

## ***Removal of Chromium (VI) from Aqueous Solution by Activated Carbon Modified with Cationic Surfactant Benzalkonium Chloride***

Ramezanali Dianati Tilaki<sup>1</sup>,  
Seyedeh Saba Hosseini Motlagh<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Health Sciences Research Center, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

<sup>2</sup>MSc Student in Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

(Received July 13, 2016 ; Accepted April 10, 2016)

### ***Abstract***

**Background and purpose:** Chromium hexavalent compounds are carcinogens that are found in groundwater as chromate and dichromate negative ions. The aim of this study was to remove Cr (VI) from water by activated carbon modified with cationic surfactant alkyl dimethyl benzyl ammonium chloride (Benzalkonium chloride).

**Materials and methods:** In terms of the Critical Micelle Concentration (CMC) of surfactant, three concentrations of Benzalkonium Chloride (BZK) including half, one and two fold of CMC were used to modify activated carbon. Modification was performed by contacting activated carbon and surfactant for 24h on the shaker. Ordinary and modified activated carbons were used as sorbents for Cr(VI) removal from aqueous solutions. Modified Activated Carbon (MAC) by cationic surfactant and Unmodified Activated Carbon (UAC) were examined as adsorbents for Cr (VI) from aqueous solutions. Experiments were conducted in batch and continuous mode in acid (pH=4), natural (pH=7) and alkaline conditions (pH=10). Cr (VI) was measured by spectrophotometer.

**Results:** Time to reach Cr (VI) adsorption equilibrium for UAC and MAC were 180 and 120 min, respectively. Cr (VI) adsorption capacity for UAC was 1.79 mg/g but in MAC the value increased to 8.87 mg/g. 5g/L of MAC modified with 2cmc of surfactant showed greatest Cr (VI) adsorption capacity in natural pH condition. Breakthrough point in the column packed with MAC enhanced 3 times compared with UAC. Adsorption isotherm was best fitted with Langmuir model and adsorption kinetics was determined as pseudo second order.

**Conclusion:** Modification of activated carbon by cationic surfactant causes increase in adsorption capacity of Cr (VI) from aqueous solution. Therefore, it could be used in removal of toxic Cr (VI) compounds from water.

**Keywords:** hexavalent chromium, cationic surfactant, activated carbon, adsorption

## حذف کروم (VI) از محلول آبی بوسیله کربن فعال اصلاح شده با سورفکتانت کاتیونی بنز آلکونیوم کلراید

رضانعلی دیانته تیلکی<sup>۱</sup>

سیده صبا حسینی مطلق<sup>۲</sup>

### چکیده

**سابقه و هدف:** ترکیبات کروم (VI) سرطانزا هستند و در آب‌های زیر زمینی به صورت یون‌های منفی کرومات و دیکرومات یافت می‌شوند. هدف از این مطالعه جذب آن‌ها به وسیله کربن فعال اصلاح شده با سورفکتانت کاتیونی بنز آلکونیوم کلراید بود.

**مواد و روش ها:** بر حسب غلظت بحرانی تشکیل میسل (CMC)، سه غلظت از بنز آلکونیوم کلراید شامل نصف، یک برابر و دو برابر غلظت بحرانی تشکیل میسل برای اصلاح کربن فعال استفاده شد. بارگذاری سورفکتانت روی کربن فعال به روش تماس در زمان ۲۴ ساعت روی همزن انجام شد. کربن های فعال اصلاح شده و معمولی به عنوان جاذب کروم شش ظرفیتی از محلول‌های آبی مورد آزمایش قرار گرفتند. آزمایشات به صورت ناپیوسته و پیوسته در شرایط محیط خنثی (pH=۷)، اسیدی (pH=۴) و قلیائی (pH=۱۰) انجام شد. کروم (VI) به روش اسپکتروفوتومتری اندازه گیری شد.

**یافته ها:** زمان به تعادل رسیدن جذب کروم برای کربن فعال معمولی ۱۸۰ دقیقه و برای کربن فعال اصلاح شده ۱۲۰ دقیقه بدست آمد. بر اساس مدل لانگموئیر حداکثر ظرفیت جذب کروم (VI) برای کربن فعال معمولی ۷۹/۱ mg/g بود اما در کربن فعال اصلاح شده به ۸۷/۸ mg/g افزایش یافت. کربن فعالی که با دو برابر غلظت CMC از سورفکتانت اصلاح شده بود بیشترین کارایی جذب را در pH برابر ۷ و دز جاذب ۵ گرم بر لیتر نشان داد. در آزمایشات پیوسته نقطه شکست منحنی کارایی ستون حاوی کربن فعال اصلاح شده نسبت به کربن معمولی سه برابر بهبود یافت. ایزوترم جذب لانگموئیر و سینتیک شبه درجه دو به دست آمد.

