R	0.169	0.009	0.031	0.027	0.021	0.012

注:主次因素为 A>C>D>E>F>B,最优水平为 A-③、C-③、D-②、E-③、F-①、B-③。

表 7 正交试验的 SS 极差分析

Tab. 7 Range Analysis of SS Removal in Orthogonal Experiment

项目	A 水平	B 水平	C 水平	D 水平	E 水平	F 水平
均值 k_1	0.493	0.581	0.570	0.616	0.552	0.623
均值 k_2	0.541	0.570	0.605	0.589	0.557	0.551
均值 k_3	0.713	0.597	0.573	0.543	0.639	0.573
极差 R	0.220	0.027	0.035	0.073	0.087	0.072

注:主次因素为 A>E>D>F>C>B,最优水平为 A-③、E-③、D-①、F-①、C-②、B-③。

由表 3~表 7 可知,最佳的混凝条件会受到多因素的影响,且不同指标对应的影响因素优先级也各有不同。其中对 COD 影响最显著的是絮凝剂投加量及絮凝搅拌转速,而对 TP、SS 去除率影响最显著的是混凝剂投加量。表 4 结果说明,混凝条件应该控制混凝剂及助凝剂的投加量分别为 15、1.5 mg/L,即试验编号为 14 时,有最佳的混凝沉淀效果,COD、TP、SS 去除率分别为 34.52%、33.01%、76.53%。

混凝强化与超精细格栅过滤协同处理城市污水时,需保证后续生化处理的碳源需求,即滤后水 COD 质量浓度不低于 110 mg/L。基于表 4~表 6 极差分析结果,确定 PAC 与 APAM 复配投加最佳混凝方案为:APAM 投加量为首要影响因素,取 1.5 mg/L;絮凝强度为次要因素,取 20 r/min(混凝强度 $G =$

14.5 s^{-1});PAC 投加量为第三因素,取 15 mg/L;混凝搅拌转速、混凝时间及絮凝时间影响较小,均取较低水平以降低能耗,分别为 200 r/min($G = 250 \text{ s}^{-1}$)、1.5 min 及 2 min。

2.3 混凝化学强化后过滤处理效果

根据正交试验得出最优混凝条件,再进行化学强化过滤后城市污水水质特性测试时,选择使用柱排水装置和 0.35 mm 孔径的超精细格栅筛网进行过滤,过滤效果分别如图 5 和图 6 所示。

如图 5(a)~图 5(b)、图 6(b)所示,经过化学强化混凝后,在过滤水量、过滤流速分别为 40 L、1.6 cm/s 时处理,粒径在 30~150 μm 的颗粒物含量占比显著,相比于未进行混凝的污水,SS 的质量浓度从 72 mg/L 增加到 120 mg/L,占比提高了 28%,此

