

## مطالعه جذب زیستی اورانیل از محلول آبی توسط تفاله چای به روش RSM

محمد طاهری<sup>۱</sup>، مریم خواجه‌نوری<sup>۱</sup>، زهرا شیر یکتا<sup>۲\*</sup>، فاضل ضحاک‌فر<sup>۲</sup>

۱. دانشکده مهندسی شیمی، نفت، گاز، دانشگاه سمنان، صندوق پستی: ۱۹۱۱۱-۳۵۱۳۱، سمنان - ایران

۲. پژوهشکده چرخه سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، صندوق پستی: ۸۴۸۶-۱۱۳۶۵، تهران - ایران

\*Email: zshiri@aeoi.org.ir

### مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۱/۱۲/۱۳ تاریخ بازنگری مقاله: ۱۴۰۲/۲/۲۵ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۲/۳/۶

### چکیده

با توسعه فعالیت‌های هسته‌ای مختلف، تولید پساب‌های حاوی یون‌های فلزی سنگین افزایش یافته است. یکی از مهم‌ترین یون‌های فلزی که مضرات زیادی برای محیط‌زیست و موجودات زنده و به خصوص انسان دارد، یون اورانیل است. روش‌های زیادی برای حذف یون‌های فلزی وجود دارد که جذب زیستی ارزان‌ترین و کاراترین روش است. در این تحقیق به جذب یون اورانیل از محلول‌های آبی توسط تفاله چای پرداخته شده است. تفاله چای به دلیل حضور گروه‌های عاملی مختلف مانند کربوکسیل، هیدروکسیل، آمین و ... از پتانسیل مناسبی جهت جذب یون‌های فلزی برخوردار است. پارامترهای مؤثر در جذب از جمله پارامترهای pH، میزان جاذب، دما، غلظت اولیه اورانیل و زمان تماس بررسی شدند و از روش سطح پاسخ (RSM) برای انجام آزمایش‌ها و تحلیل نتایج استفاده شد. نقطه بهینه برای جذب اورانیل توسط تفاله چای  $\text{pH}=3.9$ ، دما  $25^{\circ}\text{C}$ ، میزان جاذب  $0.275\text{ g}$ ، غلظت اولیه اورانیل  $10\text{ mg/L}$  و زمان تماس  $90$  دقیقه به دست آمد. ایزوترم فرندلیچ و مدل شبه مرتبه دوم بهترین مدل ایزوترم و سینتیکی برازش شده با نتایج است. نتایج نشان داد که جاذب زیستی تفاله چای، عملکرد مطلوبی برای جذب اورانیل از پساب واقعی داشته و میزان جذب  $93.50\%$  است.

**کلیدواژه‌ها:** جذب زیستی، تفاله چای، اورانیل، روش سطح پاسخ

## Study of biosorption of uranyl from aqueous solution by tea waste using RSM method

M. Taheri<sup>1</sup>, M. Khajenoori<sup>1</sup>, Z. Shiri-Yekta<sup>2\*</sup>, F. Zahakifar<sup>2</sup>

1. Faculty of Chemical, Petroleum and Gas Engineering, Semnan University, P.O.Box: 35131-19111, Semnan - Iran

2. Nuclear Fuel Cycle Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOL, P.O.Box: 11365-8486, Tehran - Iran

### Research Article

Received 4.3.2023, Revised:15.5.2023, Accepted 27.5.2023

### Abstract

Heavy metal ions have increased wastewater production with the development of various nuclear activities. One of the most significant metal ions that harm the environment and living organisms, especially humans, is the uranyl ion. There are many methods to remove metal ions, and biological adsorption is the cheapest and most efficient method. In this research, the adsorption of uranyl ions from aqueous solutions from tea waste has been studied. Due to the presence of various functional groups such as carboxyl, hydroxyl, amine, etc, tea wastes have good cations adsorption ability. The effective parameters in adsorption including pH, adsorbent dose, temperature, initial uranyl concentration, and contact time parameters were investigated. Response surface methodology (RSM) was used to conduct experiments and analyze the results. The optimum conditions for uranyl adsorption by tea waste adsorbent were  $\text{pH} = 3.9$ , temperature  $25^{\circ}\text{C}$ , adsorbent dose  $0.275\text{ g}$ , initial concentration of uranyl  $10\text{ mg/L}$ , and contact time  $90$  minutes. Using Freundlich's isothermal and pseudo-second-order models, we fitted the most accurate isothermal and kinetic models. Results showed that tea waste was a good bio adsorbent for uranyl adsorption from real wastewater with a  $93.50\%$  adsorption rate.

**Keywords:** Biosorption, Tea waste, Uranyl, Response surface methodolog



## ۱. مقدمه

یکی از مهم‌ترین مشکلات پیش روی بشر آلودگی محیط زیست می‌باشد. در بین آلاینده‌های محیط زیست فلز سنگین به دلیل تحرک زیاد در چرخه محیط زیست، عدم کاهش غلظت و پایداری آن‌ها در بلندمدت، خطر زیاد و سمیت این عناصر بر سلامت عمومی در اولویت تحقیقات قرار گرفته است [۱]. در بین فلزهای سنگین، اورانیل به دلیل نیمه‌عمر طولانی، توزیع گسترده و سرطان‌زایی تهدیدی جدی برای سلامت انسان است [۲]. مشکلات اورانیل برای سلامت انسان شامل صدمات جبران‌ناپذیر به کلیه و در موارد حاد موجب از کارافتادگی کلیه است و پرتوزایی اورانیل باقی‌مانده در بدن منجر به افزایش خطر سرطان و مشکلات ژنتیکی و در نهایت باعث مرگ می‌شود [۳، ۴].

استخراج حلالی [۵، ۶]، تبادل یون [۷، ۸]، شناورسازی [۹]، الکترودیالیز [۱۰، ۱۱]، استخراج فاز جامد [۱۲، ۱۳]، کروماتوگرافی [۱۴، ۱۵] از جمله روش‌های جداسازی اورانیل از محلول‌های آبی است. نیاز به تجهیزات فنی و سیستم‌های پایشی، عدم توجیه اقتصادی، کارایی پایین، مصرف زیاد انرژی، بهره‌برداری با مشکل بالا، عدم انتخابی عمل کردن فرایند تصفیه، عدم جداسازی کامل فلزات و باقی ماندن مواد آلاینده از جمله معایب روش‌های ذکر شده است [۱۶-۱۹]. همچنین هنگامی که غلظت یون‌های فلزی کم‌تر از  $100 \text{ mg/L}$  باشد، این روش‌ها به اندازه کافی توانایی حذف فلزات را ندارند [۲۰].

یکی از روش‌های جداسازی اورانیل، جذب زیستی است. ظرفیت جذب بالا، در دسترس بودن وسیع مواد بیولوژیکی کم‌هزینه، به صرفه بودن از نظر اقتصادی، سینتیک سریع، راندمان نسبتاً بالا در غلظت کم و زیاد فلز، احتمال زیاد برای احیا و استفاده مجدد از جاذب زیستی، مصرف کم مواد شیمیایی گران‌قیمت از جمله مزیت‌های جذب زیستی نسبت به سایر روش‌ها است [۳، ۲۱، ۲۲]. دشموک و همکاران در  $\text{pH}=7$  موفق به جذب  $85/6\%$  از اورانیل توسط پوست مغناطیسی شده درخت املاشدند [۲۳]. ژانگ و همکاران بر روی جذب اورانیل توسط نی اصلاح شده برنج مطالعه کردند و ظرفیت جذب  $24/0385 \text{ mg/g}$  را گزارش کردند [۲۴]. محمود و همکاران به ظرفیت جذب  $16/120 \text{ mg/g}$  برای جذب اورانیل توسط پوست پرتغال رسیدند [۲۵]. در سال ۲۰۱۲ دینگ و همکاران آزمایش بر روی حذف و بازیابی یون اورانیل از محلول آبی توسط ضایعات چای استان هونان چین انجام شد. حذف یون اورانیل در  $\text{pH}$  بهینه ۶ به  $86/80\%$  درصد رسید. فرایند جذب در ۱۲ ساعت در دمای  $30.8$  کلون به تعادل خود رسید و

