

DOI: 10.11835/j.issn.2096-6717.2026.026



开放科学(资源服务)标识码 OSID:



吸附-梯级再生与紫外/亚硫酸盐去除全氟化合物工艺

梁耀荣, 杨正恒, 周富豪, 何頔

(广东工业大学生态环境与海洋学院; 大湾区城市环境安全与绿色发展教育部重点实验室, 广州 510006)

摘要: 高浓度的硝酸根(NO_3^-)和腐殖酸(HA)显著抑制紫外/亚硫酸盐体系对全氟和多氟烷基物质(PFAS)的降解效率, 制约其在复杂水质中的应用。构建“吸附-梯级再生与紫外/亚硫酸盐降解”组合工艺, 实现复杂水质中 PFAS 的高效去除与降解。首先, 系统比较 3 种阴离子交换树脂 (AmberLite™ IRA67、IRA410 和 IRA900) 对 PFBA、PFHxA 和 PFOA 的吸附性能, 结果表明, 强碱性树脂 IRA410 和 IRA900 对不同链长 PFAS 均表现出优异吸附性能, 在 NO_3^- 和 HA 共存条件下, IRA410 和 IRA900 仍能有效去除 PFAS。在此基础上, 提出梯级再生策略, 第 1 步再生, 采用高浓度 NaCl 优先洗脱共存的 NO_3^- , IRA410 和 IRA900 上 NO_3^- 解吸率达到 99%~100%, 第 2 步再生, 采用 1% NaCl 溶液加热高效解吸 PFAS, IRA410 上 PFAS 解吸率为 71.0%~95.7%, IRA900 上 PFAS 解吸率为 32.1%~91.8%。最后, 结合紫外/亚硫酸盐体系降解解吸液中的 PFAS, PFAS 降解率超过 99%, 脱氟率达到 73.0%~80.1%。

关键词: 全氟和多氟烷基物质; 阴离子交换树脂; 污水处理; 吸附; 降解

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 2096-6717(XXXX)XX-0001-13

Sorption-stepwise regeneration and UV/sulfite process for PFAS removal

LIANG Yaorong, YANG Zhengheng, ZHOU Fuhao, HE Di

(School of Ecology, Environment and Ocean; Key Laboratory for City Cluster Environmental Safety and Green Development of the Ministry of Education, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, P. R. China)

Abstract: High concentrations of nitrate ions (NO_3^-) and humic acid (HA) significantly inhibit the degradation efficiency of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in UV/sulfite systems, limiting their application in complex water bodies. This study developed a combined “sorption/stepwise regeneration with UV/sulfite degradation” process to achieve efficient removal and degradation of PFAS in complex water. First, the study compares the sorption performance of three anion exchange resins (AmberLite™ IRA67, IRA410, and IRA900) toward PFBA, PFHxA, and PFOA. The results indicate that the strongly basic resins IRA410 and IRA900

收稿日期: 2026-02-03

基金项目: 深圳市科技计划 (KCXFZ20240903092404006)

作者简介: 梁耀荣 (2001-), 男, 主要从事全氟化合物去除研究, E-mail: 2571480513@qq.com。

何頔 (通信作者), 男, 教授, 博士生导师, E-mail: di.he@gdut.edu.cn。

Received: 2026-02-03

Foundation item: Shenzhen Science and Technology Program (No. KCXFZ20240903092404006)

Author brief: LIANG Yaorong (2001-), main research interest: treatment of PFAS, E-mail: 2571480513@qq.com.

HE Di (corresponding author), professor, doctoral supervisor, E-mail: di.he@gdut.edu.cn.

demonstrated excellent sorption performance for PFAS of varying chain lengths. Under conditions where NO_3^- and HA coexist, PFAS can still be effectively removed using IRA410 and IRA900. Based on these findings, a stepwise regeneration strategy was proposed. In the first regeneration step, high-concentration NaCl was used to preferentially elute co-existing NO_3^- , achieving NO_3^- desorption rates of 99% - 100% on both IRA410 and IRA900. In the second regeneration step, a 1% NaCl solution is heated to efficiently desorb PFAS, achieving PFAS desorption rates of 71.0% - 95.7% on IRA410 and 32.1% - 91.8% on IRA900. Combined with UV/sulfite treatment of the desorbed solution, PFAS degradation rates exceeded 99%, with defluorination rates reaching 73.0%-80.1%.

Keywords: per- and polyfluoroalkyl substances; anion exchange resin; sewage treatment; sorption; degradation

全氟和多氟烷基物质(PFAS)自20世纪中期以来广泛应用于各类消费品、商业产品及工业过程中^[1]。然而,由于PFAS具有高稳定性、毒性、环境持久性和生物累积性,其广泛应用使其成为具有显著环境与健康风险的持久性有机污染物^[2-3]。其中,受污染的水体被认为是人类与水生生物暴露于PFAS的主要途径之一^[4]。因此,各国监管机构已加强对水环境中PFAS浓度的管控。例如,美国环境保护署(EPA)已将PFOA和PFOS的最大污染物浓度(MCL)设定为4 ng/L^[5]。欧盟也对饮用水中PFAS总量提出了严格限值要求^[6]。因此,开发高效、可持续的PFAS水处理技术具有重要意义。

PFAS的处理技术主要包括去除技术(如吸附、膜分离和离子交换)以及降解技术(如电化学氧化、超声波处理、高级还原工艺和等离子体处理)^[7]。然而,由于水基质的复杂性,且PFAS在水中的浓度通常极低(ng/L到 $\mu\text{g/L}$),采用单一技术难以同时实现PFAS的高效去除与彻底降解^[8-9]。阴离子交换树脂(AER)通过静电作用和疏水相互作用等机制,能有效吸附短链和长链PFAS,已被证实能有效去除ng/L级的PFAS^[10]。然而,树脂吸附本质上属于污染物的相转移过程,饱和树脂的传统处置方式(如焚烧和填埋)不仅成本高昂,而且可能带来二次污染风险^[11-12]。

对负载PFAS的树脂进行再生是提升工艺经济性与可持续性的关键。常规再生方法(如采用NaCl、NaOH或有机溶剂)能实现树脂循环使用,但会产生高浓度PFAS及多种共存化合物的解吸液^[13]。若废液处理不当,可能会成为新的污染源^[14]。因此,针对吸附浓缩后的PFAS解吸液,亟须开发高效的终端降解技术。紫外/亚硫酸盐等高级还原工艺(ARP)已被广泛研究,被认为是降解高浓度PFAS的有效方法。该工艺可通过产生强还原性物质——水合电子(e_{aq}^- , $E = -2.9\text{ V}$)有效攻击PFAS分子中稳定的C-F键,从而实现降解^[15]。例如, Song等^[16]研究表明,紫外/亚硫酸盐体系能实现

PFOA的100%降解和88.5%的脱氟率。然而,在复杂水基质中,多种无机和有机化合物可能与PFAS一同被阴离子交换树脂吸附,并在再生过程中进入解吸液。这些共存物质可能显著干扰紫外还原体系中PFAS的降解过程。例如,硝酸盐可作为 e_{aq}^- 的竞争性猝灭剂,腐殖酸则通过吸收和屏蔽紫外光,显著降低光子利用效率,从而抑制PFAS的降解^[17]。因此,对解吸液中的PFAS进行降解之前,降低解吸液中共存干扰物(如硝酸根和腐殖酸)的浓度,对于提升降解效率至关重要。

近年来,部分研究尝试将吸附与降解技术相结合,以实现PFAS的浓缩与彻底降解。例如,吸附-焚烧工艺已在工程中应用,但存在能耗高及潜在副产物风险等问题^[18]。此外,吸附后结合电化学氧化、高级氧化和高级还原工艺的研究也有所报道^[19-20]。然而,现有研究多基于单一PFAS模型溶液,未充分考虑复杂水基质中共存组分在吸附与再生过程中被共同富集并进入解吸液的情况^[21-24]。尤其是腐殖酸和硝酸根等典型共存物质,可能在后续高级还原过程中产生显著干扰,从而影响PFAS的降解效率。尽管已有研究报道了吸附-降解组合策略,但针对复杂水基质条件下再生液基质调控与终端降解协同优化的系统研究仍较为缺乏。

基于此,围绕复杂水质条件下PFAS的高效去除,系统构建并评估了一种吸附-梯级再生与紫外/亚硫酸盐相结合的工艺。选取2种凝胶型树脂和1种大孔树脂(AmberLite™ IRA67、IRA410和IRA900),比较3种代表性PFAS(PFBA、PFHxA和PFOA)的吸附性能,筛选适用于长链和短链PFAS去除的树脂类型,并进一步开展树脂再生及解吸液处理的研究。

