



移动扫码阅读

罗定坤, 仝培培, 李志华, 等. 耦合流化床和电容去离子实现污水处理高效达标与低碳化运行 [J]. 能源环境保护, 2025, 39(1): 173-180.

LUO Dingkun, TONG Peipei, LI Zhihua, et al. Achieving High-Quality Effluent and Low-Carbon Emission through Coupling Fluidized Pellet Bed and Capacitive Deionization [J]. Energy Environmental Protection, 2025, 39(1): 173-180.

耦合流化床和电容去离子实现污水处理 高效达标与低碳化运行

罗定坤^{1,2,3}, 仝培培^{1,2,3}, 李志华^{1,2,3,*}, 任天龙⁴, 杨成建^{1,2,3}, 王晓昌^{1,2,3}

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055; 2. 西安市环境工程装备智能化技术重点实验室, 陕西 西安 710055; 3. 西安建筑科技大学西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055; 4. 西安创业水务有限公司, 陕西 西安 710086)

摘要: 目前, 污水厂多采用生物处理工艺降解去除污染物, 降解过程既消耗能源又不利于资源回收, 并产生温室气体。为此, 本研究开发了一种全物化的造粒流化床-流动电极电容去离子(FPB-FCDI)耦合工艺。该工艺将污染物从污水中分离而不是将其降解, 不仅可以获得良好的出水水质, 降低污水处理过程中的碳排放量, 还可以将分离后的高浓度污染物用于碳氮资源回收。实验结果表明, FPB系统中化学需氧量(COD)和总磷(TP)的去除率分别达到了70.71%和84.64%, FCDI系统中氨氮(NH₄⁺-N)去除率高达98.50%。FPB-FCDI耦合工艺系统出水的COD、TP、NH₄⁺-N浓度分别为(13.43±1.24)(0.16±0.03)(0.29±0.08) mg/L, 达到地表Ⅳ类水质标准。此外, 由于FPB系统去除了大部分粒径在0.45~6.00 μm的非溶解态或胶体态COD, 降低了此类COD对后续FCDI系统的潜在影响, 从而使FCDI系统的脱氮电流效率从15.33%升至17.33%, 比能耗从11.65 (kW·h)/kg降低至10.31 (kW·h)/kg, 充分发挥出FPB-FCDI耦合工艺的协同作用。同时, FPB-FCDI耦合工艺能够减少温室气体产生, 回收潜在资源, 使处理过程低碳化, 工艺运行过程中产生的能耗折算碳排放量为0.42 kg CO₂/m³, 是传统生物处理过程的53.83%, 若利用厌氧消化回收FPB系统分离碳源产生的电能, 还可以进一步减少0.19 kg CO₂/m³碳排放量。FPB-FCDI耦合工艺的运行成本为0.42元/m³, 仅为传统生活污水处理工艺运行成本的1/4~1/2。本研究探索了一种低碳、高效的污水处理新技术, 该技术将为下一代绿色、低碳污水处理工艺的开发提供一种新思路。

关键词: 造粒流化床; 流动电极电容去离子; 市政污水; 协同作用; 低碳

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 2097-4183(2025)01-0173-08

Achieving High-Quality Effluent and Low-Carbon Emission through Coupling Fluidized Pellet Bed and Capacitive Deionization

LUO Dingkun^{1,2,3}, TONG Peipei^{1,2,3}, LI Zhihua^{1,2,3,*}, REN Tianlong⁴,
YANG Chengjian^{1,2,3}, WANG Xiaochang^{1,2,3}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Xi'an Key Laboratory of Intelligent Equipment Technology for Environmental

收稿日期: 2024-06-11

修回日期: 2024-08-12

接受日期: 2024-08-15

DOI: 10.20078/j.eep.20240901

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52070149); 陕西省重点研发计划资助项目(2023-YBNY-269); 陕西省国际科技合作重点资助项目(2024GH-ZDXM-04)

第一作者: 罗定坤(1998—), 男, 河南信阳人, 硕士研究生, 主要研究方向为废水的处理与应用。E-mail: lizhihuagroup@xauat.edu.cn

通讯作者: 李志华(1976—), 男, 湖南郴州人, 教授, 主要研究方向为颗粒化水处理技术及智能化控制与装备。E-mail: lizhihua@xauat.edu.cn

Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 3. Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology, MOE, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 4. Xi'an Capital Water Company Limited, Xi'an 710086, China)

