复合改性半炭化纤维对敌磺钠的吸附

向莘丽[1],郭梦婷[1],周佳[2],邓红艳[1],李文斌[1*],王尹菲[3]
(1. 西华师范大学环境科学与工程学院,四川　南充　637009;2. 中国石油西南油气田公司川西北气矿,四川　江油　621709;3. 新疆大学化学工程学院,新疆　乌鲁木齐　830046)

摘　要:采用十二烷基二甲基甜菜碱(BS)和壳聚糖(CS)对半炭化纤维(SF)进行单一改性,同时以海藻酸钠(SA)对单一改性 SF 进行复合改性,用批处理法研究敌磺钠在单一和复合改性 SF 上吸附的热力学和动力学特征,并分析 pH 值、离子强度和温度对敌磺钠吸附的影响。结果表明:不同改性 SF 对敌磺钠的吸附适用于 Henry 和 Freundlich 模型描述,相同条件下,改性植物 SF 比化学 SF 对敌磺钠吸附能力更强。各改性 SF 对敌磺钠的吸附过程符合准二级动力学模型,且表现为自发、吸热和熵增反应。在 pH 值为 3、离子强度 0.1 mol/L 和 30 ℃时,改性 SF 对敌磺钠的吸附效果最佳。

关键词:半炭化纤维;复合改性;敌磺钠;吸附;水处理
中图分类号:X703;TQ424　　**文献标志码**:B　　**文章编号**:1006-2009(2025)06-0083-05

Adsorption of Fenaminosulf by Composite Modified Semi-carbonized Fiber

XIANG Xinli[1], GUO Mengting[1], ZHOU Jia[2], DENG Hongyan[1], LI Wenbin[1*], WANG Yinfei[3]
(1. *College of Environmental Science and Engineering*, *China West Normal University*, *Nanchong*, *Sichuan* 637009, *China*; 2. *Northwest Sichuan Gas Field*, *Southwest Oil & Gas Field Branch*, *PCL*, *Jiangyou*, *Sichuan* 621709, *China*; 3. *College of Chemical Engineering*, *Xinjiang University*, *Urumchi*, *Xinjiang* 830046, *China*)

Abstract: Semi-carbonized fibers(SF) were single-modified with dodecyl dimethyl betaine(BS) and chitosan(CS), and then the single-modified SF was composite modified with sodium alginate(SA). The thermodynamic and kinetic characteristics of single-modified and composite modified SF adsorption of fenaminosulf were studied by batch processing, and the effects of pH value, ionic strength and temperature on the adsorption were analyzed. The results showed that the adsorption of fenaminosulf by different modified SF was applicable to the Henry and Freundlich models. Under the same conditions, modified plant SF had a stronger adsorption capacity for fenaminosulf then chemical SF. The adsorption process of fenaminosulf by different modified SF conformed to the quasi-second-order kinetic model, and presented a spontaneous, endothermic and entropy-increasing reaction. When the pH value was 3, the ionic strength was 0.1 mol/L and the temperature was 30 ℃, modified SF had the best adsorption effect on fenaminosulf.

Key words: Semi-carbonized fiber; Composite modification; Fenaminosulf; Adsorption; Water treatment

随着农业发展的增速,杀菌剂被广泛应用于降低植物病原体造成的产量损失[1]。杀菌剂污染会影响农作物吸收养分的能力,同时通过食物链进入人体[2-3]。近年来,环境中杀菌剂去除方法主要有生物降解、絮凝、吸附等[4-5]。吸附法因其适应性广、环境友好、操作便捷等优势,被广泛应用于水体中杀菌剂的去除[6-7]。采用水热法制备金属有机框架,约 90%的丙环唑被金属有机框架去除,最大吸附容量为 89.78 mg/g[8]。经过 5 个循环再生的活性炭对杀菌剂的去除率仍保持在 86.3% ~ 96.2%

收稿日期:2024-07-31;**修订日期**:2025-10-21
基金项目:国家自然科学基金资助项目(41271244);四川省科技厅基金资助项目(2018JY0224);西华师范大学科研业务基金资助项目(18B023)
作者简介:向莘丽(2000—),女,四川眉山人,在读研究生,研究方向为环境污染修复。
* **通信作者**:李文斌,副教授 E-mail: lwb062@163.com