1 实验部分

1.1 实验材料与仪器装置

1.1.1 主要化学品与试剂

离子交换树脂(AmberLite™ IRA67、IRA410和

IRA900)购自罗门哈斯-杜邦公司的 Amberlite 系列,树脂理化性质详见表 1。全氟丁酸(PFBA,纯度 $\geq 98\%$)、全氟己酸(PFHxA,纯度 $\geq 98\%$)和全氟辛酸(PFOA,纯度 $\geq 96\%$)购自西格玛奥德里奇化学

有限公司(上海)。硝酸钠(NaNO_3 , AR 级)、腐殖酸(HA,黄腐酸 $\text{FA} > 90\%$)、氯化钠(NaCl , AR 级)、氢氧化钠(NaOH , AR 级)、盐酸(HCl , AR 级)购自上海阿拉丁化学试剂有限公司。

表 1 树脂的理化性质

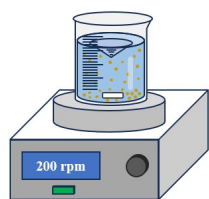
Table 1 Physicochemical properties of resin

树脂型号	共聚物	孔结构	官能团	交换容量/(mol/L)	粒径/ μm
IRA67	丙烯酸酯	凝胶	叔胺	1.60	500~750
IRA410	苯乙烯-二乙烯苯	凝胶	II 型季铵	1.25	600~750
IRA900	苯乙烯-二乙烯苯	大孔	I 型季铵	1.00	640~800

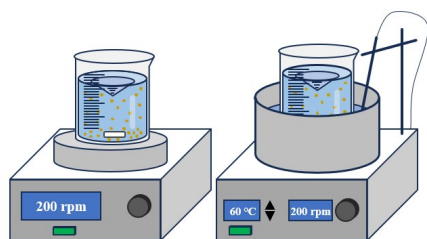
注:交换容量 1 mol/L 相当于 1 eq/L。

1.1.2 实验装置

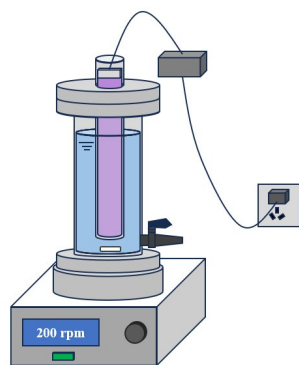
吸附装置如图 1(a)所示,由搅拌器和反应容器组成。再生装置如图 1(b)所示,第 1 步再生由搅拌器和反应容器组成;第 2 步再生由加热磁力搅拌器和反应容器组成。紫外/亚硫酸盐降解装置如图 1(c)所示,其中反应装置为亚克力材质,灯管套为石英管,紫外灯功率为 11 W,波长为 254 nm。



(a) 吸附实验装置示意图



(b) 梯级再生实验装置示意图



(c) 紫外/亚硫酸盐降解实验装置示意图

图 1 实验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of the experimental setup

1.2 实验方案及测试方法

1.2.1 吸附实验

不同树脂投加量吸附实验:将 0.01、0.05、0.1、0.2 g(对应剂量为 50、250、500、1 000 mg/L)的离子交换树脂(IRA67、IRA410 或 IRA900)加入 200 mL PFAS 溶液(1 mg/L)的 250 mL 烧杯中,体系在 200 r/min 下搅拌 24 h,确保吸附平衡。

pH 值影响实验:将 0.1 g 离子交换树脂(IRA67、IRA410、IRA900)加入 200 mL PFOA 溶液(1 mg/L),采用 HCl 或 NaOH 将溶液 pH 值调节至 3、5、7、9,在 200 r/min 下搅拌反应,并在 0、10、30、60、120、240、480、720、1 440 min 取样。在 pH 值调节过程中,由于引入少量 Na^+ 和 Cl^- 离子,不同 pH 值条件下体系离子强度可能存在轻微差异,但由于调节体积较小,离子强度变化有限,其对吸附行为的影响可忽略不计,研究未额外使用背景电解质控制离子强度。

吸附动力学实验:0.02 g 离子交换树脂(IRA410 和 IRA900)加入 200 mL PFAS 溶液(5 mg/L),在 200 r/min 下搅拌反应,并在 0、5、10、30、60、120、240、360、480、1 440 min 取样分析。

吸附等温线实验:0.02 g 离子交换树脂(IRA410 或 IRA900)加入 200 mL 不同初始浓度的 PFAS 溶液(5、10、20、50、100、200、300、400 mg/L),在 200 r/min 下搅拌 24 h 以达到吸附平衡。

共存化合物影响实验:IRA410 或 IRA900 树脂(投加量为 1 000 mg/L)加入:1)200 mL 单一 PFAS(1 mg/L)溶液;2)200 mL 含有 PFAS(1 mg/L)和硝酸根(20 mg/L)混合溶液;3)200 mL 含有 PFAS(1 mg/L)、硝酸根(20 mg/L)和腐殖酸(20 mg/L, TOC 为 8 mg/L)的混合溶液。体系均在 200 r/min 下搅拌反应,并在 0、10、30、60、120、240、360、480、720、1 440 min 取样。

1.2.2 再生实验

选用 IRA410 和 IRA900 树脂(投加量为 1 000

mg/L), 因其对不同链长 PFAS 的吸附性能优于 IRA67。首先, 按照共存化合物影响实验的步骤进行吸附处理, 然后用去离子水冲洗树脂以去除残留溶液, 为后续梯级解吸实验做准备。

在第 1 步解吸实验, 分别采用 200 mL 5%、10% 和 20% NaCl 溶液对饱和树脂进行再生处理, 解吸时间为 15 min。用去离子水冲洗树脂以去除残留溶液后进行第 2 步再生。第 2 步解吸实验, 使用 200 mL 1% NaCl 溶液, 并在 60、70、80、90°C 下加热解吸, 解吸时间为 24 h。解吸结束后, 测定解吸液中各 PFAS 的浓度, 并计算解吸效率。

1.2.3 解吸液降解实验

将梯级再生过程中获得的 PFAS 解吸液用于紫外/亚硫酸盐体系降解实验。同时, 配制与解吸液中目标 PFAS 初始浓度一致的单一 PFAS 溶液作为对照组。该溶液采用去离子水配制, 仅含目标 PFAS, 不含解吸液中存在的 1% NaCl 及其他共存无机或有机物质, 用于评估解吸液基质对降解过程的影响。

通过设置单一 PFAS 体系作为对照, 以评估解吸液基质中无机盐及共存物质对紫外/亚硫酸盐体系降解效果的影响。

两组体系的亚硫酸盐初始浓度均为 10 mmol/L, 反应体系初始 pH 值均采用 NaOH 调节至 10, 并在 254 nm 紫外光照射条件下反应 24 h。反应过程中分别在 0、30、60、120、240、480、1 440 min 取样, 测定溶液中 PFAS 及氟离子浓度, 并据此计算 PFAS 的降解率和脱氟率。

1.2.4 仪器分析

采用高效液相色谱(HPLC, Agilent 1260)联用三重四极杆质谱(MS/MS, SCIEX QTrap 5500)分析 PFAS。质谱仪采用负离子电喷雾电离(ESI)源和多反应监测(MRM)模式。分析柱为 Atlantis Premier BEH C18 AX 柱(1.7 μm , 2.1 \times 100 mm, Waters Technologies), 并配备 UHPLC C18 保护柱(1.7 μm , 2.1 \times 5 mm, Waters Technologies), 柱温维持在 40 °C。流动相由乙腈(A)和 10 mmol/L 乙酸铵(B)组成, 梯度洗脱程序详见表 2。