Abstract: Currently, wastewater treatment plants predominantly use biological processes to degrade and remove pollutants. These processes consume energy, hinder resource recovery, and generate substantial greenhouse gas emissions. To address these issues, we developed a fully materialized process that couples the fluidized pellet bed (FPB) with the flow-electrode capacitive deionization (FCDI) system. This process separates pollutants from wastewater rather than degrading them, resulting in good effluent quality and reduced carbon emissions from the wastewater treatment process. It also allows the separated high concentration of pollutants to be used for carbon and nitrogen resource recovery. The results showed that the removal rates of chemical oxygen demand (COD) and total phosphorus (TP) in the FPB system were 70.71% and 84.64%, respectively. The removal rate of ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) in the FCDI system was 98.50%. The final effluent concentrations of COD, TP, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the FPB-FCDI coupled process system were (13.43 ± 1.24) , (0.16 ± 0.03) , and (0.29 ± 0.08) mg/L, respectively, meeting Class IV surface water quality standards in China. Additionally, the FPB system effectively removed most non-dissolved or colloidal COD particles (0.45 - 6.00 μm). This reduced the potential impact of this COD on the downstream FCDI system. Consequently, this resulted in an enhancement of the nitrogen removal current efficiency in the FCDI system from 15.33% to 17.33% and a decrease in specific energy from 11.65 (kW·h)/kg to 10.31 (kW·h)/kg, demonstrating the full potential of the synergistic effects of the FPB-FCDI coupled process. In addition, the process exhibited a low-carbon characteristics, with the operational procedure capable of reducing greenhouse gas production and recovering potential resources, thereby facilitating the decarbonization. The energy utilization in the process was converted to carbon emissions, amounting to 0.42 kg CO_2/m^3 , which was 53.83% of that in traditional biological treatment process. It is estimated that a further reduction of 0.19 kg CO_2/m^3 could be achieved by recovering electricity from the separated carbon sources of the FPB system using anaerobic digestion. The operating cost of the FPB-FCDI coupled process system was 0.42 RMB/ m^3 , which was only one-quarter to one-half of the operating cost of the traditional domestic wastewater treatment process. Therefore, the study explores a novel low-carbon and high-efficiency wastewater treatment technology, providing a new approach for developing the next-generation of green, high-efficiency, and low-carbon wastewater treatment processes.

Keywords: Fluidized pellet bed; Flow-electrode capacitive deionization; Municipal wastewater; Synergistic effect; Low-carbon

0 引 言

以传统生物处理(AAO工艺^[1]、氧化沟工艺^[2]等)为主的污水处理厂面临工艺运行能耗高^[3-4]、资源浪费等问题^[5]。传统生化处理过程中降解污染物的过程消耗能源,并产生温室气体,不利于回收污水中的潜在资源。全物化工艺通过将污染物从污水中分离,达到污水处理的目的,不仅降低污水处理过程中的碳排放量,还能回收潜在资源。研究表明,基于常规混凝工艺原理的造粒流化床

技术(FPB)^[6]对污水中有机物和磷都有较好的去除效果,广泛应用于废水处理和资源回收等领域^[7-8]。然而采用FPB处理后的污水仍含有一定的氮资源($\text{NH}_4^+\text{-N}$),应考虑对其进行回收。可持续运行的流动电极电容去离子技术(FCDI)能从溶液中吸附带电离子并将其储存在双电层中^[9],鉴于FCDI系统具有优异的污染物富集性能,利用该系统对经FPB处理后的市政污水进行氮富集^[10],便于后续资源回收利用。因此,本研究提出了新工艺FPB-FCDI用于处理市政污水,该工艺充分

利用分类分离的方式,捕获污水中的有机物并对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 进行预浓缩。在耦合工艺中 FPB 系统用于浓缩有机物以降低对 FCDI 系统的影响, FCDI 系统对氨氮进行高效分离并浓缩在电极液中,实现污染物的去除和氨氮资源回收,充分发挥耦合工艺的协同作用。将污染物从污水中分离,不仅能够减少产生 CO_2 等温室气体,还为碳氮等资源回收提供基础。本研究通过探究 FPB-FCDI 耦合工艺的污染物处理效果和影响因素,评估了运行过程中的能源消耗和资源回收潜力,旨在探索一种低碳、高效的污水处理新技术,为开发下一代绿色、低碳的污水处理技术提供新思路。

1 材料与方法

1.1 FPB 系统和运行参数

FPB 系统由反应器主体、慢速搅拌装置、混凝搅拌池、蠕动泵组成(图 1)。反应器主体由有机玻璃制成,内径 8 cm,总高 145 cm,有效高度 100 cm,回流口高度 90 cm。混凝池的搅拌转速为 200 r/min,反应器主体转速为 30 r/min,回流比为 1,上升流速为 0.4 mm/s,聚合氯化铝(PAC)质量浓度为 90 mg/L,聚丙烯酰胺(PAM)质量浓度为 6 mg/L,泥床高度控制在 40~60 cm。