之间[9]。当多菌灵的初始质量浓度为 500 mg/L 时，活性炭对其吸附容量最高可达 32.31 mg/g[10]。

纤维因其特殊的性能在污水处理等领域得到了广泛应用[11]。马尾藻衍生纤维素对草甘膦的最大吸附量为 74.68 mg/g[12]。炭化后的纤维比表面积大、吸附能力强，常被作为吸附剂用于废水处理[13-14]。通过改性可以增加炭化纤维表面的官能团和孔隙结构，进而提高吸附效率[15-16]。为了最大限度地提高炭化纤维材料的经济性和吸附效果，研究采用半炭化和复合改性的方式处理纤维，该方法既能降低纤维炭化能耗，又能提高炭纤维对杀菌剂的吸附性能。今以十二烷基二甲基甜菜碱（BS）和壳聚糖（CS）为单一改性剂、海藻酸钠（SA）为复合改性剂，对半炭化纤维（SF）进行改性，分析不同改性 SF 对磺胺类杀菌剂敌磺钠吸附的热力学和动力学特征，并对比环境因素对敌磺钠吸附的影响，以期为炭化纤维材料修复水体杀菌剂污染提供支撑。

1　材料与方法

1.1　主要材料和仪器

PB-10 型 pH 计，Sartorius；KQ5200E 型超声波清洗器，舒美；YCW-130B 型振荡器，捷呈仪器。

BS（纯度为 30%），天津兴光助剂厂；CS（纯度为 90%），上海源叶生物科技有限公司；SA（纯度为 99%），成都科隆化学品有限公司；敌磺钠（纯度为 70%），上海悦联化工郑州农满利商贸有限公司。

分别选择商品木质纤维和聚丙烯腈作为植物和化学纤维，将其在 300 ℃条件下厌氧烧制 2 h，冷却后，研磨过 60 目筛，获得植物 SF（PSF）和化学 SF（CSF）。采用湿法分别制备单一和复合改性 SF[17]。在烧杯中称取一定质量的 SF，将预先准备好的 BS（或 CS）溶液按照固液比为 1∶10 混合到 SF 中，60 ℃水浴条件下持续搅拌 4 h，以 4 800 r/min 转速离心 15 min，弃去上清液后，在 60 ℃下烘干，研磨过 60 目筛得到 BS 和 CS 单一改性 SF（BS-SF 和 CS-SF）。重复上述方法，用 SA 对 BS-SF 和 CS-SF 进行复合修饰，分别得到 SA 复合改性 BS-SF（SA/BS-SF）和 SA 复合改性 CS-SF（SA/CS-SF）。

1.2　试验设计

等温吸附试验：将敌磺钠配制成 0 mg/L、40.0 mg/L、100 mg/L、200 mg/L、300 mg/L、400 mg/L、600 mg/L、800 mg/L 和 1 000 mg/L 的标准系列，设置 3 平行。控制温度为 20 ℃，调节溶液 pH 值为 6，离子强度为 0.1 mol/L。

吸附动力学试验：配制 1 000 mg/L 的敌磺钠，吸附时间分别设为 5 min、10 min、30 min、60 min、120 min、180 min、240 min、300 min、360 min、480 min、600 min 和 720 min，控制温度为 20 ℃，调节溶液 pH 值为 6，离子强度为 0.1 mol/L。

影响因素试验：当控制温度分别为 10 ℃、20 ℃和 30 ℃时，设置 pH 值为 6，离子强度为 0.1 mol/L；当控制 pH 值分别为 3、6 和 9 时，设置温度为 20 ℃，离子强度为 0.1 mol/L；当控制离子强度分别为 0.01 mol/L、0.1 mol/L 和 0.2 mol/L 时，设置 pH 值为 6，温度为 20 ℃。

1.3　试验方法

采用批量平衡法进行敌磺钠的吸附和动力学试验[18]。准确称取各改性材料 0.100 0 g，分别置于 9 支 50 mL 具塞玻璃离心管中，向各离心管中分别加入 20.00 mL 上述敌磺钠标准系列，恒温振荡 12 h，在 4 800 r/min 下离心 15 min，取上清液。采用 UV-1200 型紫外可见分光光度计测定吸光度值，并以差减法计算敌磺钠的平衡吸附量。

1.4　数据处理

采用 Henry 和 Freundlich 模型对敌磺钠吸附等温线进行拟合。采用 Henry 模型中的参数 K（表观吸附常数）计算热力学参数。采用准一级和准二级动力学方程模型模拟敌磺钠的吸附动力学曲线。采用 Curve Expert 1.4 软件以逐步逼近法对吸附等温线进行拟合，用 Origin 2021 软件绘图。