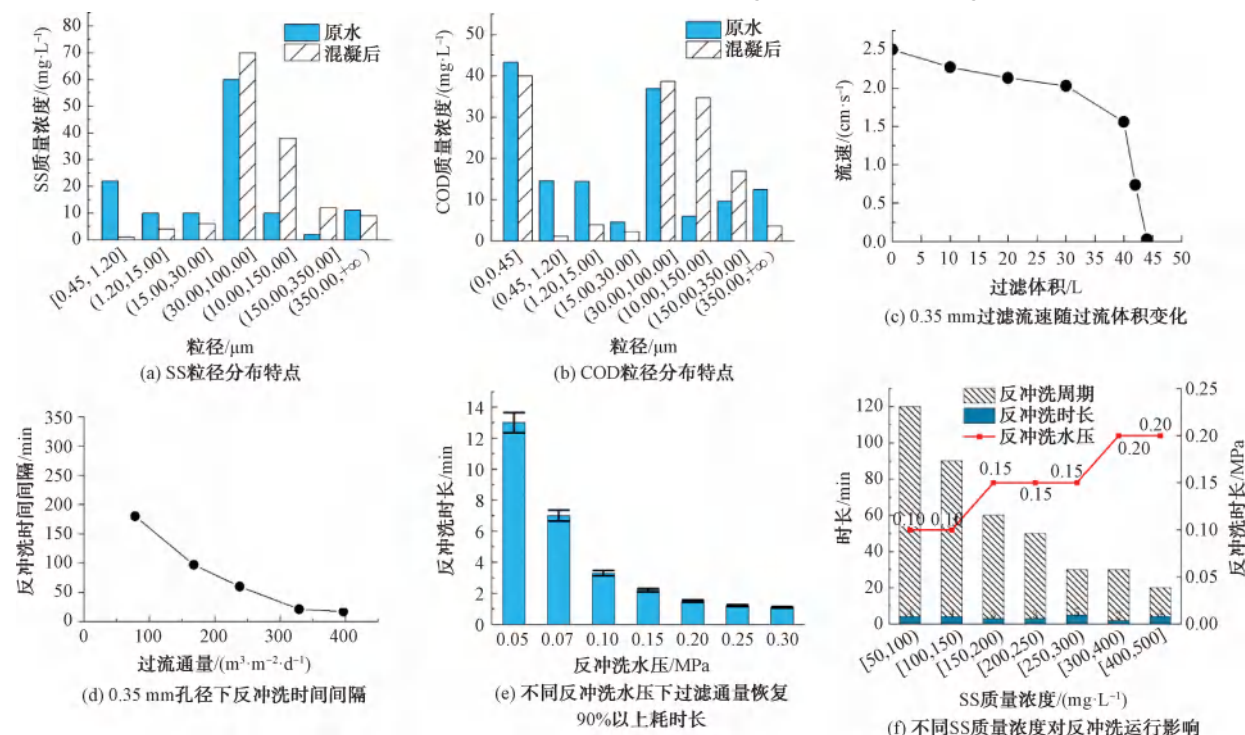


图 5 不同过滤体积下 SS、COD 粒径分布及反冲洗参数

Fig. 5 Particle Size Distribution of SS, COD and Backwash Parameters under Different Filtration Volumes

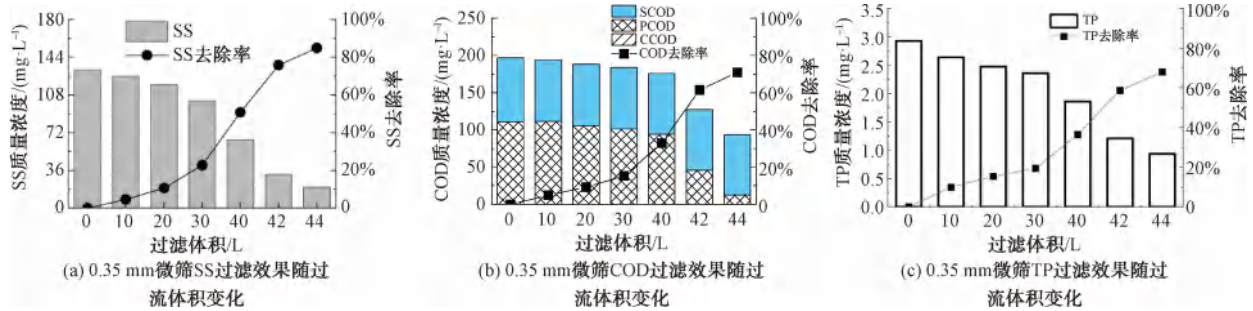


图 6 不同过滤体积下 SS、COD、TP 处理效果

Fig. 6 SS, COD and TP Removal Efficiencies under Different Filtration Volumes

时超精细格栅对 SS 截留率达到 50.8%;而 COD 质量浓度由 47.5 mg/L 增加到 75.7 mg/L,占比提高了 21%,此时超精细格栅对 PCOD 截留率达到 37.9%。混凝处理促使污水中胶体颗粒及 SS 聚集成较大絮体,显著提升后续超精细格栅的截留率,同时使大部分 SCOD 仍保留在液相中,为后续生物脱氮过程提供充足的碳源。

