

2 种食用菌加工废弃物对水中铀的去除性能研究

张文武¹, 徐钰楠¹, 杜依洋¹, 王晨昱¹, 王芝芬²

(1. 东华理工大学 师范学院, 江西 抚州 344199;
2. 东华理工大学 核科学与工程学院, 江西 南昌 330013)

摘要: 针对铀矿资源开采、加工等过程中产生的大量含铀废水, 采用鹿茸菇菇脚(VAMS)和红托竹荪菌盖(BFP)2 种食用菌加工废弃物作为生物吸附剂, 探究其对水溶液中 U(VI) 的去除性能。通过静态批次法系统考察了酸度、吸附时间、铀初始浓度、固液质量体积比(简称固液比)、共存离子和温度对食用菌加工废弃物吸附 U(VI) 性能的影响。结果表明: 在 pH=5.0、温度 25 ℃ 条件下, VAMS 和 BFP 对 U(VI) 的最大吸附容量分别为 24.34 mg/g 和 23.88 mg/g, 去除率分别达 97.7% 和 91.8%, 且 Ca^{2+} 对 U(VI) 吸附的干扰作用最强。VAMS 和 BFP 分别在 2 h、4 h 达到吸附平衡, 并且符合准二级动力学模型和 Freundlich 等温模型, 这表明该吸附过程是以多分子层化学吸附为主; 热力学参数 ($\Delta G < 0$, $\Delta H > 0$) 证实该吸附是自发吸热反应。结合 SEM-EDS、FTIR 和 XPS 表征, VAMS 对 U(VI) 的吸附主要依赖于材料表面羟基的配位作用, BFP 对 U(VI) 的吸附主要依赖于材料表面含氮官能团的配位作用。将食用菌加工废弃物用于吸附水溶液中的 U(VI), 除对铀酰离子有较好的吸附性能外, 还实现了农业废弃物的资源化利用。食用菌加工废弃物为含铀废水治理提供了一种低成本且环境友好的吸附材料, 具有重要的应用价值。

关键词: 含铀废水; 食用菌加工废弃物; 生物吸附剂; Freundlich 模型; U(VI) 去除; 铀吸附

中图分类号: O647.3; TL741 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-8063(2026)01-0123-09

DOI: 10.13426/j.cnki.yky.2025.05.08

核能是清洁、低碳、高效能源之一, 在保障全球能源安全和实现“碳达峰、碳中和”目标中发挥着重要作用^[1]。随着核能的快速发展, 在铀资源开采、加工及使用过程中不可避免地产生放射性废水, 该废水中的 U(VI) 具有放射性和生态毒性, 若处理不当将对生态环境和人类健康造成危害^[2]。因此, 有效去除放射性废水中的铀十分必要。

当前, 去除铀的方法主要有吸附法、离子交换法和光催化法等^[3]。吸附法操作简单、处理效果好, 是铀分离的有效方法之一。常用的吸附剂主要有碳材料、树脂、纳米材料、生物吸附材料等^[4-6]。近年来, 生物吸附材料因原料来源广、环境友好、价格低等优势备受关注^[7]。其中, 食用菌加工产业产生了大量的废弃物, 包括菌柄、废弃菌包等^[8-10], 食用菌废弃物富含壳聚糖、纤维等组分, 其多孔结构和表面官能团(如羟基、氨基、羧基

等)对重金属有较强的亲和力^[11-14], 能有效吸附水体中的重金属。若能将其用于处理含铀废水, 既可实现废物增值利用, 又能降低环境治理成本, 具有显著的经济和环保效益。

为此, 以鹿茸菇菇脚和红托竹荪菌盖为研究对象, 探究其对 U(VI) 的去除性能, 并结合材料表征、动力学模型、等温模型等探究其吸附机理, 以期食用菌废弃物的综合资源化利用, 以及放射性废水的处理提供新途径。

1 材料与方法

1.1 材料与试剂

试验所用吸附剂为鹿茸菇菇脚(VAMS)和红托竹荪菌盖(BFP), 均由江西祥川生物科技有限公司提供。采用去离子水清洗吸附剂的表面, 并在 60 ℃ 恒温干燥箱中烘干至恒重。将吸附剂研磨破碎、过 100 目(0.15 mm)筛, 然后将

收稿日期: 2025-05-26; 修回日期: 2025-07-01

基金项目: 江西省自然科学基金(20242BAB20154, 新型板层结构镍铝铁类水滑石/沉淀/膨润土对 99Tc(VII) 的吸附性能和阻滯性能研究)

通信作者: 王芝芬

样品放置干燥器中备用。所用其他试剂均为分析纯, $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 纯度为 99%。

准确称取 1.179 g $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 固体, 溶解于适量 1 mol/L 硝酸溶液中, 搅拌至完全溶解后转移至 1 L 容量瓶; 先用 1 mol/L 硝酸溶液、再用去离子水多次洗涤烧杯并将洗涤液并入容量瓶, 最后用去离子水定容至刻度线, 摇匀。

1.2 材料表征

采用扫描电镜 (SEM) 和能谱 (EDS) (德国 ZEISS Sigma 360) 表征吸附前后材料的形貌与元素分布; 采用傅里叶红外变换光谱仪 (FTIR) (美国 Thermo Fisher Scientific Nicolet iS20) 分析吸附前后材料的表面官能团。