2　结果与讨论

2.1　不同改性 SF 对敌磺钠的等温吸附特征

在温度为 20 ℃、pH 值为 6 和离子强度为 0.1 mol/L 条件下，各改性 SF 对敌磺钠的吸附量均随平衡浓度的升高而增大，呈线性增长趋势。采用 Henry 和 Freundlich 模型对敌磺钠的吸附等温线进行拟合，吸附等温线的模型拟合参数见表 1。由表 1 可知，模型拟合相关性（r 值）均达到极显著水平（$P < 0.01$），说明不同改性 SF 对敌磺钠的吸附适用于 Henry 和 Freundlich 模型描述。相同平衡浓度下，不同改性 PSF 对敌磺钠的吸附能力表现为 SA/CS-SF > SA/BS-SF > CS-SF > BS-SF > SF 的趋势。不同改性 CSF 对敌磺钠的吸附表现为单

一改性>复合改性>未改性。敌磺钠吸附 K 值(分配系数)为 166.46 ~ 318.30,不同改性 SF 的 K 值相比 SF 增加了 21.08% ~ 66.57%。相同条件下,改性 PSF 对敌磺钠的吸附能力相比改性 CSF 更高。表明单一和复合改性均提高了 SF 对敌磺钠的吸附能力,这与以往的研究结果一致[18]。由于植物纤维相比化学纤维疏松程度更高,比表面积更大,故改性 PSF 对敌磺钠的吸附能力更强。复合改性后 CSF 对敌磺钠的吸附量相比单一改性低,主要是由于 CSF 表面空隙少,吸附剂对于 CSF 表面的覆盖能力较强,故 SA 的复合改性减少了材料表面的吸附点位。吸附容量参数(k)与 K 呈现相同的趋势,吸附亲合力参数(n)均>1,表现为优惠吸附,说明随着敌磺钠浓度的增加,吸附量的增加速率加快。

2.2　不同改性 SF 吸附敌磺钠的动力学特征

在敌磺钠吸附初期,不同改性 SF 对敌磺钠的吸附量急速增加。随着反应时间的增加,吸附速率逐渐降低,在 200 min 时达到吸附平衡。采用准一级和准二级动力学方程模型模拟了不同改性 SF 对敌磺钠的吸附过程,吸附动力学曲线的拟合参数见表 2。由表 2 可知,准二级吸附动力学方程的 R^2 值高于准一级吸附动力学方程的 R^2 值。准二级动力学方程模型能更准确地描述供试材料对敌磺钠的吸附,说明不同改性 SF 对敌磺钠的吸附主要为化学吸附。

表 1　吸附等温线的模型拟合参数

Table 1　Fitting parameters of the adsorption isotherms models

供试材料	Henry 模型			Freundlich 模型			
	K	S	r	k	n	S	r
CSF	166.46	4.36	0.993 9①	162.12	0.95	7.08	0.987 1①
BS-CSF	286.18	15.47	0.974 3①	308.07	1.44	3.51	0.997 5①
CS-CSF	318.30	20.26	0.964 7①	338.10	1.49	8.71	0.986 5①
SA/BS-CSF	260.04	8.02	0.991 5①	271.78	1.19	6.07	0.992 0①
SA/CS-CSF	231.61	7.11	0.991 6①	233.37	1.02	9.85	0.979 7①
PSF	210.91	6.98	0.990 2①	223.21	1.17	6.62	0.988 7①
BS-PSF	329.10	10.47	0.991 0①	335.15	1.15	8.26	0.988 9①
CS-PSF	345.79	9.46	0.993 3①	349.93	1.13	7.47	0.995 1①
SA/BS-PSF	404.46	15.02	0.987 2①	405.44	1.25	7.66	0.993 1①
SA/CS-PSF	497.91	17.52	0.989 0①	484.84	1.25	10.44	0.992 2①