同时,图 5(c)~图 5(f)及图 6(d)中 SS 去除率随过滤体积增加而提高,最高可达 80%,证实混凝预处理能显著增强 SS 去除的过滤效能。由图 5(c)、图 5(d)可知,污水进水 SS 质量浓度为 50~500 mg/L,随着超精细格栅滚筒处理污水的过滤体积的逐渐增加,过滤流速逐渐减小,当过滤体积达到 40 L 时,过滤流速降为 1.0 cm/s,此时进行反冲洗效果最佳,采用反冲洗水压为 0.15 MPa、反冲洗时长为 2.5 min 后,超精细格栅的过流量恢复到 90%以上;当过滤通量在 100~200 m³/(m²·d) 时,根据进水流量及进水 SS 的变化,反冲洗的时间间隔应该为 30~100 min,过长的反冲洗间隔会导致溢流,从而使碳源截留效果下降。而过滤体积增大导

致水力阻力增加,流速显著下降会影响系统运行效率。由图 5(f)可知,150~200 mg/L 的 SS 质量浓度下,反冲洗周期间隔为 60 min、反冲洗时长为 3 min、反冲洗水压为 0.15 MPa。

由图 6 可知,PCOD 去除率最高达 70%,其中化学强化处理对不同形态有机物的分离效果存在显著差异:SCOD 基本保留在滤后水中,为后续生物脱氮提供充足且易利用的碳源;而大部分 CCOD 与 PCOD 则与混凝剂结合形成大粒径絮体一同被滤除。与初沉池处理效果的对比,过滤体积达到 42 L、流速为 0.7 cm/s 处理时 SS、COD、TP 去除率分别达到 74.43%、62.11%、59.73%,采用超精细格栅过滤处理效果更具优势和可选择性^[16-17]。同时与未混凝处理相比,该策略提高了较大粒径有机碳源的截留效果,为污水处理厂碳资源回收提供技术支撑^[18]。

2.4 化学强化过滤后水反硝化特性分析

根据 2.2 小节最佳混凝条件,采用超精细格栅过滤对城市污水进行处理,针对混凝过滤后水水质进行生物反硝化潜力测试。所得结果如图 7 所示,

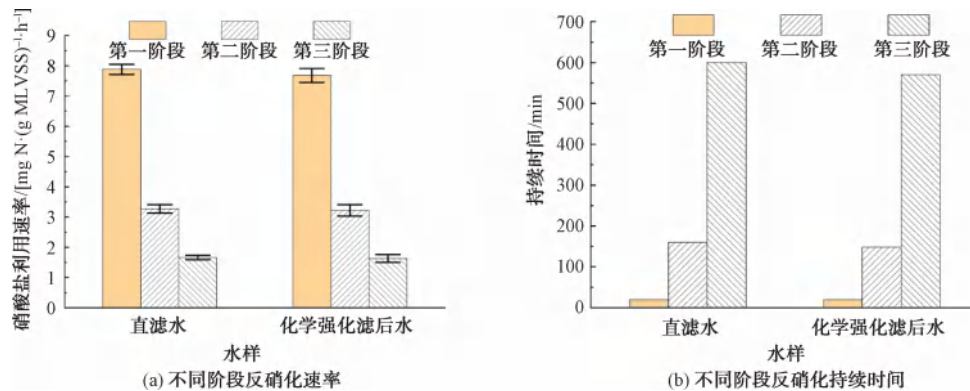


图 7 混凝滤后水反硝化速率变化

Fig. 7 Variation of Denitrification Rates of Coagulated and Filtered Wastewater

由图 7 可知,直接滤后水进行微生物反硝化测试的第一、二、三阶段的硝酸盐利用速率分别为 (7.88 ± 0.17) 、 (3.27 ± 0.16) 、 (1.66 ± 0.07) $\text{mg N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$ (MLVSS 是混合液挥发性悬浮固体),各个阶段持续时间分别为 20、160、600 min;化学强化后 0.35 mm 滤后水进行微生物反硝化测试的第一、二、三阶段的硝酸盐利用速率分别为 (7.68 ± 0.23) 、 (3.22 ± 0.19) 、 (1.63 ± 0.13) $\text{mg N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$,各个阶段持续时间分别为 20、148、570 min。

经过化学强化过滤后,虽然城市污水中颗粒物含量逐渐减少,但是第一阶段硝酸盐利用速率和持续时间几乎不变,第二、三反硝化阶段的持续时间有所减少,但是各阶段的反硝化速率却并未出现明显差异,整体脱氮效果下降不明显,因此可以说明混凝过滤的颗粒态有机物在回收截留的同时仍能保证后续工艺的整体脱氮效果^[19]。