مشخصه جنبشی با معادله سینتیکی شبه مرتبه دوم توصیف شد. مقدار جذب از  $22/92$  تا  $142/21$  میلی‌گرم در گرم با کاهش دز ضایعات چای از  $100$  به  $10$  میلی‌گرم برای محلول با غلظت اولیه یون اورانیل  $50$  میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت. داده‌های تعادلی با ایزوترم فروندلیچ سازگارتر از ایزوترم لانگ-مویر بود [۲۶]. در سال  $2013$  لوکا و همکاران جذب یون اورانیل بر روی ضایعات چای کیسه‌ای (برند دیلما) و قهوه خشک و پیرولیز شده مورد بررسی قرار دادند. ویژگی‌های جذب مواد با اندازه‌گیری جذب یون اورانیل به عنوان تابعی از  $\text{pH}$  محلول، سینتیک و ایزوترم‌های جذب مشخص شد. هر دو مدل جذب لانگ‌مویر و فروندلیچ برای توصیف تعادل جذب مورد استفاده قرار گرفتند و ثابت‌های مربوطه ارزیابی شدند. با استفاده از مدل لانگ‌مویر، حداکثر ظرفیت جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای و قهوه خشک شده در دمای  $291$  کلون به ترتیب  $59/5$  و  $34/8$  میلی‌گرم در گرم به دست آمد. ترمودینامیک جذب یون‌های اورانیل در سیستم‌های چای و قهوه خشک شده، فرایندهای خودبه‌خود و گرماگیر را نشان می‌دهد [۲۷]. در سال  $2015$  لی و همکاران جذب یون اورانیل از محلول‌های آبی توسط ضایعات چای حاصل از مزارع چای Qimen از مناطق مرتفع چین را به صورت تابعی از زمان واکنش،  $\text{pH}$ ، غلظت اولیه و دما در شرایط محیطی بررسی کردند. نتایج نشان داد که جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای به شدت به  $\text{pH}$  وابسته است. حداکثر ظرفیت جذب ضایعات چای محاسبه شده از مدل‌های لانگ‌مویر در  $\text{pH}=4$  و دمای  $298$  کلون،  $29/412$  میلی‌گرم بر گرم بود. پارامترهای ترمودینامیکی محاسبه‌شده از ایزوترم‌های جذب وابسته به دما نشان داد که جذب یون اورانیل توسط ضایعات چای یک فرایند گرماگیر و خودبه‌خود بوده است [۲۲]. در سال  $2021$  دنیش و همکاران از چای منطقه شمال چین استفاده و چای مصرف‌شده تیمار شده با اسید (ASTLs) را به عنوان جاذب زیستی برای حذف یون اورانیل از محلول آبی معرفی کردند. حداکثر جذب  $85\%$  درصد در  $\text{pH}=5/5$ ،  $25^\circ\text{C}$  و  $24$  ساعت یافت شد. داده‌های جذب از ایزوترم لانگ‌مویر پیروی کردند و جذب تک لایه یون اورانیل روی ASTL ماهیت فیزیکی و شیمیایی داشت [۲۸].

با توجه به این‌که چای در اکثر کشورهای آسیایی از جمله چین، هند، ایران و ... متناسب با آب و هوای منطقه قابل کشت می‌باشد، ممکن است متناسب با آب و هوای آن منطقه دارای پتانسیل مختلفی در جذب زیستی از خود نشان دهد. همان‌طور که در مقالات اشاره شده در بالا مشاهده می‌شود پتانسیل چای مربوط به سه منطقه مختلف کشور چین بررسی و گزارش شده





شکل ۱. طرح‌واره‌ای از مراحل آماده‌سازی تفاله چای.

## ۲. مواد و روش

### ۱.۲ مواد آزمایشگاهی

برگ چای از مزارع چای در لاهیجان تهیه شد. اورانیل نیترات شش آبه ( $UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ )، نیتریک اسید، سدیم هیدروکسید و دیگر مواد مورد استفاده از شرکت مرک (Merck) تهیه گردید. هم‌چنین محلول استوک  $1000 \text{ mg/L}$  از اورانیل نیترات شش آبه در آب مقطر تهیه شد.

### ۲.۲ دستگاه‌های تجربی

طیف‌سنج نشر اتمی پلاسما القایی ICP (VARIAN, LIBERTY 150 AX TURBO) برای اندازه‌گیری غلظت اورانیل و طیف مادون قرمز FTIR (Bruker, model VECTOR 22) و روبشی SEM (ZEISS, Germany) و دستگاه آنالیز سطح BET (Quantachrome Instruments, version 2.2) نیز برای تجزیه و تحلیل ساختاری تفاله چای مورد استفاده قرار گرفتند. آزمایش‌های جذب زیستی با استفاده از تکاننده حمام آب با ترموستات (Gallenkamp Model) انجام شد. pH محلول توسط دستگاه pH متر (Sartorius PB-11 Model) اندازه‌گیری گردید.

### ۲.۳ آماده‌سازی جذب

برای تهیه تفاله چای به صورت شبیه‌سازی شده در آزمایشگاه، چای خام چندین بار با آب مقطر جوشانده شده شستشو داده شد تا این‌که آب حاصل از شستشوی چای تقریباً بی‌رنگ شده و تفاله چای به دست آید. سپس بر روی یک کاغذ تمیز قرار داده تا در هوای آزاد خشک گردند. در ادامه به مدت ۲۴ ساعت داخل آون در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده و پس از آن توسط آسیاب خرد شده و با الک‌های مش‌بندی شده در محدوده‌ی ۲۸۰-۴۰۰ میکرومتر دانه‌بندی شدند. در پایان جذب به دست آمده داخل ویال‌های شیشه‌ای ریخته شد (شکل ۱).

### ۲.۴ طراحی آزمایش

روش طراحی آزمایش برای ارزیابی فاکتورهای مؤثر بر میزان جذب اورانیل و بهینه‌سازی آن توسط جذب تفاله چای مورد استفاده قرار گرفت. چهار متغیر شامل pH، غلظت اولیه، دما و مقدار جذب در پنج سطح  $-\alpha$ ،  $-1$ ،  $0$ ،  $+1$  و  $+\alpha$  به صورت جدول ۱ مورد مطالعه قرار گرفت. بر اساس متغیرها و مقادیر آن‌ها یک سری شامل ۲۷ آزمایش با استفاده از طراحی مرکب مرکزی (CCD) طراحی گردید (جدول ۲).

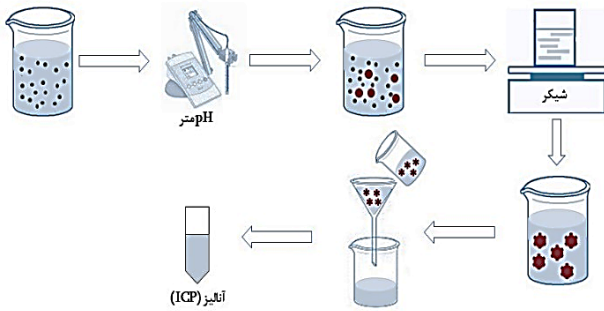
### ۲.۴ آزمایش‌های جذب ناپیوسته

برای بررسی عملکرد جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای در محلول‌های آبی، ۲۷ آزمایش طراحی شد. ۲۰ میلی‌لیتر از محلول آبی با pH تنظیم شده (با ۰/۱ مولار  $HNO_3$  و ۰/۱ مولار NaOH)، غلظت اولیه اورانیل، میزان جذب زیستی و دما مطابق جدول ۲، به مدت ۶۰ دقیقه در تکاننده با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه قرار داده شد. سپس محلول‌ها از کاغذ صافی عبور داده شدند (شکل ۲ طرح‌واره‌ای از روش کار را نشان می‌دهد). غلظت اورانیل باقی‌مانده در محلول‌ها با استفاده از دستگاه ICP اندازه‌گیری و درصد جذب در هر آزمایش از معادله (۱) به دست آمد.

$$E_{\alpha} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

که در آن  $E_{\alpha}$  راندمان جذب،  $C_0$  غلظت اولیه و  $C_e$  غلظت تعادلی اورانیل پس از فرایند جذب (mg/L) است.





شکل ۲. طرح‌واره‌ای از روش کار.