1.3 吸附试验设计

采用静态批次法研究吸附剂对 U(VI) 的吸附性能。称取适量的 VAMS 和 BFP 于离心管中, 加入质量浓度为 100 mg/L 的 U(VI) 溶液, 采用 0.1 mol/L 的 NaOH 溶液和 HNO_3 溶液调节 pH。将 50 mL 离心管置于恒温振荡箱中, 转速为 150 r/min, 吸附时间为 4 h。振荡结束后, 利用 0.22 μm 滤膜吸取上清液, 通过紫外-可见分光光度计 (上海光谱仪器有限公司, 721E) 测定水溶液中的 U(VI) 浓度。每组试验重复 3 次, 取均值, 通过式 (1)~式 (2) 计算 U(VI) 的吸附容量和去除率^[15]。

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m}, \quad (1)$$

$$E = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\%, \quad (2)$$

式中: q_e —平衡吸附量, mg/g; E —去除率, %; C_0 —U(VI) 初始质量浓度, mg/L; C_e —吸附后 U(VI) 质量浓度, mg/L; V —平衡体系溶液体积, L; m —吸附剂用量, g。

2 结果和讨论

2.1 初始 pH 对食用菌废弃物吸附性能的影响

在 25 $^{\circ}\text{C}$ 、 $C_0=100$ mg/L、吸附时间 4 h、固液比为 4 g/L 条件下, 研究 pH 对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 的影响, 结果见图 1。可以看出, VAMS 和 BFP 对 U(VI) 的吸附均随着 pH 增大而增大, 其中, VAMS 和 BFP 在 pH 为 5.0 时, 吸附容量 (分别为 24.4 mg/g、22.9 mg/g) 和吸附率 (分别为 97.74%、91.75%) 最大; 然后, 随着 pH 的增

大, 吸附容量和吸附率逐渐降低。这可能是因为当酸度较低时, 吸附剂表面的 H^+ 与 UO_2^{2+} 发生竞争吸附, 导致吸附性能降低; 随着 pH 的增大, 一定程度上使 VAMS 和 BFP 表面电荷发生去质子化^[16], 且溶液中的 UO_2^{2+} 开始以 $(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_7^-$ 和 $\text{UO}_2(\text{OH})_3^-$ 等阴离子形式存在, 导致吸附率降低和吸附量减少^[17-18]。所以, 后续试验的酸度以 pH=5.0 为宜。

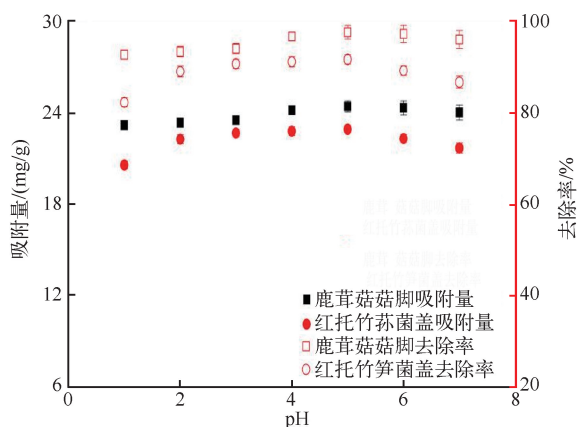


图1 pH对VAMS和BFP吸附U(VI)的影响

Fig. 1 Effect of pH on U(VI) adsorption by VAMS and BFP

2.2 吸附时间对食用菌废弃物吸附性能的影响

在温度 25 $^{\circ}\text{C}$ 、 $C_0=100$ mg/L、pH=5.0、固液比为 4 g/L 条件下, 考察吸附时间对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 性能的影响, 结果见图 2。随着时间的延长, 吸附量和吸附率迅速增加, VAMS 在 2 h 即可达到吸附平衡, 吸附率达 97%; BFP 在 4 h 时趋于平衡, 吸附率达 94%。这主要因为在初始阶段溶液中铀酰离子与吸附剂表面活性基团快速结合; 但随着时间的延长, 空间位阻和吸附位点减小, 吸附趋于饱和^[19]。为了更好地了解 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 吸附动力学, 采用准一级动力学模型 (式 3) 和准二级动力学模型 (式 4) 对试验数据进行拟合, 结果见图 3 和表 1。

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}), \quad (3)$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t}, \quad (4)$$

式中: q_t — t 时刻的吸附量, mg/g; t —吸附时间, h; k_1 —准一级动力学模型的常数, 1/h; k_2 —准二级动力学模型的常数, g/(mg·h)。

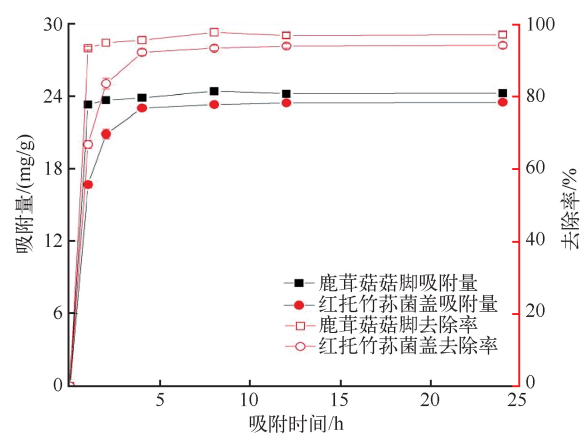


图 2 吸附时间对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI)性能的影响

Fig. 2 Influence of adsorption time on the adsorption performance of U(VI) by VAMS and BFP