3 结论

本试验通过混凝试验、柱排水试验和超精细格栅过滤试验及微生物反硝化特性试验得到以下结论。

1) 经过混凝试验证明,在 PAC、PFS、PAFC 和 PAS 4 种常用混凝剂中,PAC 对城市污水的处理效果最优。基于正交试验优化,在典型城市污水水质条件下,确定最佳混凝参数组合为:混凝剂 PAC 投加量为 15 mg/L ,助凝剂 APAM 投加量为 1.5 mg/L , $G=250 \text{ s}^{-1}$ (200 r/min)、持续时间为 1.5 min,絮凝强度 $G=14.5 \text{ s}^{-1}$ (20 r/min)、持续时间为 2 min,对污水中的 SS、COD、TP 去除率分别达到 76.53%、33.01%、34.52%。

2) 混凝-超精细格栅过滤协同策略实现了城市污水中不同粒径有机碳源的定向分离:在处理污水的 SS 质量浓度为 50~500 mg/L 时,该策略显著提高了 SS 和 PCOD 的截留效率(最大去除率分别达 80% 和 70%),使较大粒径有机物得以回收;同时有效保留了滤后水中 SCOD,为后续生物脱氮提供了充足碳源;而 SS 质量浓度超过 500 mg/L 后,反冲洗频率过高和时长过大,对反冲洗设备负荷过高,需要更加精确地调控设备对超精细格栅进行反冲洗处理。该工艺策略通过截流颗粒,调控颗粒粒径组成,在保障污水处理效能的同时,为污水厂碳资源回收与能源化利用提供了可行技术路径。

3) 采用化学强化超精细格栅过滤处理城市污水对颗粒态有机物有效截留,同时对后续生物反硝化性能影响有限。混凝过滤后滤液的三阶段反硝化速率 $[(7.68 \pm 0.23)$ 、 (3.22 ± 0.19) 、 (1.63 ± 0.13) $\text{mg N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})]$ 与直接过滤滤液 $[(7.88 \pm 0.17)$ 、 (3.27 ± 0.16) 、 (1.66 ± 0.07) $\text{mg N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})]$ 无显著差异($p>0.05$),第二、三阶段反应时间略微缩短。

综上所述,城市污水经过混凝后,协同过滤能极大提高碳源截留率,对截流的碳源进一步回收利用,同时仍能维持充足的溶解性有机碳源供给,保障污水处理系统脱氮效能的稳定性,为污水处理厂碳源截流回收与生物脱氮工艺优化提供了技术可行性。

参考文献

- [1] 徐傲,巫寅虎,陈卓,等.黄河流域城镇污水处理厂建设与运行现状分析[J].给水排水,2022,48(12):27-36.
Xu A, Wu Y H, Chen Z, et al. Analysis of the current situation of construction and operation of municipal wastewater treatment plants in the Yellow River Basin [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 48(12): 27-36.
- [2] Liu R B, Han D R, Zhang H L, et al. Reviewing and diagnosing upgradation strategies of wastewater treatment plants in China [J]. Journal of Water Process Engineering, 2025, 71: 107267. DOI: 10.1016/j.jwpe.2025.107267.
- [3] Yang X Z, Wei J Y, Ye G J, et al. The correlations among wastewater internal energy, energy consumption and energy recovery/production potentials in wastewater treatment plant: An assessment of the energy balance [J]. Science of the Total Environment, 2020, 714: 136655. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136655.
- [4] Aguilar-Torrejón J A, Balderas-Hernández P, Roa-Morales G, et al. Relationship, importance, and development of analytical techniques: COD, BOD, and, TOC in water—An overview through time[J]. SN Applied Sciences, 2023, 5(4): 118.
- [5] Zhang J B, Shao Y T, Liu G H, et al. Wastewater COD characterization: RBCOD and SBCOD characterization analysis methods [J]. Scientific Reports, 2021, 11: 691. DOI: 10.1038/s41598-020-80700-8.
- [6] Chen Y, Lin H, Shen N, et al. Phosphorus release and recovery from Fe-enhanced primary sedimentation sludge via alkaline fermentation [J]. Bioresource Technology, 2019, 278: 266-271. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.01.094.
- [7] Lin L, Li R H, Li Y, et al. Recovery of organic carbon and phosphorus from wastewater by Fe-enhanced primary sedimentation and sludge fermentation [J]. Process Biochemistry, 2017, 54: 135-139. DOI: 10.1016/j.procbio.