### ۳. نتایج

#### ۱.۳ بررسی مشخصات جاذب

با توجه به این که چای هر منطقه دارای گروه‌های عاملی متفاوت است، بنابراین جهت تعیین گروه‌های عاملی طیف FTIR از تفاله چای گرفته شد (شکل ۳). تجزیه و تحلیل FTIR نشان می‌دهد، پیک‌های ظاهر شده در ناحیه‌های  $621 \text{ cm}^{-1}$  و  $1120 \text{ cm}^{-1}$  به ترتیب مربوط به پیوندهای خمشی C-C و C-N و پیوند کششی C-O می‌باشد. همچنین پیوند کششی با پیک  $1247 \text{ cm}^{-1}$  به گروه  $\text{SO}_3^-$  و پیوند خمشی متقارن در ناحیه  $1400 \text{ cm}^{-1}$  و  $1461 \text{ cm}^{-1}$  به گروه  $\text{CH}_2$  نسبت داده می‌شوند. گروه آمین نوع دوم در ناحیه  $1519 \text{ cm}^{-1}$  پیوند کششی C=O در ناحیه  $1633 \text{ cm}^{-1}$  و پیوند کششی C=N در ناحیه  $2283 \text{ cm}^{-1}$  مشاهده شده است. پیوند کششی گروه C-H آلیفاتیک در ناحیه  $2852 \text{ cm}^{-1}$  و  $2923 \text{ cm}^{-1}$  و پیوند کششی گروه OH در ناحیه  $3411 \text{ cm}^{-1}$  دیده می‌شود [۲۹]. بنابراین طیف FTIR تفاله چای وجود گروه‌های عاملی مختلف مانند کربوکسیل، هیدروکسیل و آمین‌ها را در سطح آن نشان می‌دهد که این گروه‌های عاملی در فرایند جذب زیستی مؤثر هستند [۳۰]. شکل ۴ تصاویر SEM ساختار سطح تفاله چای را نشان می‌دهد. آنالیز عناصر با استفاده از EDX نشان داد که تفاله چای  $67.20\% \text{ C}$ ،  $31.60\% \text{ O}$ ،  $1.10\% \text{ Ca}$  و کم‌تر از  $0.10\%$  نیتروژن و گوگرد دارد. جذب و واجذب گاز نیتروژن با استفاده از روش BET و اندازه‌گیری سایز متوسط حفرات با استفاده از شاخه واجذب و روش BJH انجام و نتایج نشان داد جذب و واجذب سطحی تک لایه اتفاق می‌افتد (شکل ۵). مساحت سطح، حجم منافذ کل و قطر متوسط منافذ تفاله چای به ترتیب  $2.76 \text{ m}^2/\text{g}$ ،  $0.04 \text{ cm}^3/\text{g}$  و  $3.08 \text{ nm}$  می‌باشد.

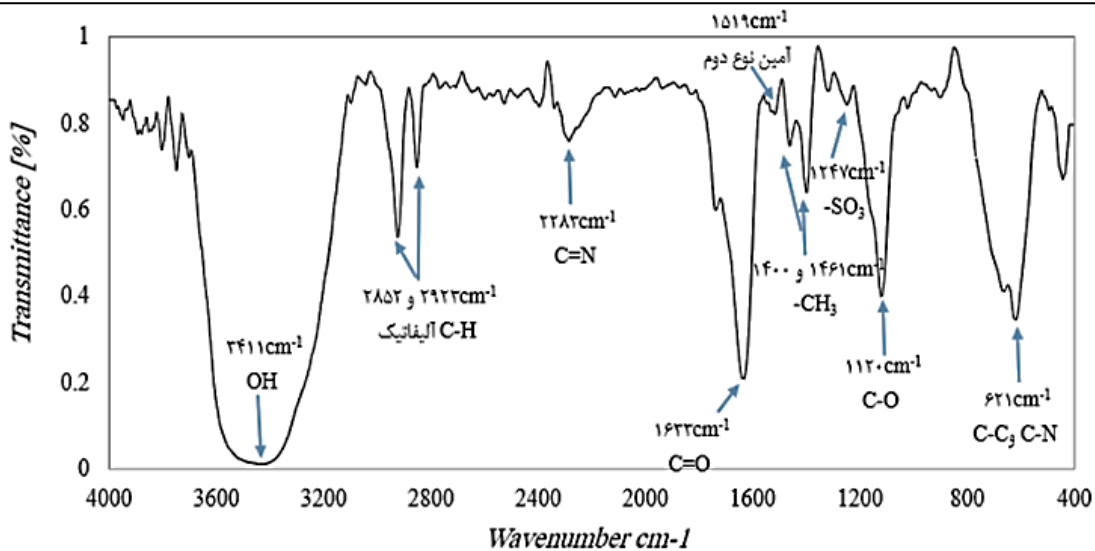
جدول ۱. متغیرهای روش طراحی مرکب مرکزی و سطح‌های کد شده

فاکتور	میزان جذب (A) (g)	دما (B) $^{\circ}\text{C}$	غلظت اولیه (C) (mg/L)	pH
$-\alpha$	۰.۰۱	۱۵	۵	۲
-۱	۰.۱۳	۲۵	۳۰	۳
۰	۰.۲۶	۳۵	۵۵	۴
+۱	۰.۳۸	۴۵	۸۰	۵
$+\alpha$	۰.۵	۵۵	۱۰۵	۶

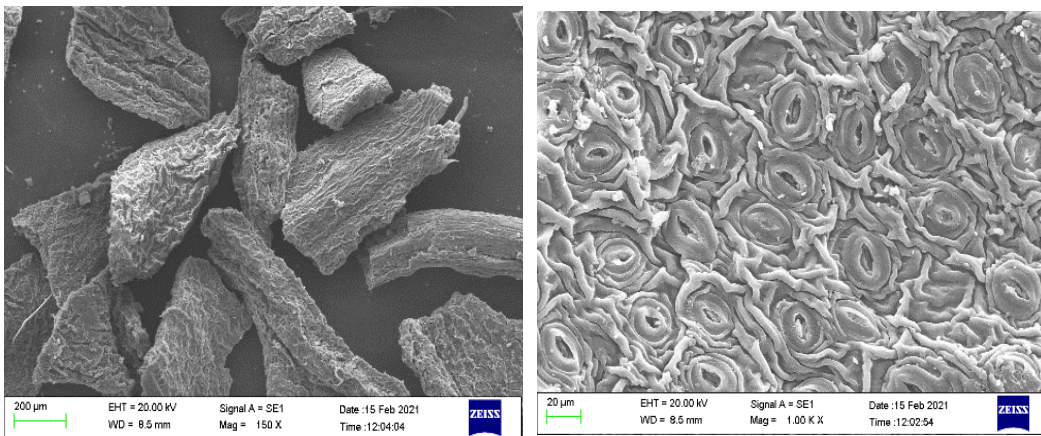
جدول ۲. مقادیر متغیرها و پاسخ‌های آزمایشگاهی طراحی مرکب مرکزی

ردیف	pH	غلظت محلول (mg/L)	دما ( $^{\circ}\text{C}$ )	میزان جاذب (g)	درصد جذب
۱	۵	۸۰	۴۵	۰.۳۸	۹۰.۷۵
۲	۳	۸۰	۴۵	۰.۱۳	۷۲.۵۶
۳	۵	۸۰	۲۵	۰.۳۸	۸۶.۵۲
۴	۵	۸۰	۴۵	۰.۱۳	۸۲.۰۸
۵	۳	۸۰	۲۵	۰.۱۳	۷۲.۰۲
۶	۳	۳۰	۲۵	۰.۱۳	۷۹.۷۵
۷	۴	۵۵	۵۵	۰.۲۶	۹۰.۳۶
۸	۳	۳۰	۴۵	۰.۱۳	۸۳.۱۴
۹	۳	۳۰	۲۵	۰.۳۸	۹۴.۵۶
۱۰	۴	۵۵	۱۵	۰.۲۶	۸۴.۲۱
۱۱	۴	۵۵	۳۵	۰.۵	۹۱.۸۱
۱۲	۲	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۷۸.۶۱
۱۳	۳	۳۰	۴۵	۰.۳۸	۹۶.۶۴
۱۴	۴	۵۵	۳۵	۰.۰۱	۵۲.۵۹
۱۵	۵	۳۰	۴۵	۰.۳۸	۹۲.۲۴
۱۶	۴	۱۰۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۴۵
۱۷	۳	۸۰	۴۵	۰.۳۸	۸۹.۸۸
۱۸	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۴۰
۱۹	۳	۸۰	۲۵	۰.۳۸	۸۶.۴۹
۲۰	۵	۸۰	۲۵	۰.۱۳	۸۰.۵۷
۲۱	۶	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۱.۵۸
۲۲	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۵.۳۵
۲۳	۵	۳۰	۲۵	۰.۳۸	۸۷.۳۷
۲۴	۴	۵۵	۳۵	۰.۲۶	۸۶.۰۹
۲۵	۵	۳۰	۴۵	۰.۱۳	۸۳.۱۳
۲۶	۵	۳۰	۲۵	۰.۱۳	۸۲.۷۶
۲۷	۴	۵	۳۵	۰.۲۶	۹۷.۲۳





شکل ۳. طیف مادون قرمز تفاله چای.