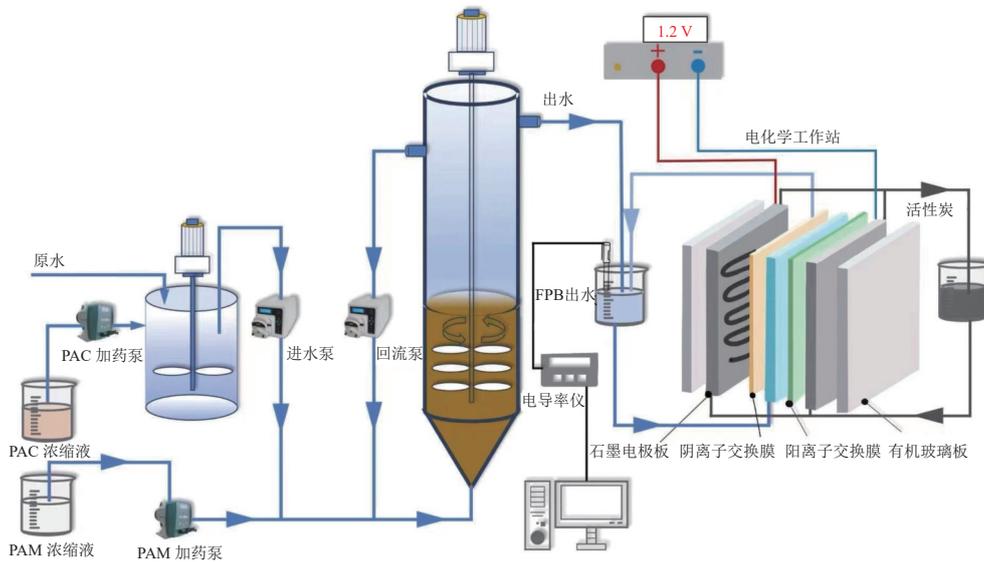


图 1 FPB-FCDI 耦合系统示意图

Fig. 1 Schematic diagram of FPB-FCDI coupled system

1.2 FCDI 系统和运行参数

FCDI 系统由有机玻璃板、石墨电极板、阴/阳离子交换膜和防漏硅胶垫片组成(图 1)。装置两端电压由电化学工作站提供,并进行电流监测。电极液由活性炭与氯化钠溶液均匀搅拌 12 h 制得,总体积为 100 mL。FCDI 的运行参数由早期实验确定^[11],电解质质量分数为 0.55%,活性炭质量分数为 5.00%,进水流速和电极液流速分别为 20 mL/min 和 25 mL/min,电压为 1.2 V。本研究中 FCDI 实验均在此条件下进行。

1.3 实验设置

本研究采用批次实验,分别使用 FPB、FCDI、FPB-FCDI 耦合工艺处理市政污水。将 FPB 系统出水经过滤纸和滤膜处理,区分出水中不同粒径 COD 后用 FCDI 系统处理。实验用水为西安某污

水厂实际污水,为保证耦合工艺处理出水达到 IV 类水排放标准,选取 FCDI 处理时间为 90 min。

1.4 碳排放量计算

电耗碳排放量(E_e)计算公式如下:

$$E_e = f_e \times W \quad (1)$$

式中: f_e 为单位电耗碳排放当量, $\text{kg CO}_2/(\text{kW}\cdot\text{h})$,本研究取值 $0.892 \text{ kg CO}_2/(\text{kW}\cdot\text{h})$; W 为运行过程所消耗的电量, $\text{kW}\cdot\text{h}$ 。

药耗碳排放量(E_c)计算公式如下:

$$E_c = \sum_{i=1}^m f_i \times M_i \quad (2)$$

式中: f_i 为第 i 种化学药剂的碳排放因子, $\text{kg CO}_2/\text{kg}$,本研究 PAM 碳排放因子为 $1.50 \text{ kg CO}_2/\text{kg}$, PAC 的碳排放因子为 $1.62 \text{ kg CO}_2/\text{kg}$,其他药剂碳排放因子为 $1.60 \text{ kg CO}_2/\text{kg}$; M_i 为第 i 种化学

药剂的消耗量, kg; i 为化学药剂种类代号; m 为化学药剂种类数。

1.5 分析指标及检测方法

常规水质指标(COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP)按照《水和废水检测分析方法》(第 4 版)进行测定。使用台式浊度仪(WGZ-20s, 上海昕瑞仪器仪表有限公司)测定浊度。使用 F-7000 荧光分光光度计(日立, 日本)对样品进行荧光光谱检测。