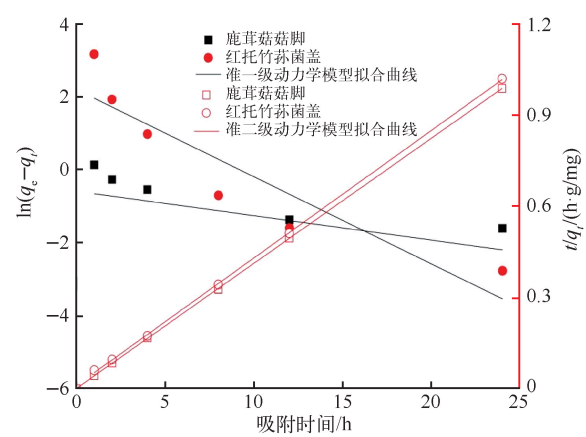


图 3 VAMS 和 BFP 对 U(VI)吸附的动力学模型

Fig. 3 Kinetic models of U(VI) adsorption by VAMS and BFP

表 1 VAMS 和 BFP 对 U(VI)吸附的动力学模型参数

Table 1 Kinetic model parameters for U(VI) adsorption by VAMS and BFP

材料	试验吸附容量/(mg/g)	准一级动力学			准二级动力学		
		$q_{1,cal}/(mg/g)$	$k_1/(1/h)$	R^2	$q_{2,cal}/(mg/g)$	$k_2/[g/(mg \cdot h)]$	R^2
VAMS	24.50	0.55	0.066 95	0.024 3	24.34	1.456 0	1.000 0
BFP	23.56	8.98	0.239 0	0.802 3	23.88	0.161 8	0.999 8

由表 1 可知,VAMS 和 BFP 的准二级动力学模型的平衡吸附容量相关系数比准一级动力学模型的相关系数更高,通过准二级动力学模型计算的吸附容量分别为 24.34 mg/g 和 23.88 mg/g,更接近试验吸附容量(24.50 mg/g 和 23.56 mg/g)。VAMS 和 BFP 吸附 U(VI)的过程更符合二级动力学模型,2 种食用菌废弃物在吸附铀酰离子过程中化学吸附起主导作用;这可能是由于食用菌废弃物表面存在的富电子官能团与铀酰形成化学键造成的。

2.3 U(VI)初始浓度对食用菌废弃物吸附性能的影响

在温度 25 ℃、pH=5.0、吸附时间 4 h、固液比 4 g/L 条件下,U(VI)初始浓度对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI)行为的影响见图 4。可以看出,VAMS 和 BFP 对 U(VI)的吸附容量随着 U(VI)初始浓度的增加而逐渐上升。这表明当铀初始质量浓度小于 100 mg/L,吸附剂上有足够的吸附位点,2 种吸附剂对铀的吸附率均在 93% 以上。为了深入了解试验吸附机制,采用 Langmuir 模型(式 5)和 Freundlich 模型(式 6)对吸附过程进行线性拟合,结果见图 5 和表 2。可以看出,

VAMS 和 BFP 的 Freundlich 模型相关系数比 Laungmuir 的相关系数更高,拟合效果更好。这表明 2 种材料对铀酰离子的吸附过程均符合 Freundlich 模型,吸附过程均以化学吸附为主导,且为多层吸附,这与微生物腐败物吸附铀的结果一致^[20]。

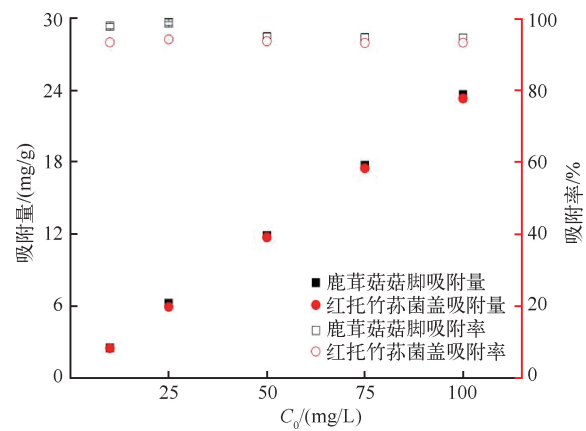


图 4 U(VI)初始浓度对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI)行为的影响

Fig. 4 Influence of initial U(VI) concentration on adsorption behavior of U(VI) by VAMS and BFP

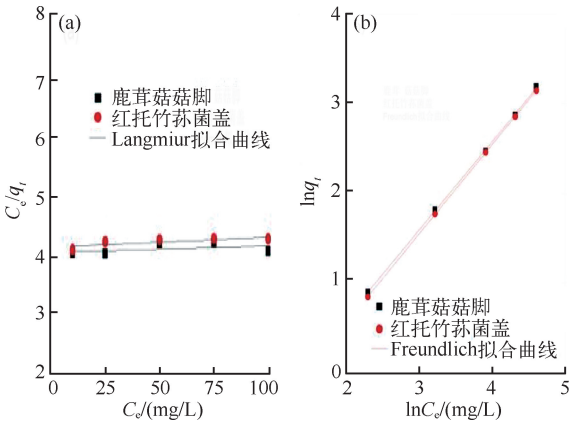
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m k_L} + \frac{C_e}{q_m}, \tag{5}$$

$$\ln q_e = \ln k_F + \frac{1}{n} \ln C_e, \tag{6}$$

式中： q_m —材料的最大吸附量，mg/g； k_L —Langmiur 模型平衡吸附常数，L/mg； $1/n$ —吸附强度有关的参数； k_F —Freundlich 模型平衡吸附常数，(mg/g) · (L/mg)^{1/n}。