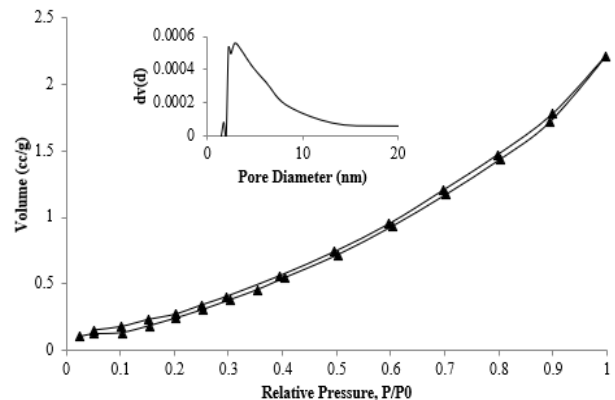
(ب)

(الف)

شکل ۴. SEM تفاله چای با بزرگ‌نمایی ۲۰ میکرومتر، (ب) ۲۰۰ میکرومتر.

نشان می‌دهد. سپس با استفاده از تحلیل واریانس (ANOVA)، نتایج به‌دست‌آمده برای ارزیابی برازش مورد ارزیابی قرار گرفت. بهترین مدل برای تجزیه و تحلیل واریانس جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای، مدل مرتبه دوم (quadratic model) است. مدل پیشنهاد شده توسط نرم‌افزار به صورت زیر تعریف شده است:

$$Y^z = 2,34E + 0.5 + 3,35E + 0.6 \text{ Dosage} - 10,335,38 \text{ Temp} - 14672,29 \text{ Conc} + 2,01E + 0.5 \text{ pH} + 12290,38 \text{ Dosage} * \text{Temp} - 815,55 \text{ Dosage} * \text{Conc} - 3,35E + 0.5 \text{ Dosage} * \text{pH} - 8,21 \text{ Temp} * \text{Conc} + 268,31 \text{ Temp} * \text{pH} + 1448,61 \text{ Conc} * \text{pH} - 2,56E + 0.6 \text{ Dosage}^z + 138,35 \text{ Temp}^z + 63,80 \text{ Conc}^z - 24436,20 \text{ pH}^z$$



شکل ۵. جذب و واجذب گاز نیتروژن در تفاله چای.

### ۳.۲ تحلیل آماری

با استفاده از روش سطح پاسخ مبتنی بر طراحی مرکب مرکزی (RSM-CCD)، بهینه‌سازی فرایند جذب زیستی انجام شد. جدول ۲ نتایج تجربی را بر اساس هر نقطه از طراحی آزمایش



۳.۳ بررسی پارامترهای مؤثر بر جذب اورانیل  
سطح‌های سه‌بعدی پاسخ‌ها ناشی از برهم‌کنش پارامترهای غلظت اورانیل، دما، pH و مقدار جذب در شکل‌های ۷ تا ۹ نشان داده شده است. شکل ۷ نشان می‌دهد که مطابق انتظار با افزایش میزان جذب درصد جذب یون فلزی افزایش می‌یابد. این به این دلیل است که جذب بیشتر، پیوندهای بیشتری برای تشکیل کمپلکس با یون‌های فلزی ایجاد می‌کند. افزایش بیش‌تر از ۰/۴ گرم جذب منجر به تغییر زیادی نمی‌شود که به دلیل متراکم شدن جذب و پوشانده شدن محل‌های اتصال و کاهش در مناطق جذبی توسط غلظت‌های بالای جذب است [۲۵، ۳۱]. راندمان حذف یون اورانیل با افزایش دما افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده‌ی گرماگیر بودن فرایند جذب می‌باشد. دما در واقع انرژی جنبشی یون‌های اورانیل و تعداد برخوردهای آن‌ها با سطح جذب را افزایش می‌دهد و دسترسی مؤثرتر و کارآمدتر به سطح جذب را برای آن‌ها آسان می‌کند [۲۲، ۲۳]. در این بررسی تأثیر افزایش میزان جذب بیشتر از دما است. حداکثر جذب اورانیل توسط جذب تفاله چای در محدوده دمای ۳۶-۵۵ °C و مقدار جذب ۰/۵-۲۴/۵ g است.

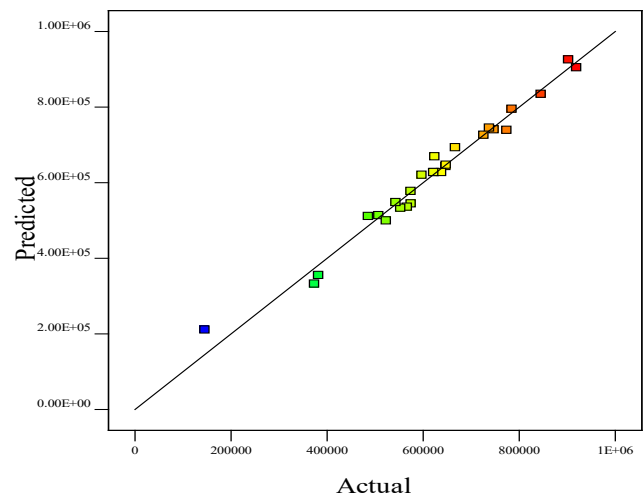
pH محلول فاکتور مهمی برای جذب اورانیل است زیرا بارهای سطحی جذب زیستی و گونه‌های اورانیل را در محلول تغییر می‌دهد. شکل ۸ تأثیر پارامترهای مقدار جذب و pH بر روی جذب زیستی اورانیل را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد در pH بسیار اسیدی، علی‌رغم وجود  $UO_2^{2+}$  به دلیل رقابت یون با هیدروژن، جذب پایین است. با افزایش pH، آزادسازی هیدروژن گروه‌های عاملی کربوکسیل و هیدروکسیل راحت‌تر صورت گرفته و به دلیل افزایش بار منفی سطح جذب، تبادل یون بهتر اتفاق می‌افتد. مطالعات گونه‌شناسی اورانیل نشان داده است که در pH‌های پایین تا حوالی pH=۴ گونه  $UO_2^{2+}$  گونه غالب است. پس از pH=۴ گونه  $UO_2^{2+}$  کاهش یافته و گونه‌های  $(UO_2)_2(OH)_5^+$  و  $(UO_2)_2(OH)_4^{2+}$  افزایش می‌یابند و به دلیل کاهش تحرک‌پذیری یون (نسبت بار/جرم) موجب کاهش جزیی جذب می‌شود. با افزایش مقدار جذب نیز معمولاً میزان جذب زیستی افزایش می‌یابد که دلیل آن افزایش سایت‌های جذب جذب زیستی است. همان‌طور که در شکل ۸ مشخص است، در محدوده‌ی pH=۲-۴ و مقدار جذب ۰/۵-۰/۳۸ g، درصد جذب اورانیل از ۵۲٪ تا ۹۷٪ افزایش می‌یابد.

شکل ۹ تأثیر پارامترهای غلظت اولیه اورانیل و pH بر روی جذب زیستی اورانیل را نشان می‌دهد. همان‌طور که از شکل ۹ مشخص است، حداکثر درصد جذب در غلظت اولیه ۱۵-۵ mg/L است.

به طور کلی، مقدار P کم‌تر از ۰/۰۵ و مقدار F بزرگ در جدول تحلیل واریانس تأثیر بیشتر متغیرها را نشان می‌دهد. با توجه به جدول واریانس (جدول ۳) مقدار F و P مدل پیشنهادی به ترتیب برابر با ۳۷/۶۹ و  $<0/0001$  می‌باشد که دلالت بر صحت مدل پیشنهادی دارد. همچنین شکل ۶ با  $R^2$  برابر با ۰/۹۸، نشان می‌دهد مدل پیشنهادی به خوبی قادر است مقادیر تجربی را پیش‌بینی کند و مدل درجه دوم ارائه شده توسط نرم‌افزار طراحی آزمایش برای نتایج تجربی مناسب است. برهم‌کنش‌های مرتبه دوم، خطی و دوتایی پارامترها در جدول ۳ ارائه شده است.