2 结果与讨论

2.1 不同工艺对污水的处理效果

为探究不同工艺处理市政污水的特点, 对每个工艺的污水处理效果进行分析。不同工艺的污水处理效果见表 1, FPB 对 COD、TP 和浊度的去除

率分别为 70.71%、84.64% 和 96.41%, 但对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率仅为 11.68%。FCDI 对 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果优于 FPB, 去除率分别为 84.07% 和 93.69%, 出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别为 (35.13 ± 3.28) mg/L、 (1.67 ± 0.04) mg/L, 但对 TP 的去除效果有限, 其浓度为 (0.54 ± 0.03) mg/L, 未能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。FPB-FCDI 出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 浓度分别为 (13.43 ± 1.24) (0.29 ± 0.08) (0.16 ± 0.03) mg/L, 去除率分别为 93.91%、98.90%、94.29%, 达到《地表水环境质量标准》IV 类标准, 表明 FPB-FCDI 具有更好的污染物去除效果。这可能是因为在 FCDI 系统前增加 FPB 系统, 降低了该系统进水中 COD 和 TP 的浓度, 从而提高了系统的出水效果。

表 1 不同工艺对污染物的去除效果

Table 1 Pollutant removal performance in different treatment processes

类型	COD/(mg·L ⁻¹)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ /(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	浊度/NTU
污水	220.56 ± 5.98	26.46 ± 0.04	2.80 ± 0.04	175.45 ± 4.90
污水-FPB	64.61 ± 3.97	23.37 ± 0.15	0.43 ± 0.04	6.30 ± 0.90
污水-FCDI	35.13 ± 3.28	1.67 ± 0.04	0.54 ± 0.03	—
污水-FPB-FCDI	13.43 ± 1.24	0.29 ± 0.08	0.16 ± 0.03	—

注: “—”代表低于检测下限。

由表 2 可知, 与单独使用 FCDI 系统相比, FPB-FCDI 耦合工艺的平均脱氮速率($ANRR$)、电极吸附量较低。这是由于 FPB 系统能够去除少部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 导致耦合工艺中 FCDI 进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 低

于单独使用 FCDI 系统, 此时耦合工艺的脱氮率更高, 为 98.90%。此外由于市政污水中的有机化合物会附着在膜表面或离子交换膜孔道中, 影响污染物的去除效果, 进而增加电能消耗^[12]。

表 2 不同处理工艺 FCDI 系统脱氮性能

Table 2 Nitrogen removal performance of FCDI system with different treatment processes

类型	$ANRR$ /(mg·m ⁻² ·min ⁻¹)	电极吸附量/(mg·g ⁻¹)	体积能耗/((kW·h)·m ⁻³)	脱氮率/%
污水-FCDI	7.43	0.45	0.31	93.68
污水-FPB-FCDI	6.96	0.43	0.30	98.90

2.2 不同粒径 COD 对 FCDI 工艺性能影响

FPB 能够去除污水中大部分 COD, 剩余 COD 主要由 2 部分组成: 粒径小于 0.45 μm (溶解态)和粒径在 0.45~6.00 μm 之间(非溶解态)(图 2)。污水中的有机物易附着在膜表面和膜孔中, 并影响离子交换膜性能^[13], 故本实验将 FPB 系统运行 12 h 后产生的水样分别经过滤纸和 0.45 μm 滤膜处理, 作为 FCDI_{eff}-I 和 FCDI_{eff}-II 进水水样, 探究不同粒径的 COD 对 FCDI 系统效能的影响。

通过对比 FCDI_{eff}-I 和 FCDI_{eff}-II 出水中的

COD, 发现粒径小于 0.45 μm 的 COD 去除量分别为 73.76 mg/L 和 77.12 mg/L, 去除率均超过 70%。这是由于在电场作用下, 带负电的有机物能够被吸附在电极上并去除, 电极溶液在导管引导下离开电极室, 吸附在电极表面的有机物脱附并储存在电极液中。然而在 FCDI_{eff}-I 中, 粒径在 0.45~6.00 μm 范围内的 COD 去除量为 4.26 mg/L, 去除率仅为 23.85%(图 2)。这表明粒径在 0.45~6.00 μm 范围内的 COD 组分不能有效通过 FCDI 系统的离子交换膜(IEM), 这是因为污水中的有机物附着

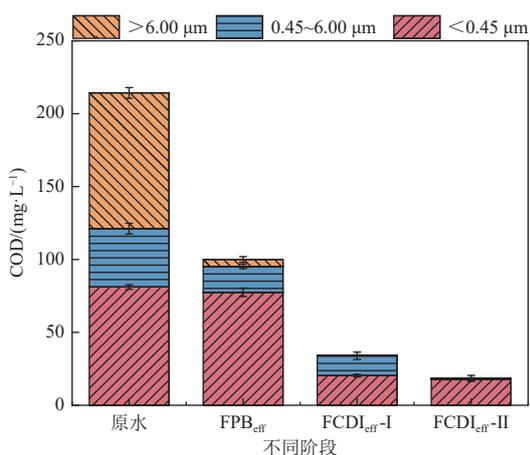


图 2 耦合工艺不同阶段 COD 组分变化

Fig. 2 Variations of COD fractions at different stages in the coupling process

在离子交换膜表面或其孔道中^[12]。相较于 FCDI_{eff}-II 出水, FCDI_{eff}-I 污染物去除的效果更差, 出水

COD 由 18.56 mg/L 增加至 34.35 mg/L。综上所述, 粒径介于 0.45~6.00 μm 的 COD 对 FCDI 系统的污染物去除效果产生的不利影响更大。