2.4 固液比对食用菌废弃物吸附性能的影响

在温度 25 ℃、 $C_0=100$ mg/L、pH=5.0、吸附时间 4 h 条件下，固液比对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 的影响见图 6。可以看出，VAMS 和 BFP 对 U(VI) 的吸附容量，随着固液比的增加而逐渐降低，吸附率均在 90% 以上。



(a)Langmuir 模型；(b)Freundlich 模型。

图 5 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 的拟合曲线

Fig. 5 Fitting curve of U(VI) adsorption by VAMS and BFP

表 2 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 等温吸附模型拟合参数

Table 2 Isotherm model fitting parameters for U(VI) adsorption by VAMS and BFP

材料	Langmiur			Freundlich		
	$q_m/(mg/g)$	$k_L/(L/mg)$	R^2	n	$k_F/[(mg/g) \cdot (L/mg)^{1/n}]$	R^2
VAMS	434.78	5.70×10^{-4}	0.768 4	1.013 4	0.254 4	0.999 5
BFP	588.24	3.99×10^{-4}	0.495 2	1.001 6	0.235 1	0.999 9

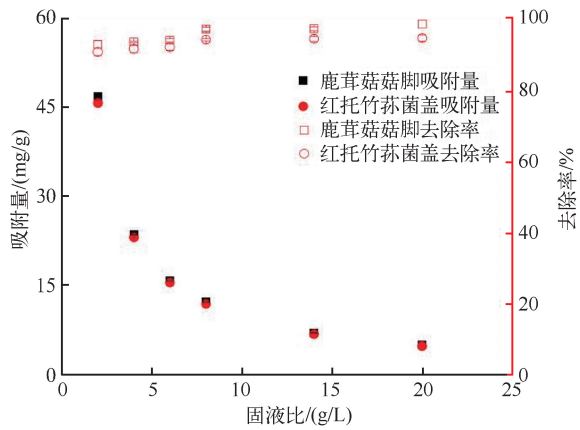


图 6 固液比对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 的影响

Fig. 6 Effect of solid-liquid ratio on U(VI) adsorption models for different adsorbents

2.5 干扰离子对食用菌废弃物吸附性能的影响

环境水体中存在的多种阴离子(Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-})和阳离子(Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+})，会通过竞争

吸附影响材料的吸附性能。在温度 25 ℃、 $C_0=100$ mg/L、pH=5.0、吸附时间 4 h，固液比为 4 g/L 条件下，考察了不同浓度(5、10 mmol/L)共存离子对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 行为的影响(图 7)。可以看出， SO_4^{2-} 的存在使 VAMS 和 BFP 对 U(VI) 的去除率降低，这可能是因为阴离子与 U(VI) 形成了配合物；而 Ca^{2+} 对 U(VI) 吸附的抑制作用最为明显，这可能是由于 Ca^{2+} 与 UO_2^{2+} 的电荷相同，存在强烈竞争，导致 U(VI) 的吸附率降低。

2.6 温度对食用菌废弃物吸附性能的影响

在 $C_0=100$ mg/L、pH=5.0、固液比为 4 g/L、吸附时间 4 h 条件下，温度对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 行为的影响见图 8。可以看出，这 2 种吸附材料的吸附容量和吸附率，均随着温度的增加呈现先增加后缓慢降低的趋势，在 25 ℃ 时吸附率和吸附容量最高。因此，这 2 种吸附剂的最佳吸附温度为 25 ℃。

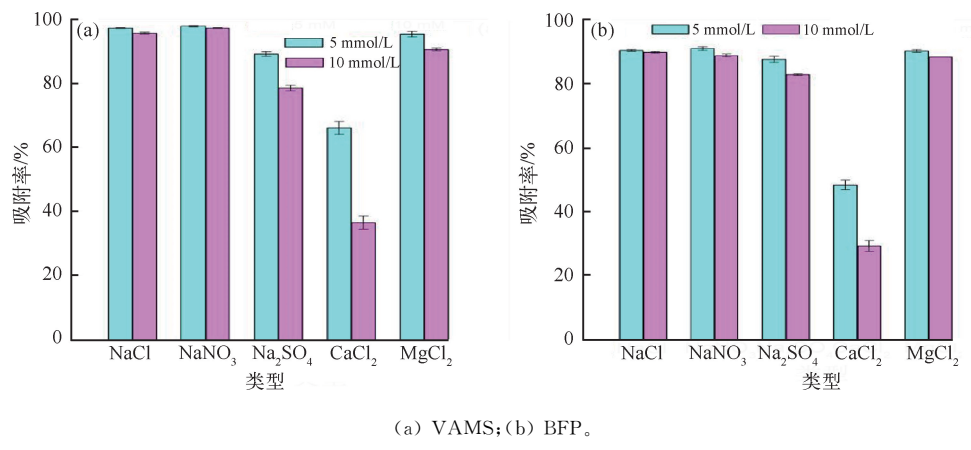


图 7 共存离子对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 的影响

Fig. 7 Effect of coexisting ions on adsorption models for different adsorbents

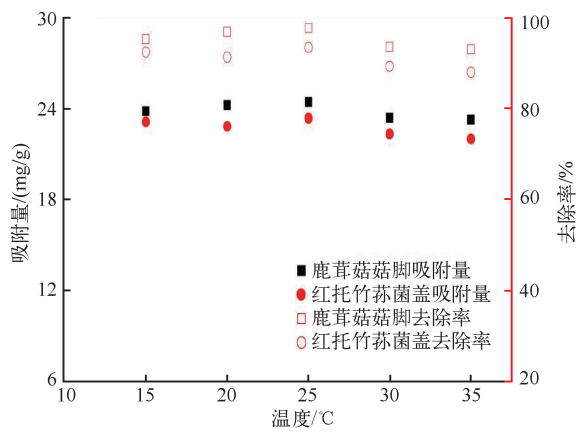


Fig. 8 Effect of temperature on U(VI) adsorption by VAMS and BFP

为了解 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 机理,对试验数据进行热力学模型拟合^[21],并得到热力学参数,结果见图9和表3。可以看出,在一定温度