表 2 LC-MS 流动相洗脱梯度

Table 2 LC-MS mobile phase elution gradient

时间/min	流动相 A/%	流动相 B/%
0	90	10
2	90	10
5	35	65
12	10	90
13	90	10
15	90	10

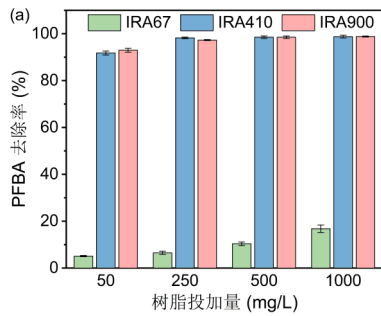
2 实验结果与讨论

2.1 不同阴离子交换树脂对 PFAS 的吸附性能及其影响因素

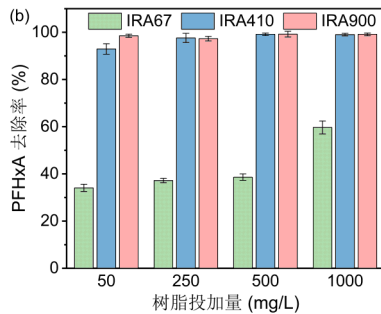
图 2 所示为不同投加量条件下, IRA67、IRA410 和 IRA900 对 PFBA、PFHxA 和 PFOA 的去除效果。由图 2 可见, 强碱性阴离子交换树脂 IRA410 和 IRA900 在所有实验条件下均表现出极高的 PFAS 去除效率。无论是短链 PFBA(图 2(a))、PFHxA(图 2(b)) 还是长链 PFOA(图 2(c)), 去除率均维持在 92%~100% 之间, 且随树脂投加量变化几乎未出现显著波动。尽管 IRA410 和 IRA900 均表现出优异且稳定的 PFAS 去除能力, 但其结构差异仍可能影响吸附行为。根据表 1, IRA410 为凝胶型结构, IRA900 为大孔型结构。凝胶型树脂主要依赖溶胀形成微孔通道, 传质过程受溶胀程度影响^[25]。大孔型树脂则具有更发达且稳定的孔道结构和较大的比表面积, 有利于降低扩散阻力并促进污染物向内部活性位点迁移^[26]。对于疏水性较强的长链 PFAS, 大孔结构更有利于分子进入孔道并改善吸附动力学行为。根据表 1, IRA410 和 IRA900 官能团分别为 II 型和 I 型季铵官能团, 其官能团空间分布和交联程度可能存在差异, 从而影响静电作用强度及与树脂骨架之间的协同效应^[27-28]。综合而言, 两种树脂在平衡去除率上差异不显著, 但孔结构差异可能主要体现在传质与动力学过程上。

相比之下, 弱碱性阴离子交换树脂 IRA67 的吸附性能明显较差。尤其对短链 PFBA(图 2(a)), 其去除率仅为 5.1%~16.8%, 即使提高树脂投加量, 去除率提升也十分有限。对于短链 PFHxA(图 2(b)), 随着树脂投加量的增加, 去除率最高仅为 59.7%。一般认为, 离子交换树脂对 PFAS 的吸附过程主要由静电相互作用和疏水相互作用共同驱动^[29]。如表 1 所示, 使用的 IRA410 和 IRA900 树脂均以苯乙烯-二乙烯苯(PS)为共聚物, 而 IRA67 则基于丙烯酸酯(PA)。由于 PS 的疏水性远强于 PA, 所以 IRA410 和 IRA900 树脂更有利于与 PFAS 的 C-F 链发生疏水相互作用, 从而增强吸附能力^[10]。

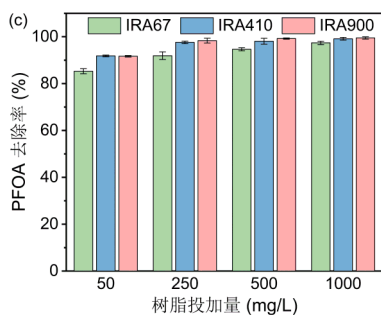
进一步比较 3 种树脂在不同 pH 值条件下对 PFOA 的去除效果(见图 3)。如图 3(b)和图 3(c)所示, 强碱性阴离子交换树脂 IRA410 和 IRA900 在 pH 值为 3~9 范围内均表现出稳定且优异的吸附性能, 对 PFOA 的去除率保持在 95.5%~100%。而弱碱性树脂 IRA67 对 pH 值变化较为敏感(图 3(a))。在 pH 值为 3 时, 去除率为 97.6%, 而在 pH 值为 9 时降至 86.7%。这一变化主要与树脂官能团的



(a) 3种树脂不同投加量对PFBA的去除效果



(b) 3种树脂不同投加量对PFHxA的去除效果



(c) 3种树脂不同投加量对PFOA的去除效果

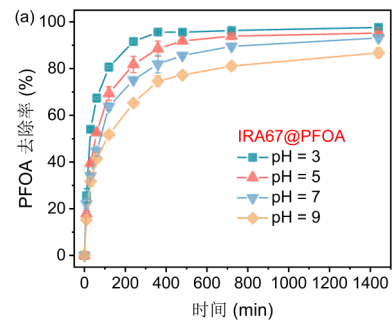
注:数据为4次平行实验的平均值,误差棒表示标准偏差。

图2 三种树脂不同投加量对不同PFAS的去除效果。

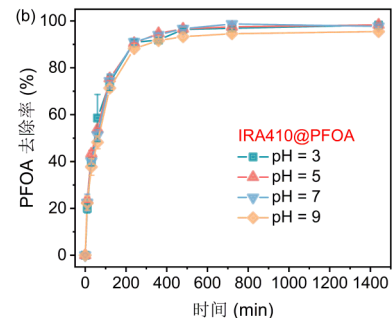
Fig.2 Removal efficiency of different PFAS by three resins at varied dosages

性质相关。根据表1可知,IRA410和IRA900含有季铵盐官能团,而IRA67的官能团为叔胺。季铵盐官能团能够在较宽的pH值范围内保持稳定的正电荷,而叔胺官能团其质子化程度高度依赖于pH^[30]。在酸性条件下(pH<pKa),叔胺基团发生质子化,使树脂表面具有较高的正电荷密度,从而提供充足的静电吸附位点,随着pH值升高至碱性,叔胺基团逐渐去质子化,导致树脂表面的正电荷密度显著下降^[31]。因此,在碱性条件下IRA67对PFOA的去除效率明显下降。

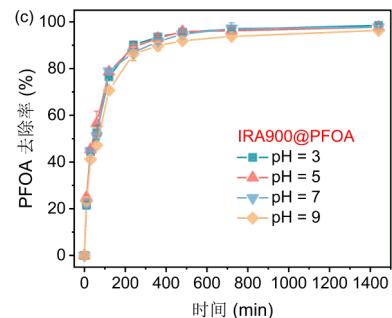
此外,PFAS的分子结构差异也显著影响其在树脂上的吸附性能。考察的3种PFAS(PFBA、PFHxA和PFOA)均具有相同的亲水性头基羧酸(-COOH),但其疏水性C-F链长度依次为PFBA



(a) IRA67在不同pH下对PFOA的去除效果



(b) IRA410在不同pH下对PFOA的去除效果



(c) IRA900在不同pH下对PFOA的去除效果

注:数据为3次平行实验的平均值,误差棒表示标准偏差。

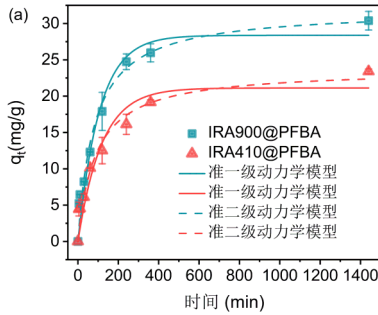
图3 三种树脂在不同pH下对PFOA的去除效果。

Fig.3 Removal efficiency of PFOA by three resins at different pH levels

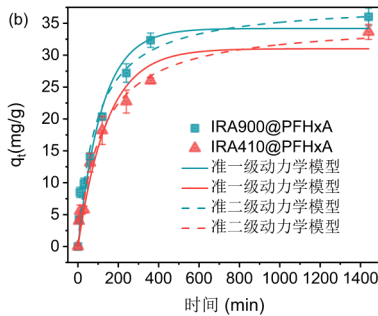
<PFHxA<PFOA。随着C-F链的增长,PFAS分子整体疏水性增强,更易与树脂的疏水骨架发生疏水相互作用^[32]。因此,在相同实验条件下,PFOA的吸附去除率最高,其次为PFHxA,而短链PFBA由于疏水性较弱,吸附难度相对较大。基于上述结果,选择对长链和短链PFAS均表现出优异去除性能的IRA410和IRA900用于后续吸附与再生研究。