①在 P<0.01 水平上相关显著。

表 2　吸附动力学曲线的拟合参数

Table 2　Fitting parameters of the adsorption kinetic curves

供试材料	准一级动力学方程			准二级动力学方程		
	q_e/(mmol·kg^{-1})	k_1/min^{-1}	R^2	q_e/(mmol·kg^{-1})	k_2/[mmol·(g·min)$^{-1}$]	R^2
CSF	347.21	0.026 9	0.985 3	378.65	0.100 7	0.987 3
BS-CSF	420.29	0.036 7	0.975 8	451.22	0.119 7	0.992 8
CS-CSF	459.95	0.039 4	0.979 3	492.37	0.118 2	0.991 7
SA/BS-CSF	431.29	0.026 1	0.976 8	470.25	0.079 8	0.989 4
SA/CS-CSF	424.19	0.034 4	0.970 8	456.49	0.110 9	0.991 1
PSF	385.65	0.031 4	0.973 8	416.46	0.110 7	0.987 1
BS-PSF	479.58	0.031 0	0.974 2	517.51	0.088 4	0.974 2
CS-PSF	486.41	0.036 5	0.979 4	521.84	0.103 4	0.986 6
SA/BS-PSF	496.18	0.035 5	0.982 5	533.92	0.096 4	0.988 0
SA/CS-PSF	532.97	0.041 9	0.983 1	569.43	0.108 4	0.989 6

2.3　温度对改性 SF 吸附敌磺钠的影响

在 10 ℃ ~ 30 ℃ 范围内,不同改性 SF 对敌磺钠的吸附量均随着温度的升高而增加,呈增温正效应。随着温度的升高,改性 CSF 和 PSF 对敌磺钠的吸附量分别增加 8.83% ~ 35.71% 和 6.98% ~ 24.73%。主要是由于温度升高,导致溶液中敌磺

钠分子扩散速率增大,敌磺钠与改性 SF 表面的接触率增加,促进敌磺钠的吸附量增加。同时,温度的升高有利于化学反应的进行,促进了敌磺钠与改性 SF 表面的离子交换反应[16]。

不同改性 SF 对敌磺钠的吸附热力学参数见表 3。由表 3 可知,敌磺钠吸附自由能 $\Delta G<0$,表明改性 SF 对敌磺钠的吸附过程是自发的。在相同条件下,30 ℃时的 ΔG 低于 10 ℃,表明 30 ℃时改性 SF 吸附敌磺钠的过程自发性更强。不同改性 SF 对敌磺钠的吸附焓变 $\Delta H>0$,表明敌磺钠吸附过程为吸热反应。不同改性 SF 对敌磺钠的吸附熵值 ΔS 均 >0,表明吸附过程是一个熵增反应,主要是由于改性后的 SF 对敌磺钠吸附同时受 SF 和改性剂的影响,导致系统的混乱度上升[19]。

表 3　不同改性 SF 对敌磺钠吸附的热力学参数

Table 3　Thermodynamic parameters of fenaminosulf adsorption by different modified SF

供试材料	$\Delta G/(\mathrm{kJ\cdot mol^{-1}})$		$\Delta H/$	$\Delta S/$
	10 ℃	30 ℃	$(\mathrm{kJ\cdot mol^{-1}})$	$[\mathrm{J\cdot(mol\cdot K)^{-1}}]$
CSF	-10.81	-12.13	7.89	66.03
BS-CSF	-11.25	-12.25	3.01	50.35
CS-CSF	-11.25	-12.43	5.46	59.02
SA/BS-CSF	-11.55	-12.58	3.12	51.81
SA/CS-CSF	-11.57	-12.56	2.41	49.37
PSF	-11.27	-12.59	7.48	66.22
BS-PSF	-11.80	-13.19	7.81	69.28
CS-PSF	-12.49	-13.59	3.02	54.78
SA/BS-PSF	-11.43	-13.01	10.90	78.85
SA/CS-PSF	-11.94	-13.30	7.23	67.71

2.4　pH 值和离子强度对改性 SF 吸附敌磺钠的影响

在 pH 值为 3 ~ 9 的范围内,不同改性 SF 对敌磺钠的吸附量随 pH 值的升高而降低,呈负相关关系。当 pH 值从 3 增加到 9 时,敌磺钠的吸附量降低了 30% ~ 50%,且 PSF 的吸附量降幅更大。以上结果主要是由于当 pH 值较低时,敌磺钠可以通过阳离子交换和疏水键的方式与改性 SF 结合。随着 pH 值的升高,敌磺钠分子中负电荷的比例增加,羟基的亲水性阻碍了改性 SF 对敌磺钠疏水分子的吸附,吸附量逐渐下降。同时,改性 SF 表面改性剂分子亲水端朝外的电荷受到 pH 值升高的影响,导致改性 SF 对敌磺钠的吸附能力减弱[6]。