内,这 2 种材料的 ΔH 和 ΔS 均大于 0,这表明吸附过程是吸热、熵增过程。 ΔG 小于 0,表明这 2 种吸附材料对铀酰离子的吸附过程是自发进行的;随着温度的升高, ΔG 呈递减趋势,表明温度升高有利于铀的吸附。

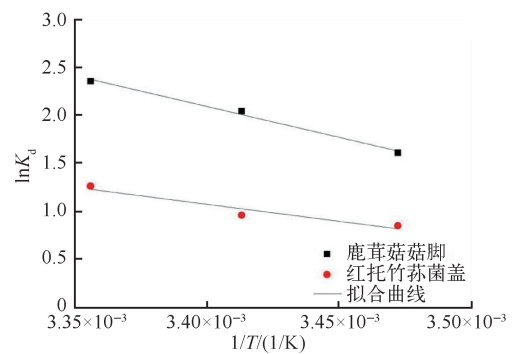


Fig. 9 Thermodynamic model fitting curves for adsorption analysis

表 3 热力学模型拟合曲线参数

Table 3 Thermodynamic model fitting parameters for adsorption studies

材料	R^2	$\Delta H/(\text{kJ/mol})$	$\Delta S/(\text{J}/(\text{mol} \cdot \text{K}))$	$\Delta G/(\text{kJ/mol})$		
				288 K	293 K	298 K
VAMS	0.986 5	6.41	23.89	-50.82	-51.82	-52.81
BFP	0.853 7	3.58	13.07	-27.79	-28.33	-28.88

2.7 材料的表征和分析

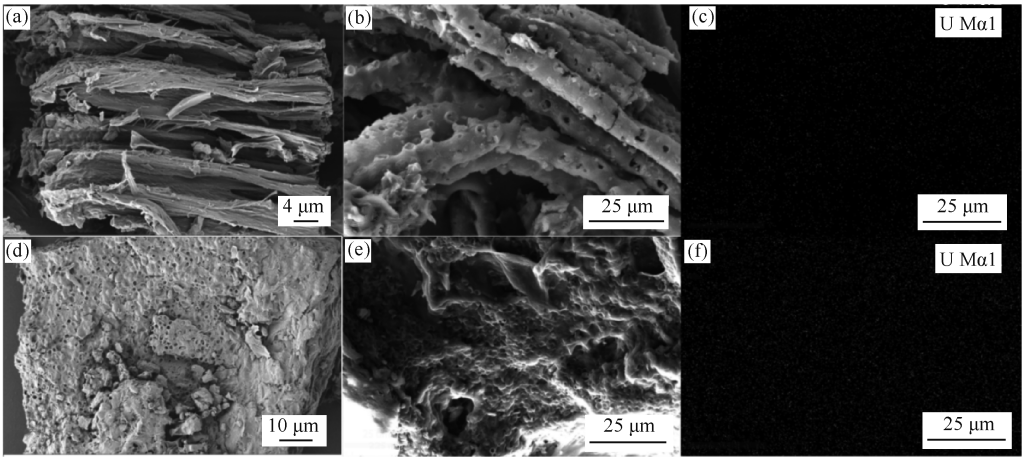
2.7.1 SEM-EDS

图 10 是 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 前后的 SEM 的表征结果。VAMS 样品呈现中空纤维状

形貌,材料表面分布着大量孔洞(图 10a、10b)。结合 EDS 中铀元素的含量(表 4)及铀元素分布图(图 10c)可以看出,铀元素主要吸附在 VAMS 材料表面上。而 BFP 样品呈块状形态(图 10d、

10e),其表面呈不规则凹凸结构;结合 EDS 中元素的含量(表 4)和图 10(f)可知,材料表面富含

氮、氧官能团,能提供大量的铀酰离子吸附位点,铀元素较为均匀地吸附在材料表面。



(a) VAMS; (b) VAMS 吸附后; (c) VAMS 吸附后铀元素的扫描图; (d) BFP; (e) BFP 吸附后; (f) BFP 吸附后铀元素的扫描图。

图 10 VAMS 和 BFP 吸附前后 SEM 图

Fig. 10 SEM images before and after adsorption of VAMS and BFP

表 4 VAMS 和 BFP 的 EDS 分析结果
Table 4 EDS analysis results of VAMS and BFP

元素	质量分数/%			
	VAMS	VAMS 吸附后	BFP	BFP 吸附后
C	66.96	59.20	57.26	55.04
O	26.01	39.12	34.42	36.24
N	2.26	0.20	4.48	6.84
Na	0.09	0.02	0.04	0.01
Mg	0.32	0.03	0.27	0.05
Al	0.10	0.07	0.00	0.10
Si	0.38	0.22	0.03	0.10
P	0.63	0.29	1.53	0.84
S	0.35	0.29	0.59	0.33
K	0.98	0.09	1.23	0.11
Ca	1.92	0.15	0.07	0.02
I	0.00	0.01	0.01	0.01
U	0.00	0.31	0.08	0.31
总量	100.00	100.00	100.00	100.00