2.2 PFAS在树脂上的吸附动力学与吸附等温线特征

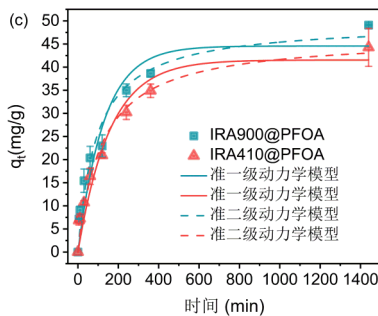
如图4所示,PFBA、PFHxA和PFOA在IRA410和IRA900树脂上的吸附过程均表现出明显的快速吸附阶段,随后趋于平衡。动力学模型拟合结果(表3)显示,准二级动力学(PSO)模型的相关系数($R^2 > 0.95$)明显优于准一级动力学(PFO)模型。这一结果表明,吸附过程主要受表面反应或化学吸附机制控制,而非单纯由物理扩散过程主



(a) PFBA在IRA410和IRA900上的吸附动力学



(b) PFHxA在IRA410和IRA900上的吸附动力学



(c) PFOA在IRA410和IRA900上的吸附动力学

注:数据为3次平行实验的平均值,误差棒表示标准偏差。

图4 PFAS在IRA410和IRA900上的吸附动力学

Fig.4 Adsorption kinetics of PFAS on IRA410 and IRA900

导,可能涉及静电作用、疏水相互作用及氢键作用等多种相互作用力^[33]。不同PFAS在两种树脂上的吸附动力学表现出显著差异。对于PFBA,IRA410的初始吸附速率(V_0)和平衡吸附量(q_e)分别为0.271和23.717,而IRA900分别提高至0.391和31.932。对于PFHxA,IRA410的 V_0 和 q_e 分别为0.308和35.271,而IRA900分别增至0.429和38.276。对于PFOA,两种树脂的动力学参数进一步增大,其中IRA410的 V_0 和 q_e 分别为0.394和46.562,而IRA900达到0.537和49.597。总体而言,随着PFAS链长的增加, V_0 和 q_e 均呈上升趋势,表明长链PFAS由于更强的疏水性和分子间作用力而更易被树脂吸附^[34-35]。在所有研究体系中,IRA900表现出更高的初始吸附速率和更大的平衡吸附容量,相较IRA410具有更明显的优势。这一差异可归因于IRA900的更优孔结构(大孔结构)、

表3 IRA410和IRA900对PFAS吸附的准一级和准二级动力学参数

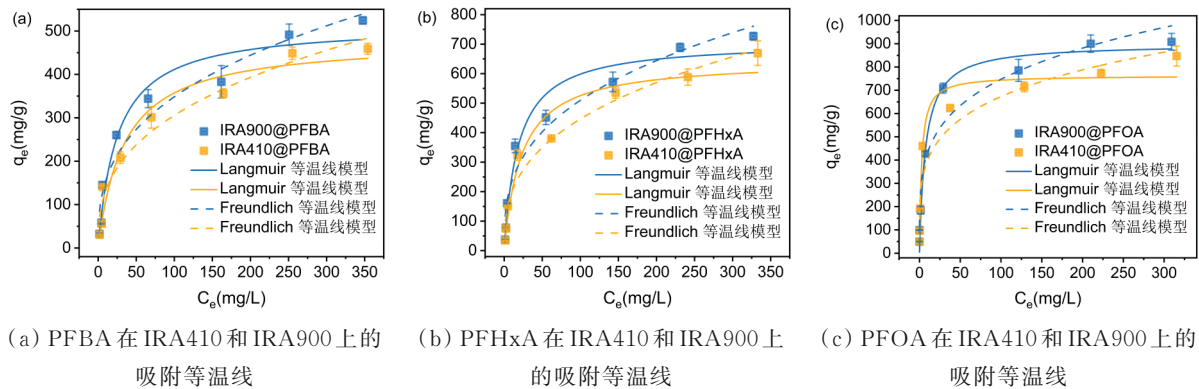
Table 3 Pseudo-first-order and pseudo-second-order parameters for PFAS sorption by IRA410 and IRA900				
PFAS	动力学模型	参数	IRA410	IRA900
PFBA	准一级动力学模型	$k_1/(1/\text{min})$	0.008 55	0.009 41
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	21.121	28.369
		R^2	0.910	0.949
	准二级动力学模型	$V_0/(\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min}))$	0.271	0.391
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	23.717	31.932
		R^2	0.955	0.970
PFHxA	准一级动力学模型	$k_1/(1/\text{min})$	0.006 94	0.008 39
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	31.011	34.188
		R^2	0.950	0.949
	准二级动力学模型	$V_0/(\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min}))$	0.308	0.429
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	35.271	38.276
		R^2	0.978	0.970
PFOA	准一级动力学模型	$k_1/(1/\text{min})$	0.006 38	0.007 79
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	41.541	44.561
		R^2	0.938	0.908
	准二级动力学模型	$V_0/(\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min}))$	0.394	0.537
		$q_e/(\text{mg}/\text{g})$	46.562	49.597
		R^2	0.968	0.954

注: k_1 为准一级动力学速率常数,1/min,反映吸附速率快慢; V_0 为准二级模型的初始吸附速率, $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{min})$; q_e 为理论平衡吸附量, mg/g ; R^2 为相关系数,用于评价模型拟合优度。通过比较 R^2 大小及计算 q_e 与实验值的接近程度判断模型的适用性。

更高疏水性的I型季铵盐官能团,以及其更适宜PFAS吸附的表面化学特性^[36]。

如图5所示,PFBA、PFHxA和PFOA在IRA410与IRA900上的吸附等温线均呈现明显的非线性特征。在低平衡浓度($C_e < 50 \text{ mg/L}$),吸附量迅速增加,而在较高浓度下逐渐趋于平稳。实验数据分别采用Langmuir和Freundlich模型进行拟合,相关参数汇列于表4。结果表明,在中低浓度区间Langmuir模型拟合效果更优,而在高浓度条件下,Freundlich模型更能准确描述吸附行为。该现象表明,在低浓度时,PFAS主要以单分子层形式吸附,而在高浓度时,PFAS可能形成半胶束或胶束结构,导致多层吸附^[37]。在最大吸附容量方面,两种树脂对不同PFAS表现出明显差异。对于短链PFBA(图5(a)),IRA410和IRA900的最大吸附量分别为479.03、515.00 mg/g 。对于PFHxA(图5(b)),两者分别为645.39、708.65 mg/g 。而对于长链PFOA(图5(c)),IRA410的最大吸附量为763.34 mg/g ,IRA900则提高至899.22 mg/g 。随着PFAS链长的增加(PFBA < PFHxA < PFOA),树脂的吸附容量显著增大。已有研究表明,在不同类型吸附剂体系中,长链PFAS通常表现出更高的吸附

容量^[38]。



注:数据为3次平行实验的平均值,误差棒表示标准偏差。

图5 PFAS在IRA410和IRA900上的吸附等温线

Fig.5 Adsorption Isotherms of PFAS on IRA410 and IRA900

表4 IRA410和IRA900对PFAS吸附的Langmuir和Freundlich等温线参数

Table 4 Langmuir and Freundlich isotherm parameters for PFAS sorption by IRA410 and IRA900

PFAS	等温线模型	参数	IRA410	IRA900
PFBA	Langmuir等温线模型	$K_L/(L/mg)$	0.029 4	0.039 6
		$Q_{max}/(mg/g)$	479.028	515.000
		R^2	0.951	0.952
	Freundlich等温线模型	$K_F/(mg/g)/(mg/L)^n$	57.370	69.369
		n	0.363	0.350
		R^2	0.960	0.945
PFHxA	Langmuir等温线模型	$K_L/(L/mg)$	0.043 8	0.054 2
		$Q_{max}/(mg/g)$	645.386	708.654
		R^2	0.953	0.962
	Freundlich等温线模型	$K_F/(mg/g)/(mg/L)^n$	88.170	107.026
		n	0.352	0.339
		R^2	0.958	0.952
PFOA	Langmuir等温线模型	$K_L/(L/mg)$	0.374	0.132
		$Q_{max}/(mg/g)$	763.343	899.221
		R^2	0.970	0.978
	Freundlich等温线模型	$K_F/(mg/g)/(mg/L)^n$	236.273	250.158
		n	0.227	0.238
		R^2	0.920	0.945

注: K_L 为Langmuir模型吸附平衡常数, L/mg ,反映吸附剂与吸附质之间的亲和力; Q_{max} 为最大单层吸附容量, mg/g ; K_F 为Freundlich模型吸附常数,表示吸附能力; n 为Freundlich模型常数,反映吸附强度及表面非均一性($n>1$ 表示吸附有利); R^2 为相关系数,用于评价模型拟合效果。

2.3 共存硝酸盐和腐殖酸对树脂吸附PFAS的影响

如图6所示,在仅存在PFAS的条件下,IRA410和IRA900对3种PFAS均表现出极高的去除效率,去除率在98.5%~100%之间。表明两种树脂对短链和长链PFAS均具有较强的吸附能力。