جدول ۳. تحلیل واریانس مدل پیشنهادی برای میزان جذب اورانیل

مرجع	Sum of squares	df	Mean square	F-value	p-value
Model	۷,۰۱۱E+۱۱	۱۴	۵,۰۰۸E+۱۰	۳۷,۶۹	<۰/۰۰۰۱
A-dosage	۴,۱۸۸E+۱۱	۱	۴,۱۸۸E+۱۱	۳۱۵,۱۶	<۰/۰۰۰۱
B-Temp	۲,۳۳۳E+۱۰	۱	۲,۳۳۳E+۱۰	۱۷,۵۶	۰/۰۰۱۳
C-conc	۸,۳۲۵E+۱۰	۱	۸,۳۲۵E+۱۰	۶۲,۶۶	<۰/۰۰۰۱
D-pH	۲,۰۱۴E+۰۹	۱	۲,۰۱۴E+۰۹	۱,۵۲	۰/۲۴۱۸
AB	۳,۵۹۷E+۰۹	۱	۳,۵۹۷E+۰۹	۲,۷۱	۰/۱۲۵۸
AC	۹,۹۰۰E+۰۷	۱	۹,۹۰۰E+۰۷	۰/۰۷۴۵	۰/۷۸۹۵
AD	۲,۶۷۵E+۱۰	۱	۲,۶۷۵E+۱۰	۲۰,۱۴	۰/۰۰۰۷
BC	۶,۷۳۳E+۰۷	۱	۶,۷۳۳E+۰۷	۰/۰۵۰۷	۰/۸۲۵۷
BD	۱,۱۵۲E+۰۸	۱	۱,۱۵۲E+۰۸	۰/۰۸۶۷	۰/۷۷۳۵
CD	۲,۰۹۸E+۱۰	۱	۲,۰۹۸E+۱۰	۱۵,۷۹	۰/۰۰۱۸
A <sup>۲</sup>	۳,۰۹۷E+۱۰	۱	۳,۰۹۷E+۱۰	۲۳,۳۱	۰/۰۰۰۴
B <sup>۲</sup>	۴,۰۸۴E+۰۹	۱	۴,۰۸۴E+۰۹	۳,۰۷	۰/۱۰۵۱
C <sup>۲</sup>	۳,۳۹۲E+۱۰	۱	۳,۳۹۲E+۱۰	۲۵,۵۳	۰/۰۰۰۳
D <sup>۲</sup>	۱,۲۷۴E+۱۰	۱	۱,۲۷۴E+۱۰	۹,۵۹	۰/۰۰۹۳



شکل ۶. مقایسه نتایج تجربی و مدل پیشنهادی برای جذب اورانیل توسط تفاله چای.

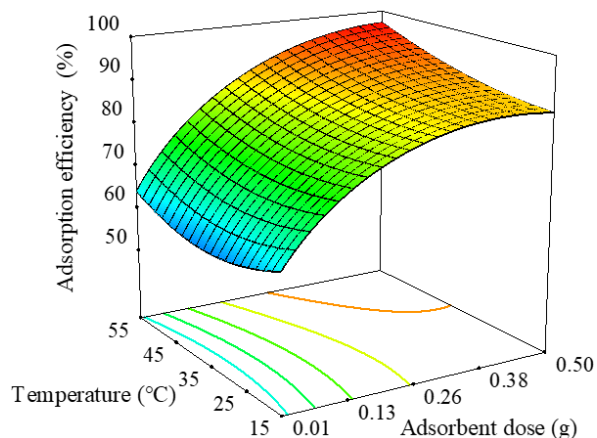


با افزایش pH ۲ تا ۴ درصد جذب اورانیل افزایش می‌یابد و در pH های بالا به دلیل تشکیل هیدروکسید فلزی میزان جذب کاهش می‌یابد. با وجود این، در غلظت‌های پایین در pH های ۲-۴ تقریباً جذب یکنواخت می‌باشد و با توجه به غلظت‌های پایین یون اورانیل در محیط اسیدی‌تر ضمن رقابت یون‌های هیدروژن با یون‌های اورانیل این امکان وجود دارد که تقریباً یون‌های اورانیل کامل جذب شوند. اما با افزایش مقدار یون اورانیل این رقابت بیشتر شده و مقدار جذب با افزایش غلظت آن در محیط اسیدی‌تر کاهش می‌یابد. با افزایش غلظت یون اورانیل در محلول اولیه، عموماً مقدار جذب به دلیل اشباع سایت‌های جذب کاهش می‌یابد.

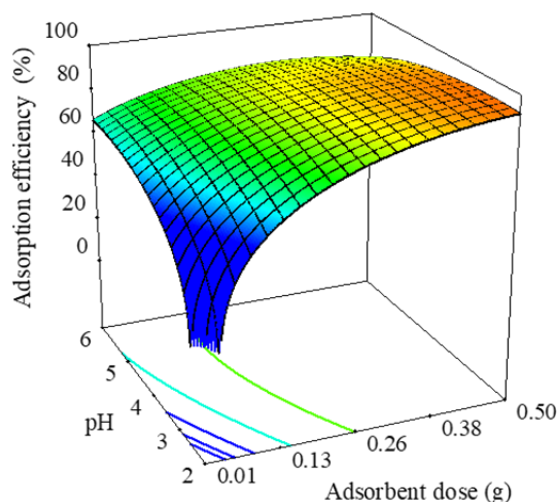
جدول ۴ نقطه بهینه همراه با مقادیر پیش‌بینی شده و تجربی را نشان می‌دهد. در شرایط بهینه، راندمان جذب زیستی اورانیل توسط تفاله چای ۹۶/۶۲ درصد بود که دارای خطای کم‌تر از ۱/۴٪ است.

#### ۳.۴ زمان تماس

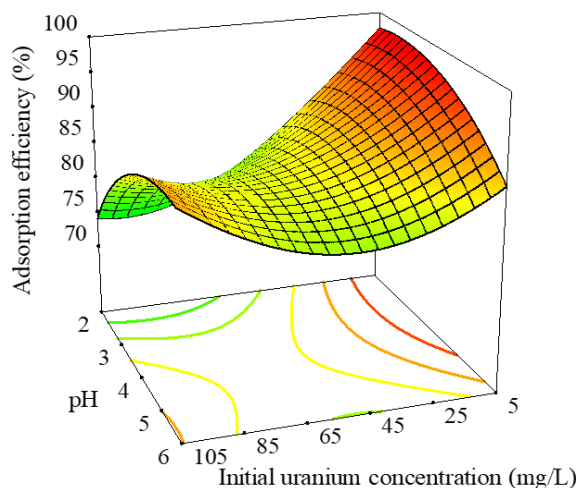
اثر زمان تماس بر میزان جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای در دمای  $35^{\circ}\text{C}$  و  $\text{pH}=4$  و غلظت  $55 \text{ mg/L}$  در شکل ۱۰ نشان داده شده است. همان‌طور که انتظار می‌رود، با افزایش زمان میزان جذب افزایش یافته و با اشغال بیشتر سایت‌های فعال سرعت جذب کاهش می‌یابد و در نهایت به تعادل می‌رسد. با بررسی نمودار می‌توان دریافت که سینتیک جذب یون‌های فلزی از دو فاز تشکیل شده است. در فاز اول جذب سریع به دلیل دسترسی یون‌های فعال خالی برای جذب است و در فاز دوم سرعت جذب آهسته که مربوط به نفوذ داخلی بوده و سرعت جذب را تا رسیدن به تعادل کنترل می‌کند. وقتی فرایند جذب به تعادل و حالت اشباع برسد، میزان جذب با زمان تغییری چندانی نمی‌کند. با توجه به نتایج به دست آمده، مشاهده شد که بعد از ۹۰ دقیقه به تعادل می‌رسد و بیش‌تر جذب در همان ۶۰ دقیقه اول اتفاق می‌افتد. جذب سریع در ۶۰ دقیقه اول مربوط به سایت‌های فعال در دسترس جاذب برای جذب اورانیل می‌باشد. بعد از ۶۰ دقیقه که سایت‌های فعال خارجی به اشباع می‌رسند، زمان بیش‌تری مورد نیاز است تا فرایند جذب توسط سایت‌های فعال داخلی انجام پذیرد. بعد از ۹۰ دقیقه تقریباً تمام سایت‌های داخلی و خارجی اشباع می‌شود.



شکل ۷. اثر مقدار جاذب و دما بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (غلظت اورانیل:  $55 \text{ mg/L}$ ،  $\text{pH}=4$ ).



شکل ۸. اثر pH و مقدار جاذب بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (غلظت اورانیل:  $55 \text{ mg/L}$ ، دما:  $35^{\circ}\text{C}$ ).



شکل ۹. اثر غلظت اولیه اورانیل و pH بر روی جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای (مقدار جاذب =  $0.26 \text{ g}$ ، دما =  $35^{\circ}\text{C}$ ).



که در آن  $K_p'$  ثابت سرعت مدل شبه مرتبه دوم است که واحد آن  $g/(mg.min)$  است.