进一步采用三维荧光光谱对不同粒径 COD 进水条件下的 FCDI 出水进行分析^[14], 荧光光谱变化如图 3 所示。FCDI 系统进出水中有机物成分基本一致, 均包含 2 个明显的荧光峰, 一类是溶解性微生物代谢产物(A 峰); 另一类是类芳香蛋白白色氨酸(B 峰)。经过 FCDI 的处理后, 出水中 A、B 峰的荧光强度均降低, 表明 FCDI 对有机物具有良好的去除效果。通过对比 FCDI_{eff}-I 和 FCDI_{eff}-II 的进出水中有机物三维荧光光谱, 发现在进水荧光强度相当的情况下, FCDI_{eff}-I 出水的荧光强度更高。这说明进水中非溶解态 COD 对 FCDI 的污染物去除效果影响程度更大, 导致出水中溶解性有机物含量更高。

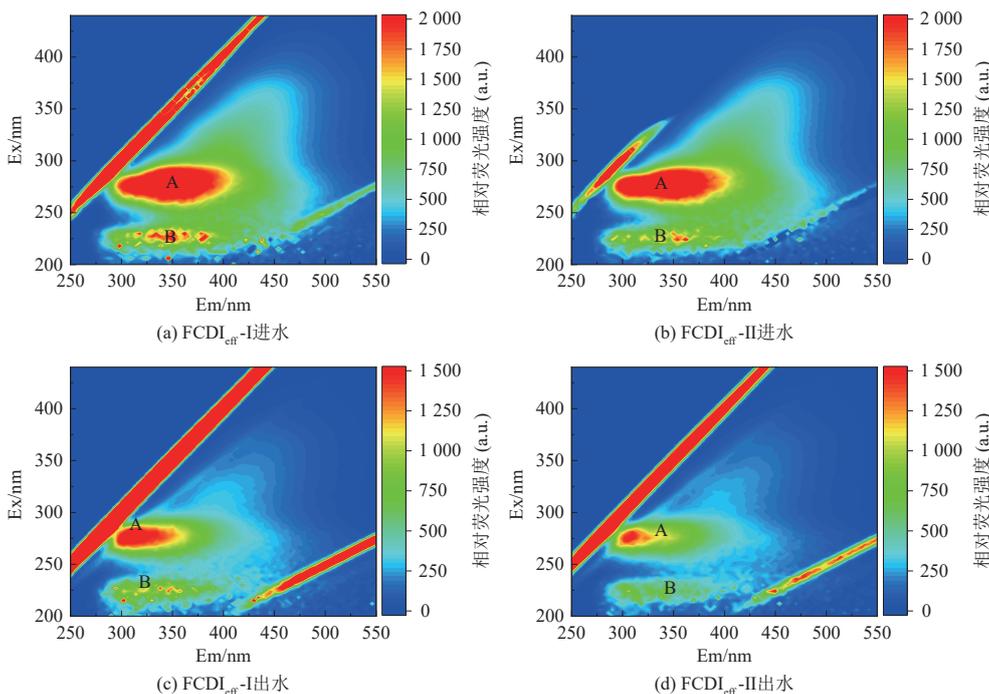


图 3 FCDI 进出水三维荧光光谱

Fig. 3 Three-dimensional fluorescence spectra of influent and effluent of FCDI system

不同粒径的 COD 进水对 FCDI 脱氮性能的影响如图 4 所示。同一运行条件下, FPB 出水经过滤纸和 0.45 μm 滤膜处理, 前者对 FCDI 系统的影响更大。去除 0.45~6.00 μm 的 COD 后, FCDI 系统出水 NH₄⁺-N 浓度从 3.64 mg/L 降至 0.29 mg/L, ANRR 从 9.05 mg/(m²·min) 升至 10.14 mg/(m²·min), 脱氮电流效率(CE)从 15.33% 升至 17.33%, 比能

耗(E_N)从 11.65 (kW·h)/kg 降低至 10.31 (kW·h)/kg, 表明粒径介于 0.45~6.00 μm 之间的 COD 对 FCDI 运行能耗和处理效果都存在不利影响。这是由于污水中的有机化合物在处理过程中附着在离子交换膜表面或者堵塞在离子交换膜孔道, 造成 FCDI 系统对离子的去除能力下降^[12], 长此以往会严重堵塞离子交换膜, 导致系统崩溃。研究表明,