离子强度在 0.01 mol/L ~ 0.2 mol/L 范围内,各改性 SF 对敌磺钠的吸附量随着离子强度的增加呈现先增后减的趋势。当离子强度从 0.01 mol/L 增加到 0.1 mol/L 时,各改性 CSF 对敌磺钠的吸附量增加了 10.04% ~ 20.16%,改性 PSF 的吸附量增加了 5.46% ~ 21.25%。当离子强度从 0.1 mol/L 增加到 0.2 mol/L 时,各改性 SF 对敌磺钠的吸附量降幅为 2.83% ~ 24.84%。以上结果主要是由于离子强度较低时,溶液中电解质含量较低。随着离子强度的增加,溶液中 Na^+ 逐渐增加,增强了改性 SF 对敌磺钠的静电吸附,促使敌磺钠吸附能力增大;当离子浓度 > 0.1 mol/L 时,溶液中的 NaCl 浓度太高,占据了改性 SF 表面的吸附位点,导致改性 SF 对敌磺钠的吸附量降低[18]。

2.5　循环吸附试验

为了探索改性 SF 的实际应用效果,在敌磺钠吸附试验结束后,用 5% 的硝酸和乙醇对改性 SF 进行了再生。结果表明,第 1 次再生后,改性 SF 的质量损失均达到 9% 左右。随着再生时间的延长,改性 SF 的质量损失率逐渐降低,第 3 次再生损失率约为 6.0%。经过 1 次再生后,改性 SF 对敌磺钠的吸附量仍可达到原材料的 70% 左右。随着再生次数的增加,敌磺钠的吸附量均呈下降趋势,且改性 CSF 的降低幅度相比改性 PSF 更大。因此,改性 PSF 是一种良好的循环吸附材料,经过 3 次再生后吸附效果仍可达到原材料的 50% 左右,证明其具有一定的经济性。

3　结语

单一和复合改性均提高了 CSF 和 PSF 对敌磺钠的吸附能力,且改性 PSF 对敌磺钠的吸附能力高于改性 CSF。不同改性 SF 对敌磺钠的吸附以化学吸附为主,且吸附过程是一个自发、吸热和熵增的反应。在 pH 值为 3、30 ℃ 和离子强度为 0.1 mol/L 时,改性 SF 对敌磺钠的吸附量最高。在实际应用过程中,PSF 来源广泛、生态性好、吸附效果强,在污染修复领域具有较高的应用价值。

［参考文献］

[1]　周肖,陈昊,时映,等. 膨润土改性及其在缓释农药载体上的应用研究与展望[J]. 植物医学,2023,2(3):31-40.

[2]　JIANG M,GAO H,LIU X,et al. Detection of pesticide residues in vegetables sold in Changchun City,China[J]. Journal of Food Protection,2021,84(3):481-489.

[3]　WEI W,LAU W B,CHEN Y,et al. Severe lactic acidosis and acute hepatic and renal insufficiency due to fenaminosulf poisoning

[J]. Clinical Toxicology, 2014, 52(4): 446-447.

[4] 衷从强, 梁林玥, 韩卫清, 等. 电催化氧化处理三唑类杀菌剂模拟废水[J]. 环境工程学报, 2016, 10(2): 755-760.

[5] 葛梦圆, 刘真真, 狄伟轩, 等. 三维 Al-TCPP MOF 纳米片对 16 种三唑类杀菌剂的吸附去除研究[J]. 农药学学报, 2024, 26(2): 380-389.

[6] DENG H Y, MA X Y, WANG Y F, et al. Preparation of multi-modified/carbonized/gelatinized starch and its de-risking effect on Cd(Ⅱ) and hymexazol in wastewater[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2024, 278: 134768.

[7] SHADMEHR J, SEDAGHATI F, ZEINALI S. Efficient elimination of propiconazole fungicide from aqueous environments by nanoporous MIL-101(Cr): process optimization and assessment[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2021, 18(10): 2937.

[8] 陈慧萍, 许春丽, 上官文杰, 等. 金属有机骨架材料用于农药吸附和负载的最新研究进展[J]. 现代农药, 2024, 23(3): 23-32.

[9] ZHEN X T, YU Y L, SHI M Z, et al. Activated carbon derived from hawthorn kernel waste for rapid adsorption of fungicides[J]. Surfaces and Interfaces, 2022, 28: 101700.

[10] LI G, LI J, TAN W, et al. Effectiveness and mechanisms of the adsorption of carbendazim from wastewater onto commercial activated carbon[J]. Chemosphere, 2022, 304: 135231.

[11] LI K, NI X, WU Q, et al. Carbon-based fibers: fabrication, characterization and application[J]. Advanced Fiber Materials, 2022, 4(4): 631-682.