معادله مدل الویج به صورت زیر است:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (4)$$

که در آن  $q_t$  مقدار ماده جذب‌شونده در فاز جامد در زمان  $t$   $(mg/g)$ ،  $\alpha$  و  $\beta$  به ترتیب سرعت جذب اولیه  $(mg/g.min)$  و ثابت واجذب  $(g/mg)$  است.

معادله مدل تابع توان به صورت زیر است:

$$\log q_t = \log \alpha + b \log t \quad (5)$$

که در آن  $a$  و  $b$  ثابت‌های مدل تابع توان هستند. پارامترهای سینتیکی با توجه به نمودارهای خطی معادلات بررسی شد (جدول ۵). نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه و تحلیل داده‌های حاضر نشان داد که جذب زیستی اورانیل روی تفاله چای با ضریب همبستگی  $R^2 > 0.99$  با شبه معادله سینتیکی مرتبه دوم توصیف شده است (شکل ۱۱).

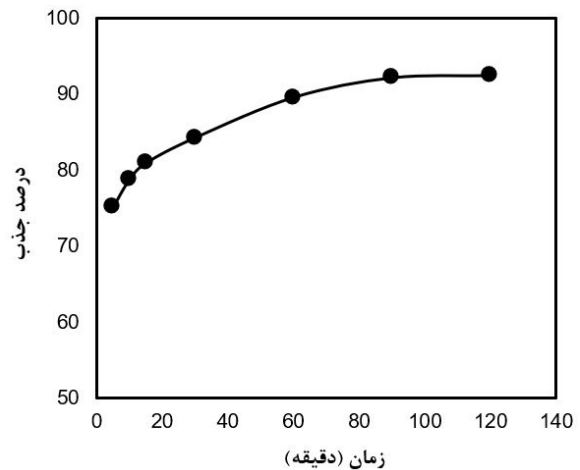
از آنجایی که گروه‌های هیدروکسیل و کربوکسیل به وفور در جاذب‌های گیاهی وجود دارند بنابراین این دو گروه عاملی محل‌های جذب غالب برای یون اورانیل هستند. بنابراین نتایج حاصل نشان می‌دهد در طی فرایند جذب زیستی، شامل اشتراک الکترون یا انتقال الکترون بین یون‌های اورانیل و گروه‌های عاملی سطح جاذب بوده است [۳۴-۳۶].

جدول ۵- پارامترهای سینتیکی جذب اورانیل توسط تفاله چای

تفاله چای	پارامترها	مدل سینتیکی
۰,۰۶	$K_1$	
$9,46 \times 10^{-5}$	$q_e$	شبه مرتبه اول
۰,۸۰	$R^2$	
۰,۰۸	$K_p$	
۴,۸۸	$q_e$	شبه مرتبه دوم
۱	$R^2$	
۰,۱۱	$\alpha$	
۰,۳۰	$\beta$	الویج
۰,۹۹	$R^2$	
۰,۰۷	$b$	
۰,۰۰۲	$a$	تابع توان
۰,۹۹	$R^2$	

جدول ۴. شرایط بهینه حاصل از طراحی آزمایش برای حداکثر جذب زیستی یون اورانیل از محلول آبی توسط تفاله چای

فاکتور	مقدار بهینه	پاسخ پیش‌بینی شده	پاسخ تجربی
pH	۳,۹		
غلظت اولیه اورانیل $(mg/L)$	۱۰	۹۵,۳۰	۹۶,۶۲
دما $(^{\circ}C)$	۲۵		
مقدار جاذب $(g)$	۰,۲۷۵		



شکل ۱۰. اثر زمان تماس بر میزان جذب اورانیل توسط تفاله چای (مقدار جاذب: ۰,۲۶ g، pH=۴، دما: ۳۵ $^{\circ}C$ ، غلظت اورانیل: ۵۵ mg/L، سرعت تکاننده: ۱۵۰ rpm).

### ۳.۵ سینتیک جذب سطحی

در یک سیستم مایع-جامد، سینتیک جذب عامل بسیار مهمی در پیش‌بینی سرعت جذب زیستی یک جاذب زیستی است. داده‌های جنبشی جذب زیستی با استفاده از مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، الویج و تابع توان مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت [۳۲، ۳۳].

معادله مدل شبه مرتبه اول به صورت زیر است:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_1}{2,303} t \quad (2)$$

که در آن  $q_e$  نشان‌دهنده ظرفیت جذب تعادلی و  $q_t$  ظرفیت جذب در زمان  $t$  (min) بر حسب  $mg/g$  است.  $K_1$  نشان‌دهنده ثابت سرعت مدل شبه مرتبه اول  $(min^{-1})$  است.

معادله مدل شبه مرتبه دوم به صورت زیر است:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_p' q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$





مدل ایزوترم تمکین گرمای جذب زیستی و برهم‌کنش جاذب روی سطح را پیش‌بینی می‌کند. معادله تمکین به صورت زیر است:

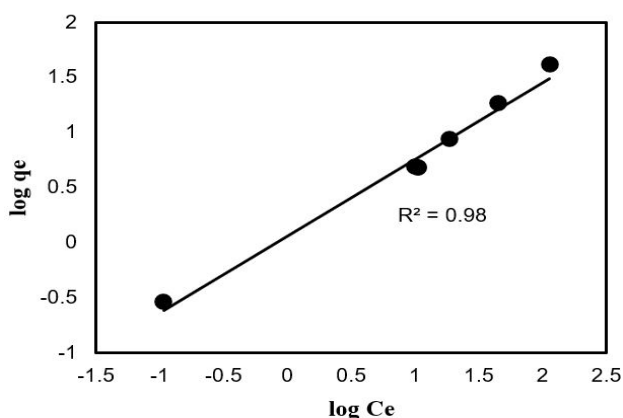
$$q_e = \frac{RT}{b_T} \ln K_T + \frac{RT}{b_T} \ln C_e \quad (8)$$

که در آن،  $R$  ثابت جهانی گازها،  $T$  دمای مطلق برحسب کلون،  $K_T$  و  $b_T$  ثابت‌های ایزوترم تمکین می‌باشند که به ترتیب حداکثر انرژی پیوند ( $L/g$ ) و گرمای جذب ( $kJ/mol$ ) هستند.

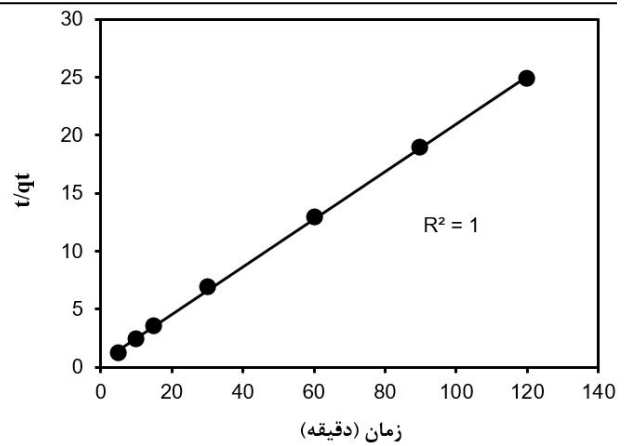
در جدول ۶ نتایج ایزوترم‌ها ارائه شده است.  $R^2$  بالا با برازش داده‌های تجربی در مدل ایزوترم فروندلیچ ( $R^2 > 0.98$ ) در مقایسه با سایر مدل‌ها به دست آمد. نتایج حاصل نشان می‌دهد هم‌دمای فروندلیچ جذب را به صورت چند لایه و بر روی سطوح ناهمگن توصیف می‌کند. ابتدا سایت‌های اتصال قوی‌تر اشغال می‌شود و سپس با افزایش میزان اشغال سایت‌ها قدرت اتصال کاهش می‌یابد [۳۸]. نمودار مدل ایزوترم فروندلیچ در شکل ۱۲ نشان داده شده است.

جدول ۶. پارامترهای ایزوترم جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای

ایزوترم	پارامترها	تفاله چای
ایزوترم لانگمویر	$q_m$	۸۸٫۵۰
	$K_L$	۰٫۰۰۷
	$R^2$	۰٫۳۴
ایزوترم فروندلیچ	$n$	۰٫۷۰
	$K_F$	۱٫۱۵
	$R^2$	۰٫۹۸
ایزوترم تمکین	$b_T$	۰٫۶۱
	$K_T$	۱٫۳۷
	$R^2$	۰٫۴۹



شکل ۱۲. برازش داده‌های تعادلی جاذب تفاله چای با ایزوترم فروندلیچ (میزان جاذب =  $0.26g$ ،  $pH=4$ ، دما =  $35^\circ C$ ، غلظت اورانیل  $55 mg/L$ ، سرعت تکاننده =  $150 rpm$ ).