污水中的有机化合物附着在膜表面或离子交换膜孔道中,从而形成有机结垢,对系统性能和能耗产生不利影响^[15]。

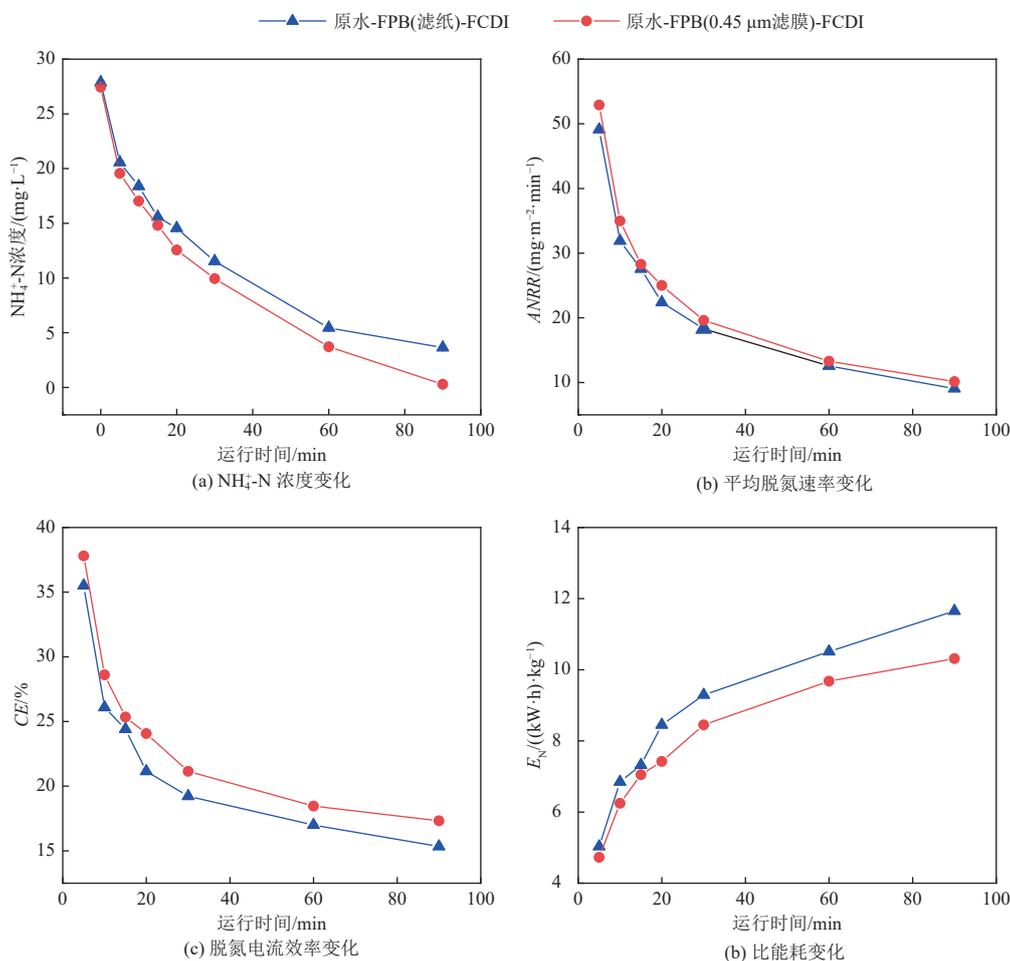


图 4 不同 COD 进水 FCDI 系统脱氮性能

Fig. 4 Nitrogen removal performance of FCDI system with different COD influent

综上所述,在实际运行过程中 FPB 系统能有效避免粒径为 0.45~6.00 μm 的 COD 对 FCDI 系统的影响,充分发挥 FPB-FCDI 耦合工艺的协同作用。

2.3 不同工艺碳排放量分析

2.3.1 FPB-FCDI 耦合工艺运行碳排放量计算

以西安市某污水厂生活污水为例, PAC 和 PAM 的最优投加量分别为 90 mg/L、6 mg/L,由表 2 可知,FCDI 系统体积能耗为 0.30 (kW·h)/m³。FCDI 系统电耗和 FPB 系统药剂投加的碳排放量由式(1)(2)计算可得。FPB-FCDI 运行过程中总碳排放量($E_{\text{总}1}$)为 0.42 kg CO₂/m³,其中药耗的碳排放量(E_{c1})为 0.15 kg CO₂/m³,电耗的碳排放量(E_{e1})为 0.27 kg CO₂/m³。