2.7.2 XPS 图谱

VAMS 和 BFP 吸附前后 XPS 谱图见图 11。从图 11(a)可以看出,VAMS 吸附前后的 O1s 的结合能移动了 0.24 eV,表明 VAMS 中的含氧官能团可能参与了与铀的配合作用;从图 11(c)可以看出,BFP 吸附前后的 C1s 的结合能移动了

0.17 eV,N1s 结合能移动了 2 eV,这说明含氮官能团参与了与铀的配合作用;从图 11(b)、(d)可以看出,吸附后 VAMS 的 U4f 高分辨 XPS 谱,380.0~383.5 eV(U4f_{7/2})和 391.0~394.2 eV(U4f_{5/2})处出现的 U(VI)特征峰,证实了 U(VI)成功吸附在 VAMS 和 BFP 上。

2.7.3 红外图谱

红外光谱图见图 12。从图 12(a)可以看出,吸附 U(VI)前后 VAMS 的—C—H(2 927 cm⁻¹)、—C=O(1 649 cm⁻¹)和—C—O(1 040 cm⁻¹)等官能团的吸收峰未发生明显位移,表明这些基团未参与 U(VI)吸附过程。然而位于 3 417 cm⁻¹(—O—H 的伸缩振动)和 606 cm⁻¹(—O—H 的弯曲振动)的特征峰相对于吸附前的 VAMS 显著发生改变,这可能是因为吸附 U(VI)的过程—O—H 与 U(VI)发生了配位作用造成的,这与 XPS 的结果一致。图 12(b)为吸附铀前后 BFP 的 FTIR 谱图,其吸附铀的官能团也发生改变,除—O—H 的振动伸缩(3 413 cm⁻¹和 564 cm⁻¹)发生明显位移外,位于 886 cm⁻¹的特征峰消失,这可能是含氮官能团参与了 U(VI)的配位造成的。上述结果表明,铀在 VAMS 和 BFP 上的吸附过程涉及化学键的形成,属于化学吸附机制,这与本研究的吸附等温线的试验结果一致。