[12] ELIZALDE-MATA A, TREJO-CABALLERO M E, YÁNEZ-JIMÉNEZ F, et al. Assessment of *Caribbean sargassum* species for nanocellulose foams production: An effective and environmentally friendly material to water-emerging pollutants removal[J]. Separation and Purification Technology, 2024, 341: 126627.

[13] 周剑, 刘勇琼, 廖英强. 炭纤维应用的研究进展[J]. 炭素技术, 2018, 37(2): 8-12.

[14] VUKČEVIĆ M M, KALIJADIS A M, VASILJEVIĆ T M, et al. Production of activated carbon derived from waste hemp(*Cannabis sativa*) fibers and its performance in pesticide adsorption[J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2015, 214: 156-165.

[15] 张雪平, 俞杰, 李永国, 等. 活性炭纤维疏水改性对其吸附性能影响的研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(S1): 329-332.

[16] 张淑娟, 顾鹏, 张鹏, 等. 表面改性碳纤维对肼类废水吸附研究[J]. 应用化工, 2016, 45(S2): 294-297.

[17] 王尹菲, 邓红艳, 李文斌, 等. 入侵植物凋落物浸提液对紫色土吸附金霉素的影响[J]. 环境监测与管理技术, 2023, 35(1): 55-58.

[18] DENG H Y, SONG Y T, LI W B, et al. Performance and economy of antibiotic adsorption by the composite of plant decomposed liquid, chemical modifier, and clay[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2024, 192: 1408-1419.

[19] 许京倩, 宋点雨, 李文斌, 等. 有机-无机酸复合改性生物炭对 3 种抗生素的吸附[J]. 环境监测与管理技术, 2024, 36(5): 79-82.

本栏目编辑　吴珊

(上接第 76 页)

[15] ZHEN Z, HU D L, REN W C, et al. Effect of humic substances on phosphorus removal by struvite precipitation[J]. Chemosphere, 2015, 141: 94-99.

[16] LIAO P, PAN C, DING W Y, et al. Formation and transport of Cr(Ⅲ)-NOM-Fe colloids upon reaction of Cr(Ⅵ) with NOM-Fe(Ⅱ) colloids at anoxic-oxic interfaces[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(7): 4256-4266.

[17] 欧洋洋, 冯丽娟, 刘安蓉, 等. 酸改性污泥基复合陶粒对 Pb^{2+} 的吸附性能研究[J]. 环境监测管理与技术, 2024, 36(2): 60-63.

[18] 李长玉. 基于蓝铁矿结晶法的污水及污泥中 P 回收技术研究[D]. 烟台: 中国科学院大学(中国科学院烟台海岸带研究所), 2021.

[19] 王笑成, 马林, 马云, 等. 壳聚糖季铵盐改性膨润土-海藻酸钠-甲草胺复合凝胶缓释颗粒的制备、表征及其释放性能研究[J]. 农药学学报, 2024, 26(3): 570-582.

[20] ZHOU S B, ZHENG X T, YU X J, et al. Hydrogen bonding interaction of poly(*D*, *L*-lactide)/hydroxyapatite nanocomposites[J]. Chemistry of Materials: A Publication of the American Chemistry Society, 2007, 19(26): 247-253.

[21] LI Q, LIU X C, HOU N N, et al. Roles of humic acid on vivianite crystallization in heterogeneous nucleation for phosphorus recovery[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 367: 133056.

[22] 王钦清. 二氧化钛改性及其性能研究[D]. 无锡: 江南大学, 2010.

[23] ZHANG C, HU D X, YANG R J, et al. Effect of sodium alginate on phosphorus recovery by vivianite precipitation[J]. Journal of Environmental Sciences, 2020, 93: 164-169.

[24] JOPHAT E, MAREK P. Adsorption of anionic polymers on hematite-A study of zeta potential distributions[J]. Minerals Engineering, 2020, 148: 106225.

[25] WU J, ZHENG H, ZHANG F, et al. Iron-carbon composite from carbonization of iron-crosslinked sodium alginate for Cr(Ⅵ) removal[J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 362: 21-29.

[26] ZELIBOR J L, SENFTLE F E, REINHARDT J L. A proposed mechanism for the formation of spherical vivianite crystal aggregates in sediments[J]. Sedimentary Geology, 1988, 59(1/2): 125-142.

[27] LIN W, TIAN Q H, LIU H B, et al. The effect of sodium alginate on struvite crystallization in aqueous solution: A kinetics study[J]. Journal of Crystal Growth, 2017, 473: 60-65.