شکل ۱۱. نمودار معادله شبه مرتبه دوم برای جذب اورانیل از محلول آبی توسط جاذب تفاله چای (مقدار جاذب:  $0.26g$ ،  $pH=4$ ، دما:  $35^\circ C$ ، غلظت اورانیل:  $55 mg/L$ ، سرعت تکاننده:  $150 rpm$ ).

### ۳.۶ ایزوترم جذب سطحی

تعادل جذب زیستی معمولاً با یک معادله ایزوترم توصیف می‌شود که پارامترهای آن ویژگی‌های سطحی و میل جذبی جاذب زیستی را بیان می‌کند. برای برازش داده‌ها از ایزوترم‌های لانگمویر، فروندلیچ و تمکین استفاده شد [۳۲، ۳۷]. ایزوترم جذب زیستی لانگمویر برای فرایندهای جذب زیستی که بر روی سطوح همگن با مکان‌های جذب زیستی دارای فعالیت‌های مختلف رخ می‌دهند، کاربرد دارد. معادله لانگمویر به صورت زیر است:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} C_e + \frac{1}{K_L q_m} \quad (6)$$

که در آن، ثابت‌های لانگمویر  $q_m$  ( $mg/g$ ) و  $K_L$  ( $L/mg$ ) می‌باشد که به ترتیب نشان‌دهنده حداکثر میزان جذب تک لایه و انرژی جذب است. هم‌چنین  $q_e$  ( $mg/g$ ) و  $C_e$  ( $mg/L$ ) به ترتیب نشان‌دهنده میزان جذب تعادلی و غلظت تعادلی جزء جذب‌شونده هستند. مدل ایزوترم فروندلیچ فرض می‌کند که جذب زیستی روی سطحی ناهمگن که دارای مکان‌هایی با انرژی‌های مختلف جذب زیستی است، رخ می‌دهد. معادله فروندلیچ به صورت زیر است:

$$\log(q_e) = \log(K_F) + n \log(C_e) \quad (7)$$

که در آن،  $K_F$  ثابت فروندلیچ برحسب  $\frac{mg}{g} \times \left(\frac{L}{mg}\right)^n$  است که با میزان جذب مرتبط می‌باشد.  $n$  ثابت بدون بعد فروندلیچ است که با استحکام پیوند ارتباط دارد.



سولفوریک می‌باشد. اما درصد جذب از چای لاهیجان کم‌تر بوده و همچنین در مدت زمان طولانی‌تری به تعادل رسیده است که از لحاظ صنعتی برای پساب‌های هسته‌ای مناسب نمی‌باشد.

#### ۴. نتیجه‌گیری

ابتدا ساختار جاذب با استفاده از FTIR, SEM و BET شناسایی و سپس با استفاده از روش طراحی آزمایش به بررسی پارامترهای مؤثر (۶-۲) pH، غلظت یون اورانیل (۵-۱۰۵ mg/L)، میزان جاذب (۰/۰۵-۰/۰۱ g) و دما (۵۵-۱۵°C) در میزان جذب یون اورانیل از محلول آبی مورد بررسی قرار گرفت. شرایط بهینه برای جذب اورانیل توسط جاذب تفاله چای pH=۳/۹، دما ۲۵°C، میزان جاذب ۰/۲۷۵ g، غلظت اورانیل ۱۰ mg/L و زمان تماس ۹۰ دقیقه است. درصد جذب پیش‌بینی شده توسط نرم‌افزار برای تفاله چای ۹۵/۳۰٪ بود که اختلاف کمی با مقادیر تجربی داشت. بهترین مدل ایزوترم و سینتیکی برازش شده با نتایج ایزوترم فرندلیچ و مدل شبه مرتبه دوم است. برای بررسی پتانسیل جاذب، آن‌ها در محیط پساب صنعتی که دارای پیچیدگی نسبت به محیط آزمایشگاهی است، مورد بررسی قرار گرفته و نتایج مطلوبی حاصل شد. این جاذب در محیط پساب واقعی نشان داد که توانایی جذب بالای ۹۰٪ را نسبت به یون اورانیل دارد که نسبت به سایر جاذب‌های گزارش شده در تحقیقات پیشین دارای عملکرد مطلوبی است.

جدول ۷. عملکرد تفاله چای بر جذب اورانیل از پساب واقعی

تعداد آزمایش	درصد جذب (%)	
	تفاله چای	میانگین
۱	۹۴/۱۲	
۲	۹۴/۰۲	۹۳/۵۰
۳	۹۳/۳۰	
۴	۹۲/۵۸	

#### ۳.۷ بررسی توانایی تفاله چای برای پساب واقعی

برای بررسی بهتر پتانسیل تفاله چای، توانایی آن برای جذب یون اورانیل در محیط پساب واقعی حاوی یون‌های نیکل (۰/۰۲۲ ppm)، آلومینیوم (۰/۰۶۸ ppm)، آهن (۰/۰۳۴ ppm)، منیزیم (۱۲۷ ppm) و کلسیم (۵۱۵ ppm) مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج حاصل در نقطه بهینه‌ای که از نرم‌افزار طراحی آزمایش به دست آمده است برای پساب واقعی با ۴ بار تکرار آزمایش‌ها در جدول ۷ ارائه شده است که میانگین جذب ۹۳/۵۰٪ است. نتایج نشان‌دهنده آن است که جاذب حاضر ضمن جذب بالای اورانیل از پساب واقعی، تکرارپذیری بالایی نیز دارد.

#### ۳.۸ مقایسه جاذب حاضر با سایر جاذب‌های زیستی

با توجه به تحقیقات پیشین انجام شده با برخی جاذب‌های زیستی برای جذب یون اورانیل، مقایسه‌ای بین مقادیر به دست آمده برای حداکثر ظرفیت جذب برای یون اورانیل با سایر منابع علمی انجام و در جدول ۸ ارائه شد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود جاذب حاضر نسبت به جاذب‌های اشاره شده دارای پتانسیل بهتری برای جذب یون اورانیل است. با توجه به آنالیز عنصری انجام شده واضح است که ترکیبات عنصری اصلی ضایعات چای کربن، نیتروژن و اکسیژن می‌باشند. مقایسه چای لاهیجان با چای استان هونان چین نشان می‌دهد چای لاهیجان از محتوای بالاتری از اکسیژن (۳۱/۶۰٪ در مقایسه با ۱/۶۱٪) برخوردار است و گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن در چای لاهیجان بیش‌تر می‌باشد. همچنین چای لاهیجان در مقایسه با چای مزارع Qimen از محتوای بالاتری از کربن (۶۷/۲۰٪ در مقایسه با ۴۵/۵٪) برخوردار است و گروه‌های عاملی حاوی کربن در چای لاهیجان بیش‌تر می‌باشد. چای منطقه شمال چین دارای ظرفیت جذب بیش‌تری نسبت به جاذب مورد مطالعه در کار حاضر دارد که به دلیل اصلاح سطح آن با استفاده از اسید

جدول ۸. مقایسه ظرفیت جذب تفاله چای با برخی جاذب‌ها برای جذب اورانیل

منبع	ظرفیت جذب (میلی‌گرم بر گرم)	درصد جذب	دما (سانتی‌گراد)	غلظت یون فلز (میلی‌گرم بر لیتر)	زمان تعادل (دقیقه)	pH	جاذب
دشموک و همکاران [۲۳]	۱۵/۰۳	۸۵/۶	۳۰	۲۵	۴۰	۷	پوست مغناطیسی شده درخت املای
ژانگ و همکاران [۲۴]	۲۴/۰۴	۹۵	۳۵	۱۰	۹۰	۴	نی اصلاح شده برنج
محمود [۲۵]	۱۶/۱۲	۹۵/۵	۲۸	۱۰۰	۶۰	۴	پوست پرتقال
دینگ و همکاران [۲۶]	۲۲/۲۱	۸۶/۸	۳۵	۵۰	۷۲۰	۶	ضایعات چای استان هونان چین
لوکا و همکاران [۲۷]	۵۹/۵	۷۷	۱۸	۱۰۰	۱۴۴۰	۳	ضایعات چای کیسه‌ای
لی و همکاران [۲۲]	۲۹/۴۱	-	۲۵	۱۰	۷۲۰	۴	ضایعات چای مزارع Qimen از مناطق مرتفع چین
دنیس و همکاران [۲۸]	۱۲۰/۷۴	۸۵	۲۵	۳۰	۱۴۴۰	۵/۵	ضایعات چای منطقه شمال چین
مطالعه حاضر	۸۸/۵۰	۹۵/۳	۲۵	۱۰	۹۰	۳/۹	تفاله چای (لاهیجان)