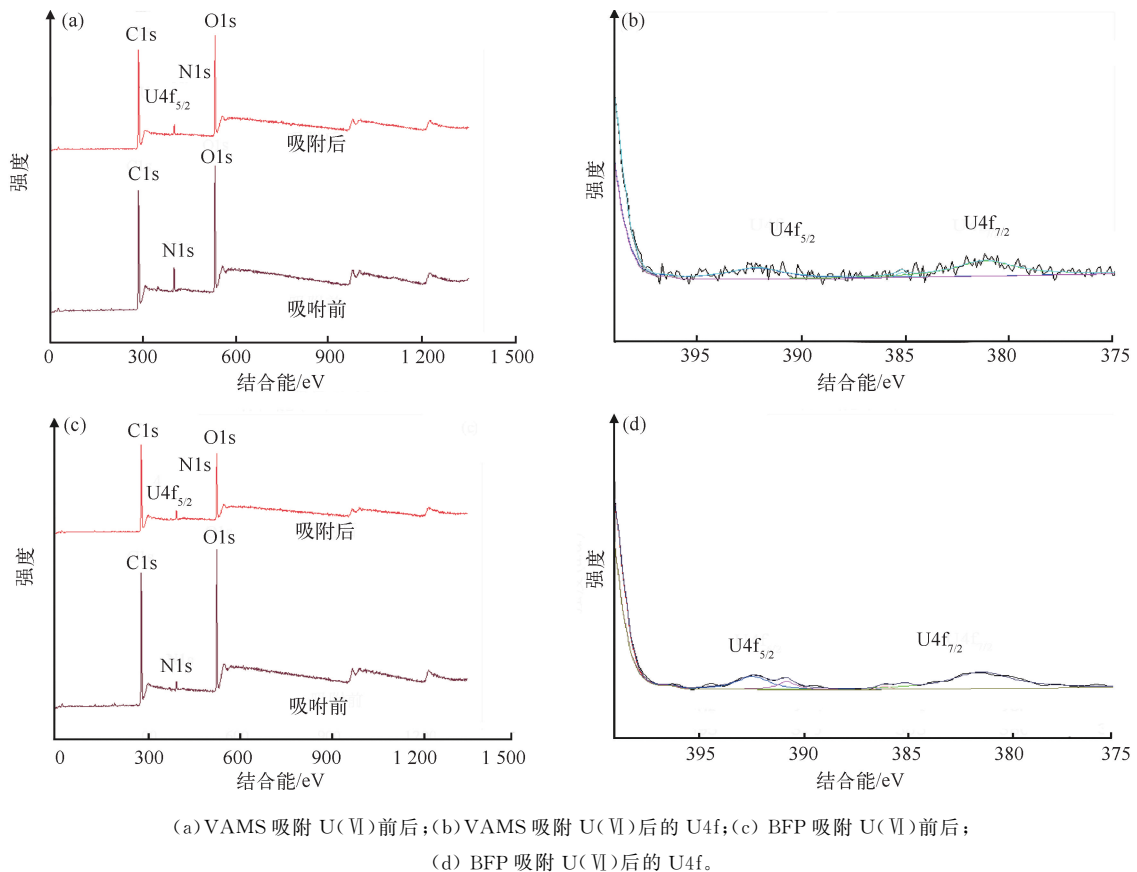


图 11 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 前后 XPS 谱图

Fig. 11 XPS spectra before and after adsorption U(VI) of VAMS and BFP

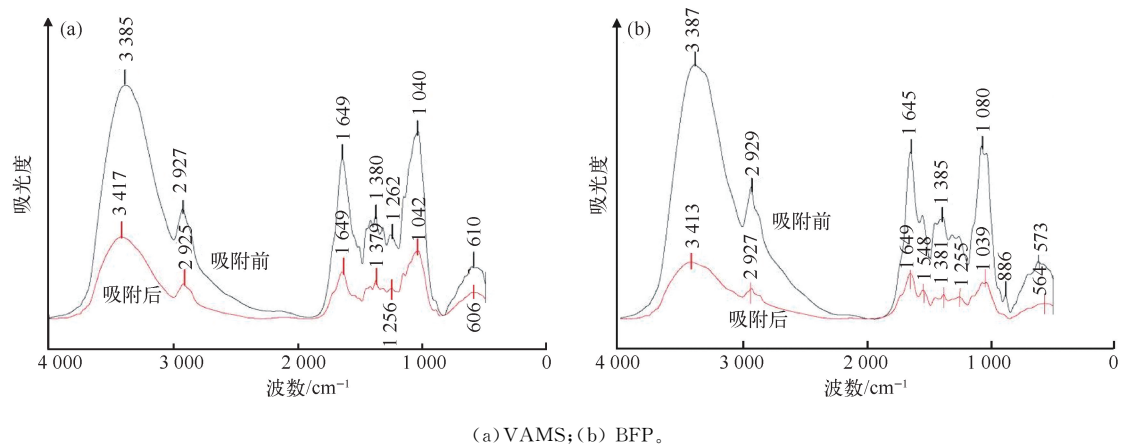


图 12 VAMS 和 BFP 吸附前后红外光谱图

Fig. 12 FTIR spectra before and after adsorption of VAMS and BFP

3 结论

研究酸度、吸附时间、铀初始浓度、吸附剂用量、共存离子和温度对 VAMS 和 BFP 吸附 U(VI) 性能的影响。VAMS 和 BFP 分别在 2 h、4 h 对 U(VI) 吸附达到平衡; 随着 pH 的增加, 吸

附量和吸附率先增大后减小, 当 $\text{pH}=5.0$ 时, 吸附量和吸附率达到最大值; Ca^{2+} 对 U(VI) 吸附的干扰作用最强。VAMS 和 BFP 对铀酰离子的吸附过程是自发热控的多层吸附, 同时符合准二级动力学模型, 主要受化学吸附控制; VAMS 对 U(VI) 的吸附主要依赖于材料表面羟基的配位作

用,BFP对U(VI)的吸附主要依赖于材料表面含氮官能团的配位作用。这2种食用菌废弃物对铀酰离子均具有较好的吸附性能,在含铀废水处理领域具有较好的应用潜力。

参考文献:

- [1] 冯建平. 严要求, 守底线 推动核安全监管高质量发展[J]. 核安全, 2025, 24(2): 1-5.
FENG Jianping. Strengthening strict requirements, maintaining the bottom line, promote high-quality development of nuclear safety regulation[J]. Nuclear Safety, 2025, 24(2): 1-5.
- [2] 杜浪, 马雪, 李玉香. 零价铁和改性膨润土处置含铀废水的实验对比研究[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(10): 81-85.
DU Lang, MA Xue, LI Yuxiang. Comparative study on the treatment of U-bearing wastewater by zero-valent iron and modification bentonite[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(10): 81-85.
- [3] 李存增, 彭阳, 周磊, 等. 铀矿采冶放射性废水治理技术研究进展[J]. 铀矿冶, 2025, 44(2): 151-160.
LI Cunzeng, PENG Yang, ZHOU Lei, et al. Research progress on radioactive wastewater treatment technology in uranium mining and metallurgy[J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2025, 44(2): 151-160.
- [4] FAN S S, WANG S, ZHANG W Y, et al. KOH activated biochar loaded with MnAl-layered double hydroxides for superior adsorption of tetracycline from the aquatic environment[J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2024, 134: 474-483.
- [5] 苏士瑞, 代学玉, 文雷, 等. 农林废弃物吸附水体中重金属的研究进展[J]. 辽宁化工, 2024, 53(3): 426-428.
SU Shirui, DAI Xueyu, WEN Lei, et al. Research progress in advanced oxidation for removal of pharmaceuticals and personal care products from water[J]. Liaoning Chemical Industry, 2024, 53(3): 426-428.
- [6] 庄治旭, 曹俊鹏, 刘天印, 等. 配液泵在地浸采铀准闭路循环系统中的应用[J]. 铀矿冶, 2024, 43(3): 35-39.
ZHUANG Zhixu, CAO Junpeng, LIU Tianyin et al. Application of liquid distribution pump in quasi-closed circulation system for in-situ leaching of uranium[J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2024, 43(3): 35-39.
- [7] 闫凡峰, 李青, 王震, 等. 园林废弃物基吸附材料处理重金属废水研究进展[J]. 化学工程师, 2024, 38(2): 69-73.
YAN Fanfeng, LI Qing, WANG Zhen, et al. Research progress in the treatment of heavy metal wastewater by garden waste based adsorption materials[J]. Chemical Engineer, 2024, 38(2): 69-73.
- [8] UMOR N A, ISMAIL S, ABDULLAH S, et al. Zero waste management of spent mushroom compost[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2021, 23(5): 1726-1736.
- [9] NUR-HIDAYAH A, WAN-MOHTAR W A A Q I, KHALISANNI K A, et al. Beneficial properties of edible mushrooms and their potential utilisation of mushroom waste in food products[J]. Food Research, 2023, 7(S4): 21-36.
- [10] LAI L, LONG Y, LUO M, et al. Degradation of edible mushroom waste by *Hermetia illucens* L. and consequent adaptation of its gut microbiota[J]. Scientific Reports, 2024, 14(1): 9903.
- [11] KULSHRESHTHA S. Mushroom biomass and spent mushroom substrate as adsorbent to remove pollutants[M]. Environmental Chemistry for a Sustainable World. Springer International Publishing, 2018: 281-325.
- [12] MENK J DE J, DO NASCIMENTO A I S, LEITE F G, et al. Biosorption of pharmaceutical products by mushroom stem waste[J]. Chemosphere, 2019, 237: 124515.
- [13] 李霞, 张丹, 沈飞, 等. 4种固定食用菌加工废弃物吸附剂对水中重金属 Hg^{2+} 的吸附[J]. 应用与环境生物学报, 2017, 23(5): 0879-0885.
LI Xia, ZHANG Dan, SHENG Fei, et al. Biosorption of mercury (Hg^{2+}) from water by immobilized residues from four types of edible mushroom[J]. Chin J Appl Environ Biol, 2017, 23(5): 0879-0885.
- [14] CASTANHO N R C M, DE OLIVEIRA R A, BATISTA B L, et al. Comparative study on lead and copper biosorption using three bioproducts from edible mushrooms residues[J]. Journal of Fungi, 2021, 7(6): 441-452.
- [15] WANG G, LIU J, WANG X, et al. Adsorption of uranium (VI) from aqueous solution onto cross-linked chitosan[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(2/3): 1053-1058.
- [16] ISMAIEL M M S, EL-AYOUTY Y M, ABDELAAL S A. Biosorption of uranium by immobilized *Nostoc* sp. and *Scenedesmus* sp.: Kinetic and equilibrium modeling[J]. Environmental Science and