当体系中加入20 mg/L硝酸根(NO_3^-)时,两种树脂对PFAS的去除率出现轻微下降(0%~2%),但整体去除率仍保持在较高水平(>96.5%)。该结果表明, NO_3^- 与PFAS之间存在一定的吸附竞争作用,但在本研究条件下,其影响相对有限。相比之下,Woke等^[39]研究发现,在10 mg/L NO_3^- 存在条

件下,A592E和A520E树脂(20 mg/L)对PFOA的去除率均由100%降至92%,而A592E树脂对PFBA的去除率由96%显著下降至22%。与其研究条件相比,本研究中树脂投加量显著增大(1 000 mg/L),有效缓解了 NO_3^- 与PFAS之间的吸附竞争,从而维持较高的去除效率。 NO_3^- 作为小分子无机阴离子,主要通过静电作用和离子交换作用进行吸附^[40]。而PFAS吸附过程通常由静电作用和疏水相互作用共同驱动^[41]。因此,树脂对PFAS的选择性普遍高于 NO_3^- 。 NO_3^- 的去除结果进一步验证了上述推论。IRA410和IRA900对 NO_3^- 的去除率约

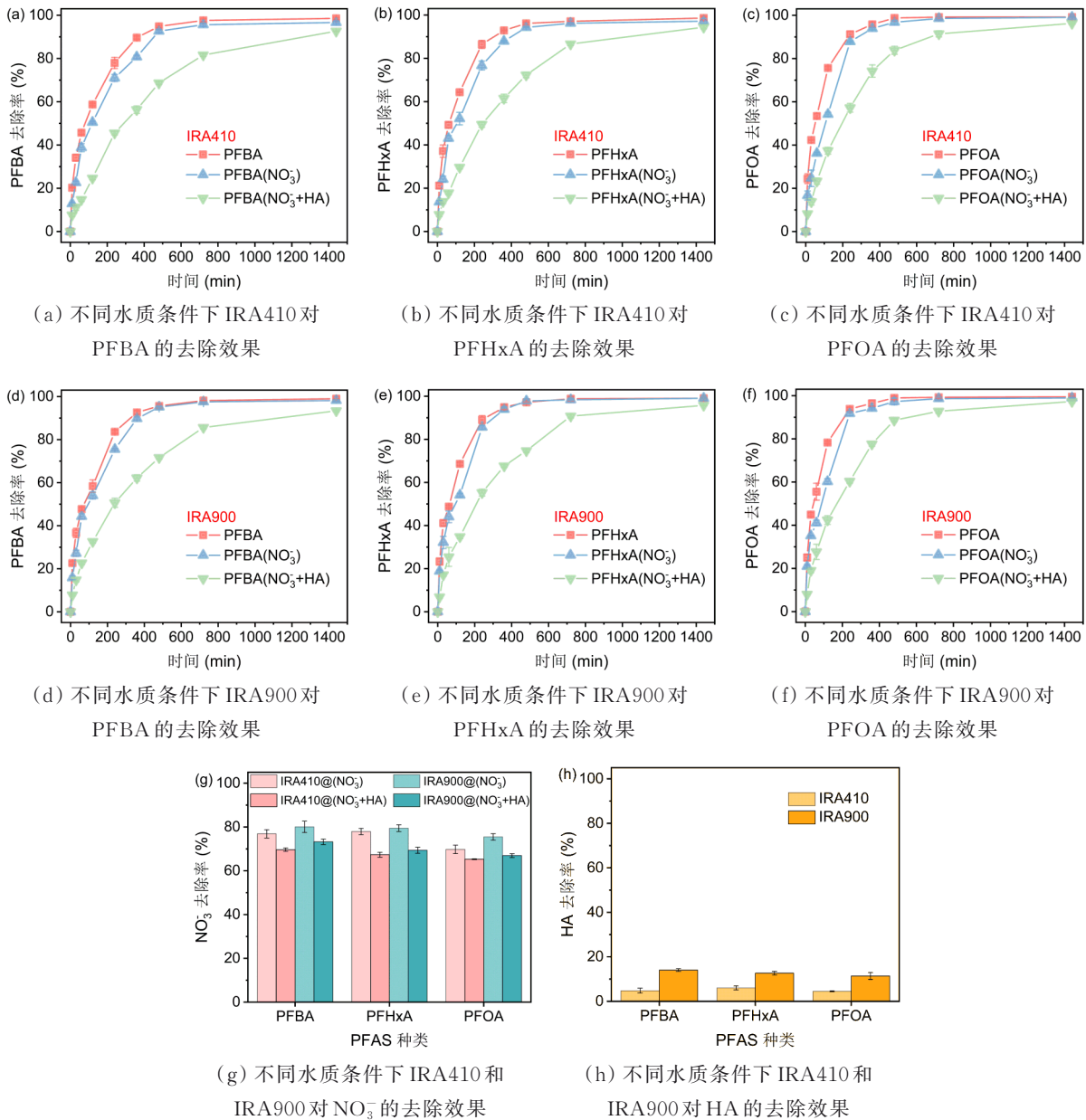


图 6 不同水质条件下 IRA410 和 IRA900 对 PFAS、 NO_3^- 和 HA 的去除效果

Fig.6 Removal Efficiency of IRA410 and IRA900 for PFAS, NO_3^- , and HA under Different Water Quality Conditions

为 65.3%~80.1% (图 6(g))。这表明 PFAS 与 NO_3^- 可同时被树脂吸附,但树脂对 PFAS 具有更高的亲和力和选择性,从而在竞争吸附条件下优先实现 PFAS 的高效去除。

在 NO_3^- 和腐殖酸(HA)共存条件下,PFAS 的去除率和吸附速率进一步下降(降幅 2%~7%)。表明 HA 对 PFAS 吸附具有更显著的抑制作用。HA 是一种大分子天然有机物,富含羧基和酚羟基等负电性官能团^[42]。尽管树脂对 HA 的直接去除率较低(约 4.5%~14.1%,图 6(h))。但 HA 仍通过静电竞争、覆盖表面引起静电排斥和阻碍孔道传质等方式显著影响 PFAS 吸附^[43-44]。HA 对不同 PFAS 的影响差异较大。短链 PFAS(如 PFBA)的去除率下降较为显著,PFBA 在 IRA410 上的去除率由

98.5% 降至 92.6%,在 IRA900 上由 98.9% 降至 93.4%。相比之下,长链 PFAS(如 PFOA)受 HA 影响较小,去除率分别由 99.2% 降至 96.3% (IRA410)和由 99.5% 降至 97.3% (IRA900)。该差异可能与长链 PFAS 更强的疏水相互作用有关,使其更易在树脂表面富集,从而减弱 HA 的干扰。短链 PFAS 对疏水作用依赖较低,因此更容易受到 HA 的影响,表现出更显著的去除率下降。

2.4 树脂梯级再生

鉴于树脂对 HA 的吸附效率较低(4.5%~14.1%),而对 NO_3^- 的吸附效率较高(65.3%~80.1%),再生过程中主要考虑硝酸根的影响。

2.4.1 树脂第 1 步再生

第 1 步再生采用不同浓度(5%、10% 和 20%)

的 NaCl 溶液对 IRA410 与 IRA900 进行再生,比较了 NO_3^- 与 PFAS 的再生行为(图 7)。结果表明,在不同 NaCl 浓度下,硝酸根几乎完全洗脱,再生率达