2016. 12. 016.
- [8] Rede D A, Teixeira I, Delerue-Matos C, et al. Assessing emerging and priority micropollutants in sewage sludge: Environmental insights and analytical approaches [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2024, 31 (2): 3152-3168.
- [9] Ansari M, Farzadkia M. Chemically enhanced primary treatment of municipal wastewater; Comparative evaluation, optimization, modelling, and energy analysis [J]. Bioresource Technology Reports, 2022, 18: 101042. DOI: 10.1016/j. biteb. 2022. 101042.
- [10] 孙猛, 杨佳林, 肖彭誉, 等. 城市污水低碳和资源化技术进展与新趋势[J]. 环境工程学报, 2023, 17(6): 1748-1760. Sun M, Yang J L, Xiao P Y, et al. Progress and new trend of low carbon and resource recovery technologies for municipal wastewater treatment plants [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(6): 1748-1760.
- [11] Liu S, Luo T, Liu G H, et al. Characterization and reutilization potential of lipids in sludges from wastewater treatment processes [J]. Scientific Reports, 2020, 10: 12997. DOI: 10.1038/s41598-020-69855-6.
- [12] Rusten B, Lundar A. How a simple bench-scale test greatly improved the primary treatment performance of fine mesh sieves [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2006, 2006(11): 1919-1935.
- [13] 潘柳晴, 吴乔欣, 龚之涵, 等. 活性污泥的光电化学特性及其光电反硝化潜力[J]. 中国给水排水, 2024, 40(15): 61-66. Pan L Q, Wu Q X, Gong Z H, et al. Photoelectrochemical characteristics of activated sludge and its potential for photoelectrochemical denitrification [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(15): 61-66.
- [14] 曾鑫辉, 谭小萍, 匡科, 等. 南方城市污水碳源赋存特性及反硝化潜能分析[J]. 广东化工, 2025, 52(11): 90-92, 95. Zeng X H, Tan X P, Kuang K, et al. Analysis of carbon source characteristics and denitrification potential in southern urban wastewater[J]. Guangdong Chemical Industry, 2025, 52(11): 90-92, 95.
- [15] 刘范嘉, 付华平, 刘建阔, 等. 混凝沉淀法处理城镇污水厂污泥水的研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(5): 96-98. Liu F J, Fu H P, Liu J K, et al. Study on treatment of sludge water from MWWTP by coagulation-sedimentation process [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(5): 96-98.
- [16] 汤红妍, 李国芝, 李铭, 等. 化学混凝法强化城市污水一级处理的研究[J]. 安全与环境工程, 2008, 15(2): 64-68. Tang H Y, Li G Z, Li M, et al. Enhancement of primary treatment in municipal sewage by chemical coagulation [J]. Safety and Environmental Engineering, 2008, 15(2): 64-68.
- [17] Checa-Fernández A, Ruiz L M, Torre-Marín J M, et al. Direct application of chemically enhanced primary treatment in a municipal wastewater treatment plant: A case study [J]. Chemical Engineering Research and Design, 2024, 204: 183-192. DOI: 10.1016/j. cherd. 2024. 02. 039.
- [18] 赵博玮, 牛宇锟, 谢飞, 等. 剩余污泥碳化裂解液的资源化中试研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(19): 1-6. Zhao B W, Niu Y K, Xie F, et al. Pilot-scale study on resource recycling of excess sludge carbonized pyrolysis liquid[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(19): 1-6.
- [19] 谭小萍, 赫俊国, 匡科, 等. 膜格栅截留物发酵液的溶解性有机物组分特性及其反硝化作用研究[J/OL]. 环境工程, 1-17[2025-12-24]. <https://link.cnki.net/urlid/11.2097.X.20250903.0921.002>. Tan X P, He J G, Kuang K, et al. Characteristics of dissolved organic matter fractions in fermentation liquor from membrane grid residues and their denitrification performance [J/OL]. Environmental Engineering, 1-17[2025-12-24]. <https://link.cnki.net/urlid/11.2097.X.20250903.0921.002>.