由表 1 得,FPB 可将污水中 70.71% 的 COD 储存于污泥中,理论 COD 储存量为 155.95 g COD/m³。

添加混凝剂不会影响后续通过厌氧消化回收碳资源的效果^[16],由于每克甲烷-COD 的理论化学能约为 13.9 kJ^[17],以厌氧消化为例,每克 COD 产生的 35% 甲烷可转化为电能,可产生 4.87 kJ 的电能。据此推算,FPB 系统富集的碳源产生的电能为 0.21 (kW·h)/m³,可减少的碳排放量(E_{e2})为 0.19 kg CO₂/m³。由此可见,FPB 系统储存的碳源具有显著的资源回收潜力。

2.3.2 传统生物处理工艺运行碳排放量计算

传统的污水处理工艺常需要额外投加碳源和除磷剂以确保出水达标,能耗通常在 0.3~0.6 (kW·h)/m³ 范围,平均电耗约为 0.45 (kW·h)/m³^[18]。以《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准为例,污水厂需额外投加 0.023 kg/m³ 碳源(以乙酸钠计)^[19],AAO 处理工艺需投加 0.002 kg/m³ 除磷剂(以铝/铁计,PAC 为例)^[20]。随着排放标准的

提高,投药量也相应增加^[21]。传统污水处理产生的碳排放主要来自曝气过程中的电耗和额外药剂的投加,由式(1)(2)计算可知,传统污水处理运行过程总碳排放量($E_{\text{总}2}$)为 $0.44 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,其中电耗的碳排放量($E_{\text{电}3}$)为 $0.40 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,药耗的碳排放量($E_{\text{药}2}$)为 $0.04 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。若将污水处理厂的出水水质指标提高到《地表水环境质量标准》Ⅳ类水质,则需额外增加 78% 的运行能耗^[22]。因此,在与 FPB-FCDI 耦合工艺出水标准一致的情况下,传统工艺碳排放量($E_{\text{总}3}$)为 $0.78 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$ 。

综上所述,FPB-FCDI 耦合工艺运行能源消耗碳排放量低,具有巨大的能源回收潜力。在出水达到《地表水环境质量标准》Ⅳ类水质时,耦合工艺的运行能源消耗碳排放量为 $0.42 \text{ kg CO}_2/\text{m}^3$,仅为传统污水处理工艺的 53.85%。耦合工艺的能源回收潜力计算表明,对 FPB 系统中固定的碳源进行回收利用,可产生的电能为 $0.21 (\text{kW}\cdot\text{h})/\text{m}^3$ 。若 FCDI 系统的电能来源于回收碳源产生的电能或者太阳能等清洁能源,则耦合工艺的运行能源消耗碳排放量将进一步降低。

2.4 FPB-FCDI 耦合工艺运行成本分析

FPB-FCDI 耦合工艺的运行成本主要集中在 FPB 系统中的药耗和 FCDI 系统的电耗。以实验室规模处理西安某污水厂污水为例,FCDI 系统运行体积能耗为 $0.30 (\text{kW}\cdot\text{h})/\text{m}^3$,其属于非普工业类用电,电价为 $0.70 \text{ 元}/(\text{kW}\cdot\text{h})$,则电耗成本为 $0.21 \text{ 元}/\text{m}^3$ 。化学药剂用量:PAC 为 $0.09 \text{ kg}/\text{m}^3$,PAM 为 $0.006 \text{ kg}/\text{m}^3$ 。PAC(有效成分 30%)价格为 $1\ 500 \text{ 元}/\text{t}$ 、PAM(阳离子型)价格为 $12\ 000 \text{ 元}/\text{t}$,则 FPB-FCDI 运行过程中药剂成本为 $0.21 \text{ 元}/\text{m}^3$ 。故 FPB-FCDI 系统运行成本为 $0.21+0.21=0.42 \text{ 元}/\text{m}^3$,为传统生活污水处理^[23]的 1/4~1/2。

3 结 论

(1)FPB 和 FCDI 系统出水未能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准,而 FPB-FCDI 耦合工艺通过分类分离的方式去除污水中的污染物,出水水质能够达到《地表水环境质量标准》Ⅳ类标准。

(2)FPB-FCDI 耦合工艺将污水中的非溶解态 COD 储存在 FPB 系统中,降低了其对 FCDI 系统的影响,增强 FCDI 系统处理性能。同时,FCDI 能对 NH_4^+-N 进行高效分离,弥补 FPB 系统出水 NH_4^+-N 未达标的不足,充分发挥耦合工艺的协同作用。

(3)FPB-FCDI 耦合工艺运行过程减少温室气体产生,能够回收潜在资源,处理过程低碳化。此外,若使用清洁能源将进一步降低成本和碳排放量。本研究将为下一代高效、低碳污水处理技术的开发提供新思路。

参考文献 (References):