到 99%~100%。这表明 NO_3^- 主要通过静电作用与树脂发生可逆离子交换,在高浓度氯离子存在下易被置换^[45]。

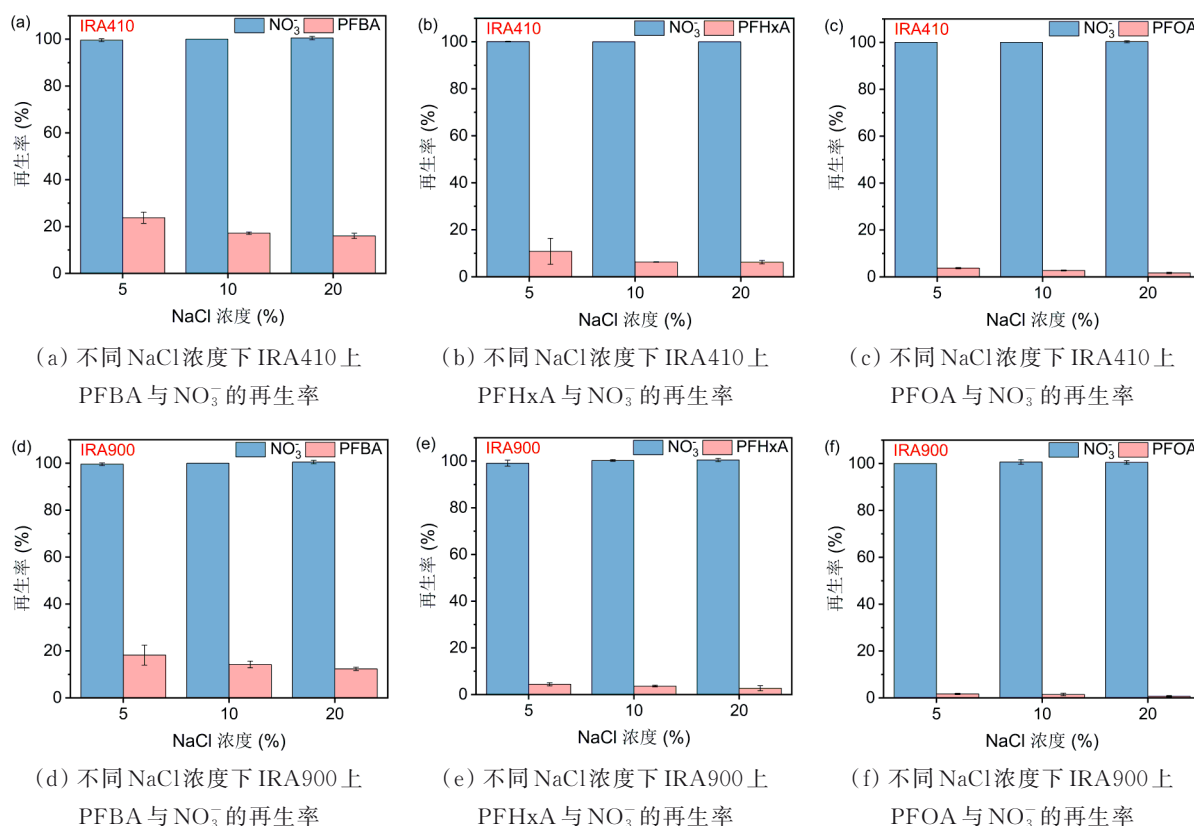


图 7 不同 NaCl 浓度(5%、10% 和 20%)条件下 IRA410 与 IRA900 上 PFAS 与 NO_3^- 的再生率

Fig.7 Regeneration rates of PFAS and NO_3^- on IRA410 and IRA900 under different NaCl concentrations (5%, 10%, and 20%)

相比之下,PFAS 的再生率均明显低于 NO_3^- 。在 IRA410 上,PFBA(图 7(a))、PFHxA(图 7(b))和 PFOA(图 7(c))的再生率分别为 16.0%~23.7%、6.2%~10.8% 和 1.6%~3.2%;而在 IRA900 上,再生率进一步降低至 12.4%~18.2%(图 7(d))、2.7%~4.4%(图 7(e))和 0.7%~1.7%(图 7(f)),几乎无法被洗脱。这主要归因于 PFAS 通过疏水作用和范德华力等与树脂发生强相互作用,使其在高盐条件下仍保持稳定吸附^[46]。Zaggia 等^[47]发现,采用 5% NaCl 溶液再生树脂 A600E、A520E 和 A532E 树脂时,PFBA、PFOA、PFOS 和 PFBS 均无法被有效洗脱。此外,随着 NaCl 溶液浓度升高,PFAS 的再生率呈下降趋势,可能与高盐条件下 PFAS 在水相中溶解度的降低有关。已有研究表明,PFAS 在高盐溶液中存在明显的盐析效应。随着 NaCl 浓度增加,PFAS 更易向固相及水/空气界面富集,离子强度升高可使其吸附系数增加 1~25 倍^[48]。溶解度降低将促使 PFAS 由水相向固相转移,从而增强其在树脂上的疏水保留并抑制解吸^[49]。因此,仅提高 NaCl 溶液浓度不仅无法促进 PFAS 的再生,反而可

能抑制其解吸。

2.4.2 树脂第 2 步再生

为进一步实现 PFAS 的高效解吸,第 2 步再生采用 1% NaCl 溶液,并在 60~90 °C 条件下进行再生。结果如图 8 所示,在 IRA410 上,PFOA、PFHxA 和 PFBA 的再生率分别为 71.0%~85.0%、83.1%~90.9% 和 91.7%~95.7%(图 8(a))。而 IRA900 再生率较低,尤其是长链 PFOA,再生率仅为 32.1%~38.7%,而 PFHxA 和 PFBA 分别为 79.6%~86.8% 和 85.1%~91.8%(图 8(b))。IRA900 的再生率整体低于 IRA410,这与其对 PFAS 具有更强的吸附亲和力或更稳定的结合方式相一致。随着温度从 60 °C 升高至 90 °C,再生率普遍上升,表明温度在热再生过程中起到显著的促进作用。这可能是由于温度升高增强了 PFAS 分子的热运动,促进其从树脂表面及孔隙内部向水相扩散^[50-51]。Wang 等^[52]研究发现,92 °C 条件下利用 0.5% NaCl 溶液进行再生,IRA400 对 GenX 的再生率可达 100%。

此外,PFAS 的链长对再生效率影响显著。长

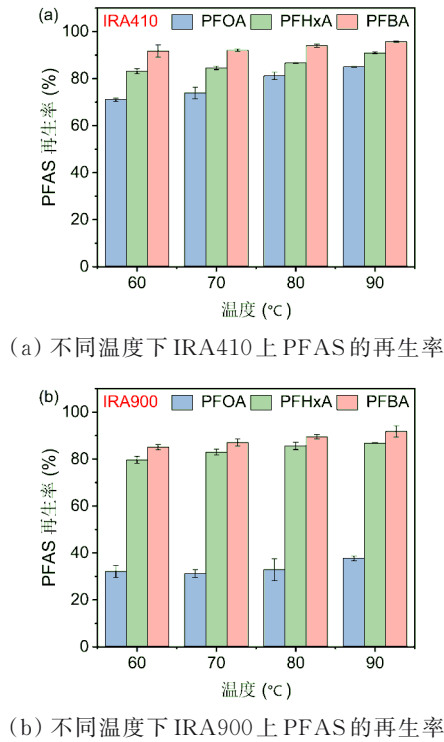


图8 不同温度条件下IRA410与IRA900上PFAS的再生率

Fig.8 Regeneration Rates of PFAS on IRA410 and IRA900 under Different Temperature Conditions

链PFOA再生率低于短链PFHxA和PFBA。这表明随着链长度增加,疏水作用逐渐增强,PFAS的吸附机制由以离子交换为主转变为疏水作用和分子间作用力主导,从而显著增加了解吸难度^[34, 46]。

相比传统“盐溶液+有机溶剂”再生方式,该再生策略减少了有机溶剂的使用。高浓度MeOH的存在会显著抑制PFAS的降解过程,因为其大量消耗体系中的水合电子,从而降低了有效还原性物种的利用率^[53-54]。因此,减少有机溶剂的使用有助于维持后续PFAS的高效降解。

2.5 紫外/亚硫酸盐降解解吸液中的PFAS

为评估梯级再生后解吸液中PFAS降解的可行性,根据前述吸附性能与再生行为筛选了树脂类型。结果表明,IRA410更适合处理PFOA,而IRA900在PFHxA和PFBA的处理上表现更优。因此,IRA410用于处理含NO₃⁻和HA的PFOA溶液,IRA900用于处理含共存化合物的PFHxA和PFBA溶液,梯级再生后收集相应解吸液,用于后续降解研究。降解结果如图9所示。