- Pollution Research, 2022, 29:83860-83877.
- [17] ZAREH M M, ALDAHER A, HUSSEIN A E M, et al. Uranium adsorption from a liquid waste using thermally and chemically modified bentonite [J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2012, 295(2):1153-1159.
- [18] LIN M C, GONG M, LU B, et al. An ultrafast rechargeable aluminium-ion battery [J]. Nature, 2015, 520:324-328.
- [19] BAI J, YIN X, ZHU Y, et al. Selective uranium sorption from salt lake brines by amidoximated *saccharomyces cerevisiae* [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 283:889-895.
- [20] 邓晨阳, 吕俊文, 陈子宇. 微生物腐败物对 U(VI) 的吸附动力学与热力学研究 [J]. 南华大学学报(自然科学版), 2021, 35(3):1-6.
- DENG Chenyang, LÜ Junwen, CHEN Ziyu. Adsorption kinetics and thermodynamics analysis of U(VI) by microbial putrefaction [J]. Journal of University of South China (Science and Technology), 2021, 35(3):1-6.
- [21] XIE X Q, WANG Y F, XIONG Z, et al. Highly efficient removal of uranium(VI) from aqueous solution using poly (cydotriphosphazene-co-polyethyleneimine) microspheres [J]. J Radioanal Nud Chem, 2020, 326(3):1867-1877.

Study on the Removal Performance of Uranium from Water by Two Types of Edible Mushroom Processing Waste

ZHANG Wenwu¹, XU Yunan¹, DU Yiyang¹, WANG Chenyu¹, WANG Zhifen²

(1. School of Teacher Education, East China University of Technology, Fuzhou 344199, China;

2. School of Nuclear Science and Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China)

Abstract: In response to the large amount of uranium containing wastewater generated during the mining and processing of uranium resources, two types of edible mushroom processing waste, Velvet Antler Mushroom Feet (VAMS) and Red Bamboo Fungus Cap (BFP), were used as biological adsorbents to investigate their removal performance of U(VI) in aqueous solutions. The effects of acidity, adsorption time, initial uranium concentration, solid-liquid mass-volume ratio, coexisting ions and temperature on the U(VI) adsorption performance of edible fungus processing waste were systematically investigated by the static batch method. The results show that under the conditions of pH=5.0 and temperature of 25 °C, the maximum adsorption capacities of VAMS and BFP for U(VI) are 24.34 mg/g and 23.88 mg/g, respectively, with removal rates reaching 97.7% and 91.8% accordingly. Moreover, Ca²⁺ has the strongest interference effect on the adsorption of U(VI). VAMS and BFP reach equilibrium at 2 hours and 4 hours, respectively, and conform to the pseudo-second-order kinetic model and Freundlich isotherm model. This indicates that the adsorption process is mainly dominated by multi-molecular layer chemical adsorption. The thermodynamic parameters ($\Delta G < 0$, $\Delta H > 0$) confirm that the adsorption is a spontaneous endothermic reaction. Combined with the characterizations of SEM-EDS, FT-IR and XPS, the adsorption of U(VI) by VAMS mainly relies on the coordination of hydroxyl groups on the material surface, while the adsorption of U(VI) by BFP mainly depends on the coordination of nitrogen-containing functional groups on the material surface. The research results not only indicate that edible mushroom processing waste has good adsorption performance for uranyl ions, but also realize the resource utilization of agricultural waste, providing a low-cost and environmentally friendly adsorption material for the treatment of uranium containing wastewater, which has important application value.

Key words: uranium containing wastewater; edible mushroom processing waste; biological adsorbents; Freundlich model; U(VI) removal; uranium adsorption