- [1] LI Donghui, LI Weiguang, ZHANG Duoying, et al. Performance and mechanism of modified biological nutrient removal process in treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 367: 128254.
- [2] ZHENG Maosheng, ZHOU Nan, HE Shishi, et al. Nitrous oxide (N_2O) emissions from a pilot-scale oxidation ditch under different COD/N ratios, aeration rates and two shock-load conditions[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 280: 111657.
- [3] ZHANG Xiaoyuan, LIU Yu. Circular economy is game-changing municipal wastewater treatment technology towards energy and carbon neutrality[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 429: 132114.
- [4] GU Yong, LI Yu, YUAN Fang, et al. Optimization and control strategies of aeration in WWTPs: A review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 418: 138008.
- [5] SHIN Y U, LIM J, BOO C, et al. Improving the feasibility and applicability of flow-electrode capacitive deionization (FCDI): Review of process optimization and energy efficiency[J]. *Desalination*, 2021, 502: 114930.
- [6] REN Pengfei, NAN Jun, ZHANG Xinran, et al. Analysis of floc morphology in a continuous-flow flocculation and sedimentation reactor[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 52: 268-275.
- [7] CHANG Kaiyang, MAHASTI N N N, HUANG Yaohui. Fluidized-bed homogeneous crystallization of $\alpha\text{-Al}(\text{OH})_3$ for continuous aluminum removal from aqueous solution: Parameter optimization and crystallization mechanism[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 53: 103700.
- [8] LE V G, VO D V N, NGUYEN N H, et al. Struvite recovery from swine wastewater using fluidized-bed homogeneous granulation process[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2021, 9(3): 105019.
- [9] MA Jie, ZHAI Chunxiao, YU Fei. Review of flow electrode capacitive deionization technology: Research progress and future challenges[J]. *Desalination*, 2023, 564: 116701.
- [10] HE Xin, CHEN Wutong, SUN Feiyun, et al. Enhanced NH_4^+ removal and recovery from wastewater using Na-zeolite-based flow-electrode capacitive deionization: Insight from ion transport flux[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(23): 8828-8838.
- [11] TONG Peipei, HANG Zhenyu, ZHU Weihuang, et al. Simultaneous removal of tetracycline and copper ions from

- wastewater by flow-electrode capacitive deionization[J]. *Environmental Technology*, 2024, 45(26): 5581-5588.
- [12] CHEN Lin, WANG Chengyi, LIU Shanshan, et al. Investigation of the long-term desalination performance of membrane capacitive deionization at the presence of organic foulants[J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 989-997.
- [13] SHIM J, YOON N, PARK S, et al. Influence of natural organic matter on membrane capacitive deionization performance[J]. *Chemosphere*, 2021, 264: 128519.
- [14] ZHAO Pian, ZHAO Song, WANG Haiguang, et al. Encapsulation of bacteria in different stratified extracellular polymeric substances and its implications for performance enhancement and resource recovery[J]. *Water Research*, 2022, 220: 118684.
- [15] WANG Tianyu, ZHANG Changyong, BAI Langming, et al. Scaling behavior of iron in capacitive deionization (CDI) system[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115370.
- [16] ZHAO Qingliang, ZHONG Huiyuan, LIU Jinli, et al. Integrated coagulation-trickling filter-ultrafiltration processes for domestic wastewater treatment and reclamation[J]. *Water Science and Technology*, 2012, 65(9): 1599-1605.
- [17] MCCARTY P L, BAE J, KIM J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer—Can this be achieved?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(17): 7100-7106.
- [18] WAN Junfeng, GU Jun, ZHAO Qian, et al. COD capture: A feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 25054.
- [19] HU Bo, WANG Tong, YE Junhong, et al. Effects of carbon sources and operation modes on the performances of aerobic denitrification process and its microbial community shifts[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 239: 299-305.
- [20] ZHANG Jingbing, SHAO Yuting, WANG Hongchen, et al. Current operation state of wastewater treatment plants in urban China[J]. *Environmental Research*, 2021, 195: 110843.
- [21] 张维, 颜秀勤, 张悦, 等. 我国城镇污水处理厂运行药耗分析 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(4): 103-108.
ZHANG Wei, YAN Xiuqin, ZHANG Yue, et al. Analysis of chemicals consumption in urban sewage treatment plants in China[J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(4): 103-108.
- [22] LU Jiayuan, WANG Xuemeng, LIU Houqi, et al. Optimizing operation of municipal wastewater treatment plants in China: The remaining barriers and future implications[J]. *Environment International*, 2019, 129: 273-278.
- [23] 万玉山, 黄利, 涂保华, 等. 小城镇污水处理厂运行管理及排污收费研究 [J]. *生态经济*, 2014(10): 186-189.
WAN Yushan, HUANG Li, TU Baohua, et al. Study on pollution-discharge fee system and management of wastewater treatment plants in small towns[J]. *Ecological Economy*, 2014(10): 186-189.