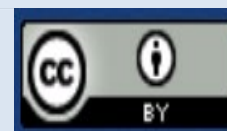
- Housseinpour R, Latibari A.J, Farnood R, Fatehi P, Sepiddehdam S.J. Fiber morphology and chemical composition of rapeseed (*Brassica napus*) stems. *IAWA Journal*. 2010;31(4):457-464.
- Gupta N.K, Sengupta A, Gupta A, Sonawane J.R, Sahoo H. Biosorption-an alternative method for nuclear waste management: a critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2018;6(2):2159-2175.
- Olawale S.A, Biosorption of Heavy Metals: A Mini Review. *Acta Scientific Agriculture*. 2019;3:22-25.
- Ribera D, Labrot F, Tisnerat G, Narbonne J.F. Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 1996 Springer;53-89.
- Cheira M.F, Orabi A.S, Atia B.M, Hassan S.M. Solvent extraction and separation of thorium (IV) from chloride media by a Schiff base. *Journal of Solution Chemistry*. 2018;47(4):611-633.
- Zhu Z, Pranolo Y, Cheng C.Y. Uranium solvent extraction and separation from vanadium in alkaline solutions. *Separation Science and Technology*. 2013;48(9):1402-1408.
- Ang K.L, Li D, Nikoloski A.N. The effectiveness of ion exchange resins in separating uranium and thorium from rare earth elements in acidic aqueous sulfate media. Part 1. Anionic and cationic resins. *Hydrometallurgy*. 2017;174:147-155.
- Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management*. 2011;92(3):407-418.
- Duan P, Wang W, Sang S, Ma M, Wang J, Zhang W. Modes of occurrence and removal of toxic elements from high-uranium coals of Rongyang Mine by stepped release flotation. *Energy Science & Engineering*. 2019;7(5):1678-1686.
- Zaheri A, Moheb A, Keshtkar A.R, Shirani A. Uranium separation from wastewater by electrodialysis. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2010;7(5):423-430.
- Kim K.-W, Hyun J.T, Lee K.Y, Lee E.H, Chung D.Y, Moon J.K. Recycling of acidic and alkaline solutions by electrodialysis in a treatment process for uranium oxide waste using a carbonate solution with hydrogen peroxide. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2012;51(18):6275-6282.
- Ozdemir S, Kılınç E, Yalcin m.S, Soylak M, Şen F. A new magnetized thermophilic bacteria to preconcentrate uranium and thorium from environmental samples through magnetic solid-phase extraction. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*. 2020;186:113315.
- Abdel-Magied A.F. Solid phase extraction of uranium from phosphoric acid: kinetic and thermodynamic study. *Radiochimica Acta*. 2017;105(10):813-820.
- Horwitz E.P, Dietz M.L, Chiarizia R, Diamond H, Essling A.M, Graczyk D. Separation and preconcentration of uranium from acidic media by extraction chromatography. *Analytica Chimica Acta*. 1992;266(1):25-37.
- Milliard A, Durand-Jézéquel M, Larivière D. Sequential automated fusion/extraction chromatography methodology for the dissolution of uranium in environmental samples for mass spectrometric determination. *Analytica Chimica Acta*. 2011;684(1-2):40-46.
- Rao T.P, Metilda P, Gladis J.M. Preconcentration techniques for uranium (VI) and thorium (IV) prior to analytical determination—an overview. *Talanta*. 2006;68(4):1047-1064.
- Wang J, Chen C. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*. 2009;27(2):195-226.
- Fomina M, Gadd G.M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*. 2014;160:3-14.
- Zhao Y, Wang D, Xie H, Won S.W, Cui L, Wu G. Adsorption of Ag (I) from aqueous solution by waste yeast: kinetic, equilibrium and mechanism studies. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2015;38(1):69-77.
- Taheri M, Khajenoori M, Shiri-Yekta Z, Zahakifar F. Review of effective parameters on bioabsorption of heavy metals. *The 11th International Chemical Engineering Congress & Exhibition (ICChEC 2020)*, 2020;1(551).
- Joshi N.C. Biosorption: A green approach for heavy metals removal from water and waste waters. *RJLBPCS*. 2018;4(1):1-59.
- Li X, Li F, Jin Y, Jiang C. The uptake of uranium by tea wastes investigated by batch, spectroscopic and modeling techniques. *Journal of Molecular Liquids*. 2015;209:413-418.
- Deshmukh P, Sar S.K, Ghosh P.K. Efficient exclusion of uranyl ion from aqueous medium by a novel magnetic bio adsorbent (*Phyllanthus emblica* bark). *Groundwater for Sustainable Development*. 2021;14:100625.
- Zhang X, Kong L, Song G, Chen D. Adsorption of uranium onto modified rice straw grafted with oxygen-containing groups. *Environmental Engineering Science*. 2016;33(12):942-950.
- Mahmoud M. Removal of uranium (VI) from aqueous solution using low cost and eco-friendly adsorbents. *J. Chem. Eng. Process Technol*. 2013;4(6):1-4.
- Ding D.X, Liu X.T, Hu N, Li G.Y, Wang Y.D. Removal and recovery of uranium from aqueous solution by tea waste. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2012;293:735-741.



27. Aly Z, Luca V. Uranium extraction from aqueous solution using dried and pyrolyzed tea and coffee wastes. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;295:889-900.
28. Ijaz A, Danish K, Tariq M, Ayub K. Removal of Uranium U(IV) from aqueous solution using acid treated spent tea leaves. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*. 2021;4:100197.
29. Foroughi-Dahr M, Abolghasemi H, Esmaili M, Shojamoradi A, Fatoorehchi H. Adsorption characteristics of Congo red from aqueous solution onto tea waste. *Chemical Engineering Communications*. 2015;202(2):181-193.
30. Wan S, Ma Z, Xue Y, Ma M, Xu S, Qian L, Zhang Q. Sorption of lead (II), cadmium (II), and copper (II) ions from aqueous solutions using tea waste. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2014;53(9):3629-3635.
31. Tajer-Mohammad-Ghazvini P, Kasra-Kermanshahi R, Nozad-Golikand A, Sadeghizadeh M, Ghorbanzadeh-Mashkani S, Dabbagh R. Cobalt separation by Alphaproteobacterium MTB-KTN90: magnetotactic bacteria in bioremediation. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2016;39:1899-1911.
32. Tofighy M.A, Mohammadi T. Permanent hard water softening using carbon nanotube sheets. *Desalination*. 2011;268(1-3):208-213.
33. Olaofe O, Olagboye S.A, Akanji P.S, Adamolugbe E.Y, Fowowe O.T, Olaniyi A.A. Kinetic studies of adsorption of heavy metals on clays. *International Journal of Chemistry*. 2015;7(1):48-54.
34. Ai L, Luo X, Lin X, Zhang S. Biosorption behaviors of uranium (VI) from aqueous solution by sunflower straw and insights of binding mechanism. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;298:1823-1834.
35. Zhou L, Huang Z, Luo T, Liu Y.J.Z, Adesina A.A. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution using phosphate-modified pine wood sawdust. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2015;303:1917-1925.
36. Sabanovic E, Muhic-Sarac T, Nuhanovic M, Memic M. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution by Citrus limon peels: kinetics, equilibrium and batch studies. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2019;319:425-435.
37. Ho Y, Porter J, McKay G. Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: copper, nickel and lead single component systems. *Water, air, and soil pollution*. 2002;141(1):1-33.
38. Aly Z, Luca V. Uranium extraction from aqueous solution using dried and pyrolyzed tea and coffee wastes. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2013;295:889-900.

**COPYRIGHTS**

©2021 The author(s). This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, as long as the original authors and source are cited. No permission is required from the authors or the publishers.



## استناد به این مقاله

طاهری، محمد، خواجه‌نوری، مریم، شبیری یکتا، زهرا، ضحاک‌فر، فاضل. (۱۴۰۳)، مطالعه جذب زیستی اورانیل از محلول آبی توسط تفاله چای به روش RSM. *مجله علوم، مهندسی و فناوری هسته‌ای*، ۱۰۹ (۳)، ۱-۱۲. DOI: <https://doi.org/10.24200/nst.2024.1571>. URL: [https://jonsat.nstri.ir/article\\_1571.html](https://jonsat.nstri.ir/article_1571.html).