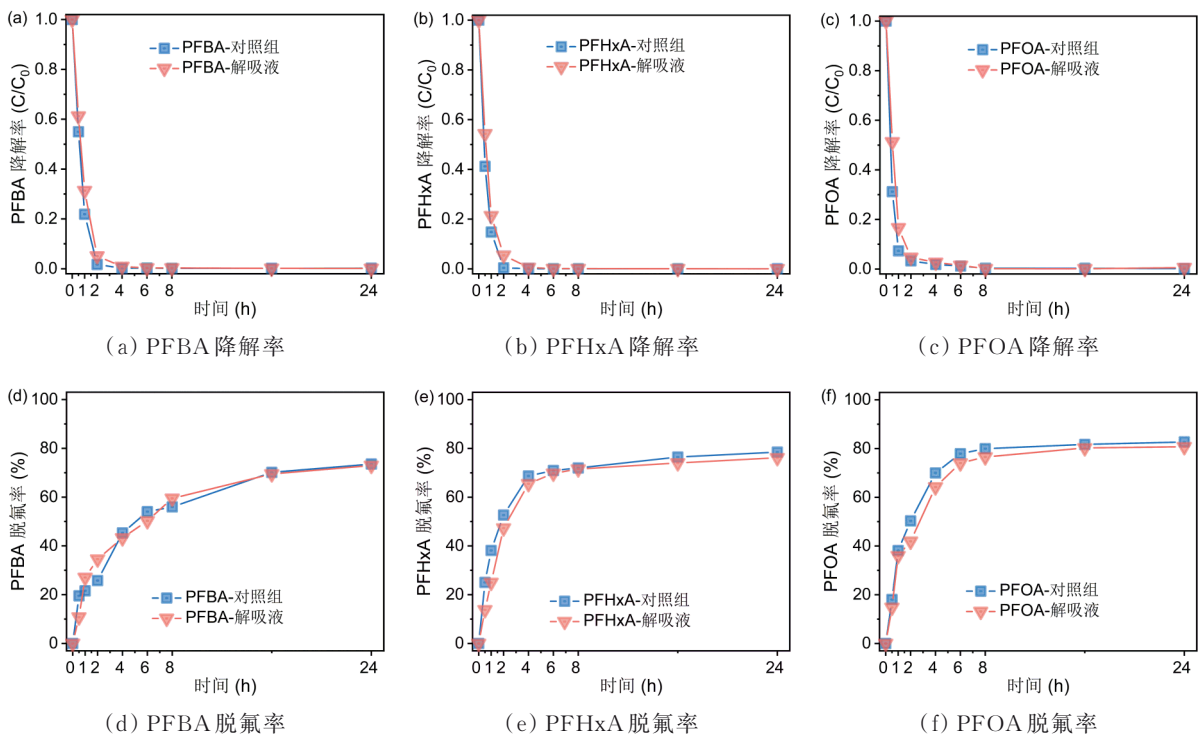


图9 解吸液中PFAS的降解与脱氟

Fig.9 Degradation and defluorination of PFAS in desorption solution

结果表明,紫外/亚硫酸盐体系能有效降解解吸液中的PFAS。如图9(a)~(c)所示,降解24h后,PFAS的降解率均超过99%。在紫外/亚硫酸盐体系中,亚硫酸盐(SO₃²⁻)在紫外光(254 nm)照射下

发生光解反应,生成具有强还原能力的水合电子(e_{aq}⁻)等活性物质,e_{aq}⁻具有较低的还原电位(-2.9 V),被认为是破坏PFAS分子中C-F键的主要活性物种^[55]。PFAS在该体系中的降解通常经历“脱

羧-自由基生成-链式断裂-逐级链缩短”的过程。以 PFOA 为例,首先在 e_{aq}^- 作用下发生脱羧反应,生成全氟烷基自由基 ($C_nF_{2n+1}\cdot$),随后自由基通过 H/F 交换反应将 $-CF_2-$ 结构转化为 $-CFH-$,并伴随 C-C 键断裂,形成链长逐渐缩短的全氟羧酸中间产物,在持续还原条件下,短链中间产物进一步发生脱氟反应,最终生成 F^- 、 CO_2 及小分子含氟有机物^[56-57]。与对照组相比,解吸液中 PFAS 的脱氟率略有降低,但降幅均小于 3%。解吸液中 PFBA(图 9(d))、PFHxA(图 9(e))和 PFOA(图 9(f))的最终脱氟率分别为 73.0%、76.2% 和 80.7%。上述结果表明,梯级再生过程中引入的 1% NaCl 溶液以及可能残留的少量共存化合物并未对 PFAS 的降解与脱氟过程产生显著抑制作用。此外,已有研究进一步证实了氯离子对紫外/亚硫酸盐体系处理 PFAS 的耐受性。Ren 等^[58]研究发现,在 50~150 mmol/L 氯化物存在下,紫外/亚硫酸盐体系降解 PFOA 的脱氟率在 24 h 内均可达到 90%,即使在高盐度(0.855 mol/L 和 1.709 mol/L)条件下,脱氟率仍分别为 90% 和 92%。该结果进一步表明,即使在高盐背景下,PFAS 盐水溶液仍可直接采用紫外/亚硫酸盐工艺实现高效处理。

3 结论

构建并验证了一种吸附/梯级再生与紫外/亚硫酸盐还原降解的组合工艺,为实现 PFAS 的富集和降解提供了一种可行的技术路径。

1) 强碱性树脂 IRA410 与 IRA900 对不同链长 PFAS 表现出优异吸附性能,吸附行为受静电交换与疏水作用共同控制,其中疏水相互作用主导链长依赖效应。天然有机物(例如 HA)对吸附过程存在显著竞争与抑制作用,表明复杂水质条件下共存物质对 PFAS 去除具有重要影响。

2) 树脂基体的疏水结构显著影响再生效率。提出的两步梯级再生策略可实现共存 NO_3^- 与 PFAS 的选择性分离与高效解吸,提高了树脂的可循环利用性能,降低了再生过程对有机溶剂的依赖。

3) 紫外/亚硫酸盐体系可在高盐背景条件下实现 PFAS 的高效降解与显著脱氟,表现出良好的矿化潜力,证明其适用于再生解吸液的直接处理。

4) 吸附-梯级再生与紫外/亚硫酸盐组合工艺实现了 PFAS 的富集-分离-降解协同控制,兼具高效性、可持续性与环境友好性,为复杂水质条件下 PFAS 污染的工程化治理提供了具有应用前景的技术路径。

吸附-梯级再生与紫外/亚硫酸盐体系组合不仅实现了 PFAS 的高效去除和降解,还有效降低了再生废液中有机溶剂的引入风险。

参考文献

- [1] Wang Z Y, DeWitt J C, Higgins C P, et al. A never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(5): 2508-2518.
- [2] Evich M G, Davis M J B, McCord J P, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment[J]. *Science*, 2022, 375(6580): eabg9065.
- [3] Giesy J P, Kannan K. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(7): 1339-1342.
- [4] Podder A, Sadmani A H M A, Reinhart D, et al. Per and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) as a contaminant of emerging concern in surface water: a transboundary review of their occurrences and toxicity effects[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 419: 126361.
- [5] U. S. Environmental Protection Agency. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) [EB/OL]. (2025-12-04) [2026-04-01]. <https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>.
- [6] European Parliament and of the Council of the European Union. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) [EB/OL]. *Official Journal of the European Union*, 2020, L 435: 1-62. [2026-04-01]. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj/eng>.
- [7] Lenka S P, Kah M, Padhye L P. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2021, 199: 117187.
- [8] Ackerman Grunfeld D, Gilbert D, Hou J, et al. Underestimated burden of per- and polyfluoroalkyl substances in global surface waters and groundwaters[J]. *Nature Geoscience*, 2024, 17(4): 340-346.
- [9] Zeidabadi F A, Esfahani E B, Mohseni M. Effects of water matrix on per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) treatment: physical-separation and degradation processes: a review[J]. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2023, 10: 100322.
- [10] Boyer T H, Fang Y D, Ellis A, et al. Anion exchange resin removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from impacted water: a critical review[J]. *Water Research*, 2021, 200: 117244.
- [11] Björklund S, Weidemann E, Jansson S. Emission of per- and polyfluoroalkyl substances from a waste-to-

- energy plant: occurrence in ashes, treated process water, and first observation in flue gas[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(27): 10089-10095.
- [12] Capozzi S L, Leang A L, Rodenburg L A, et al. PFAS in municipal landfill leachate: occurrence, transformation, and sources[J]. *Chemosphere*, 2023, 334: 138924.
- [13] Vakili M, Cagnetta G, Deng S B, et al. Regeneration of exhausted adsorbents after PFAS adsorption: a critical review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 471: 134429.
- [14] Modiri M, Sasi P C, Thompson K A, et al. State of the science and regulatory acceptability for PFAS residual management options: PFAS disposal or destruction options[J]. *Chemosphere*, 2024, 368: 143726.
- [15] Fennell B D, Mezyk S P, McKay G. Critical review of UV-advanced reduction processes for the treatment of chemical contaminants in water[J]. *ACS Environmental Au*, 2022, 2(3): 178-205.
- [16] Song Z, Tang H Q, Wang N, et al. Reductive defluorination of perfluorooctanoic acid by hydrated electrons in a sulfite-mediated UV photochemical system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 262: 332-338.
- [17] Zhao Y M, Zhang C J, Chu L Q, et al. Hydrated electron based photochemical processes for water treatment[J]. *Water Research*, 2022, 225: 119212.
- [18] Kovacs J, Higgins R, Ionesco N, et al. Environmental impact of PFAS incineration[J]. *Waste Management Bulletin*, 2025, 3(3): 100202.
- [19] Trzcinski A P, Harada K H. Comparison of perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorobutane sulfonate (PFBS) removal in a combined adsorption and electrochemical oxidation process [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 927: 172184.
- [20] Banayan Esfahani E, Dixit F, Asadi Zeidabadi F, et al. Ion exchange and advanced oxidation/reduction processes for per- and polyfluoroalkyl substances treatment: a mini-review[J]. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2023, 42: 100953.
- [21] Mirzaei M, Asgarpour Khansary M, Mohseni M. Degradation of PFOS in concentrated saline waste streams using UV/Sulfite process: critical impact of aggregation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 496: 139477.
- [22] Godiya C B, Ren Z F, Minofar B, et al. Cyclic sorption/regeneration of ion exchange resins and UV/sulfite treatment for complete perfluorooctane sulfonate removal [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, 522: 167008.
- [23] Liu B C, Chen J C, You Y Y, et al. Cyclic removal and destruction of per- and polyfluoroalkyl substances from water using ion exchange, resin regeneration, and UV/sulfite reduction[J]. *Water Research*, 2025, 272: 122915.
- [24] Ren Z F, Zhang R C, Xu X, et al. Sorption/desorption and degradation of long- and short-chain PFAS by anion exchange resin and UV/sulfite system[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 361: 124847.
- [25] Van de Steene E, De Clercq J, Thybaut J W. Ion-exchange resin catalyzed transesterification of ethyl acetate with methanol: gel versus macroporous resins[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 242: 170-179.
- [26] Rakotondravao H M, Ishizuka N, Sakakibara K, et al. Characterization of a macroporous epoxy-polymer based resin for the ion-exchange chromatography of therapeutic proteins[J]. *Journal of Chromatography A*, 2021, 1656: 462503.
- [27] Luo Y H, Jiang X Z, Zhu J X, et al. Highly selective and ultimate removal of typical PFAS from drinking water using anion exchange resins with long alkyl chains [J]. *Water Research*, 2026, 292: 125324.
- [28] Jiang X Z, Luo Y H, Mu S, et al. Structure-selectivity relationship of anion exchange resins with different quaternary amine functional groups for highly selective removal of PFAS from chromium-plating wastewater[J]. *Water Research*, 2025, 268: 122749.
- [29] Du Z W, Deng S B, Bei Y, et al. Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents: a review[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 274: 443-454.
- [30] Zagorodni A A. Ion exchange materials: properties and applications[M]. Elsevier, 2006.
- [31] Miyazaki Y, Nakai M. Protonation and ion exchange equilibria of weak base anion-exchange resins[J]. *Talanta*, 2011, 85(4): 1798-1804.
- [32] Leung S C E, Wanninayake D, Chen D C, et al. Physicochemical properties and interactions of perfluoroalkyl substances (PFAS): challenges and opportunities in sensing and remediation[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 905: 166764.
- [33] Lei X B, Lian Q Y, Zhang X, et al. A review of PFAS adsorption from aqueous solutions: current approaches, engineering applications, challenges, and opportunities [J]. *Environmental Pollution*, 2023, 321: 121138.
- [34] Zhang M R, Yazaydin A O. The effect of perfluoroalkyl chain length and the type of acid group on PFAS adsorption from water[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 499: 155851.
- [35] Mohona T M, Ye Z J, Dai N, et al. Adsorption behavior of long-chain perfluoroalkyl substances on hydrophobic surface: a combined molecular characterization and simulation study[J]. *Water Research*, 2023, 239: 120074.
- [36] Helfferich F G. Ion exchange[M]. Courier Corporation, 1995.

- [37] Yu Q, Zhang R Q, Deng S B, et al. Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: Kinetic and isotherm study [J]. *Water Research*, 2009, 43(4): 1150-1158.
- [38] Gagliano E, Sgroi M, Falciglia P P, et al. Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration [J]. *Water Research*, 2020, 171: 115381.
- [39] Woke J C, Maroli A S, Zhang Y, et al. Impact of coexisting nitrate and sulfate ions on per- and polyfluoroalkyl substances removal by anion exchange resins[J]. *Chemical Engineering Science*, 2025, 318: 122126.
- [40] Ahmer M F, Uddin M K. Structure properties and industrial applications of anion exchange resins for the removal of electroactive nitrate ions from contaminated water[J]. *RSC Advances*, 2024, 14(45): 33629-33648.
- [41] Gao Y X, Deng S B, Du Z W, et al. Adsorptive removal of emerging polyfluoroalkyl substances F-53B and PFOS by anion-exchange resin: a comparative study [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 323: 550-557.
- [42] de Melo B A G, Motta F L, Santana M H A. Humic acids: structural properties and multiple functionalities for novel technological developments[J]. *Materials Science and Engineering: C*, 2016, 62: 967-974.
- [43] Maimaiti A, Deng S B, Meng P P, et al. Competitive adsorption of perfluoroalkyl substances on anion exchange resins in simulated AFFF-impacted groundwater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 348: 494-502.
- [44] Dixit F, Barbeau B, Mostafavi S G, et al. Removal of legacy PFAS and other fluorotelomers: optimized regeneration strategies in DOM-rich waters [J]. *Water Research*, 2020, 183: 116098.
- [45] Bae B U, Jung Y H, Han W W, et al. Improved brine recycling during nitrate removal using ion exchange[J]. *Water Research*, 2002, 36(13): 3330-3340.
- [46] Liu Y L, Sun M. Ion exchange removal and resin regeneration to treat per- and polyfluoroalkyl ether acids and other emerging PFAS in drinking water[J]. *Water Research*, 2021, 207: 117781.
- [47] Zaggia A, Conte L, Falletti L, et al. Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants[J]. *Water Research*, 2016, 91: 137-146.
- [48] Hort H M, Robinson C E, Sawyer A H, et al. Conceptualizing controlling factors for PFAS salting out in groundwater discharge zones along sandy beaches[J]. *Groundwater*, 2024, 62(6): 860-875.
- [49] Al-Qaraghuli Y H, Suri R, Fuller M E, et al. From solubility to efficiency: Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) regeneration from anion exchange resins[J]. *Science of the Total Environment*, 2025, 964: 178571.
- [50] Pranić M, Zhou K Y, Biesheuvel P M, et al. Temperature impacts PFAS adsorption on activated carbon[J]. *ACS ES&T Water*, 2025, 5(9): 5233-5242.
- [51] Yin Y Z, Shan Y P, Ma D, et al. Temperature-electrokinetic co-driven perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) adsorption on geo-adsorbents[J]. *Processes*, 2023, 11(6): 1856.
- [52] Wang W, Maimaiti A, Shi H L, et al. Adsorption behavior and mechanism of emerging perfluoro-2-propoxypropanoic acid (GenX) on activated carbons and resins[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 364: 132-138.
- [53] Hickel B, Schmidt K H. Kinetic studies with photogenerated hydrated electrons in aqueous systems containing nitrous oxide, hydrogen peroxide, methanol, or ethanol[J]. *The Journal of Physical Chemistry*, 1970, 74(12): 2470-2474.
- [54] Bolton G L, Robinson M G, Freeman G R. Reaction rates of electrons in liquid methanol and ethanol: effects of pressure[J]. *Canadian Journal of Chemistry*, 1976, 54(8): 1177-1188.
- [55] Wu S H, Shen L Y, Lin Y, et al. Sulfite-based advanced oxidation and reduction processes for water treatment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 414: 128872.
- [56] Bentel M J, Yu Y C, Xu L H, et al. Defluorination of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) with hydrated electrons: structural dependence and implications to PFAS remediation and management[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(7): 3718-3728.
- [57] Bentel M J, Yu Y C, Xu L H, et al. Degradation of perfluoroalkyl ether carboxylic acids with hydrated electrons: structure-reactivity relationships and environmental implications[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(4): 2489-2499.
- [58] Ren Z F, Bergmann U, Leiviskä T. Reductive degradation of perfluorooctanoic acid in complex water matrices by using the UV/sulfite process[J]. *Water Research*, 2021, 205: 117676.