**استنتاج:** اصلاح کربن فعال با سورفکتانت کاتیونی موجب حذف کامل کروم (VI) در غلظت‌های کم‌تر از ۱۰ میلی گرم بر لیتر می‌گردد. از این رو می‌توان از این روش برای افزایش کارایی جذب این عنصر سمی از آب استفاده نمود.

**واژه های کلیدی:** کروم شش ظرفیتی، سورفکتانت کاتیونی، کربن فعال، جذب سطحی

### مقدمه

فلز سنگین کروم از طریق فعالیت‌های صنعتی مانند آبکاری، نساجی، رنگ‌سازی، کودسازی، چرم‌سازی، تولید فلزات، صنایع استیل، کنسروسازی و ... وارد محیط و منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود (۱، ۲). کروم در سیستم‌های آبی به طور عمده در دو حالت اکسیداسیون سه ظرفیتی و شش ظرفیتی وجود دارد. Cr<sup>۶+</sup>

E-mail: dianati\_tilaki@yahoo.com

**مؤلف مسئول:** رضانعلی دیانته تیلکی - ساری، کیلومتر ۱۸ جاده خزرآباد، مجتمع دانشگاهی پیامبر اعظم (ص)، دانشکده بهداشت

۱. دانشیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران ساری، ایران

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ساری، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۴/۲۳ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۱۳۹۵/۶/۱ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۱/۲۱

یک اکسید کننده بسیار قوی و سمی می باشد (۳). به نظر می رسد که هر دو نوع عنصر کروم برای انسان سمی هستند اما گونه شش ظرفیتی پانصد برابر نسبت به گونه سه ظرفیتی سمی تر است (۴). مسمومیت حاد در انسان به صورت تحریک پوستی، درد شکم، تهوع، استفراغ، اسهال شدید، خونریزی، سرطان، آسیب مخاط بینی، آسم، التهاب پوست، سرگیجه، زخم معده، تشنج و آسیبهای کلیه، کبد و ریه شناخته شده است (۵). مقدار حداکثر مجاز کروم در آب آشامیدنی بر اساس راهنمای سازمان جهانی بهداشت و استانداردهای آب آشامیدنی ایران به ترتیب ۰/۰۱ و ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر تعیین گردیده است (۶). در حالی که حداکثر غلظت مجاز کروم شش ظرفیتی موجود در پساب برای تخلیه به آبهای سطحی و دریا به ترتیب ۰/۱ و ۰/۵ پی پی ام می باشد (۵). اکثر فلزات سنگین به فرم کاتیونی وجود دارند، اما کروم شش ظرفیتی در سیستم های آبی طبیعی در ترکیب با اکسیژن، آنیونی است (۷). کروم شش ظرفیتی در آب های زیرزمینی معمولاً به صورت آنیونهای کرومات  $CrO_4$ ، بیکرومات  $HCrO_4^-$  و دیکرومات  $Cr_2O_7^{2-}$  یافت می شود (۸). روش های متداول فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی به منظور حذف کروم از محیط های آبی گزارش شده اند که از این دسته می توان احیا شیمیایی کروم شش ظرفیتی به سه ظرفیتی، رسوب دادن شیمیایی به صورت  $Cr(OH)_3$ ، تبادل یونی از طریق رزین های بازی قوی، فیلتراسیون غشایی با استفاده از غشاهای آلی، پلیمری و مایع، اسمز معکوس، الکترو دیالیز و فرایندهای بیولوژیک با استفاده از سلول های زنده را نام برد (۹، ۱۰). هر کدام از این روش ها دارای مزایا و معایب خاص خود می باشند. در میان این تکنیک ها، روش جذب سطحی به دلیل مزایای متعدد در مقایسه با دیگر فرآیندهای تصفیه از جمله مقرون به صرفه بودن، سادگی بهره برداری، عدم نیاز به اضافه کردن ماده شیمیایی به آب، امکان ترکیب حذف همزمان چند آلاینده، عدم تولید لجن، عدم نیاز به آب

تحت فشار و... یک روش موثر برای تصفیه فلزات آنیونی می باشد (۱۱). راندمان بالای کربن فعال به علت تخلخل زیاد در سطح جاذب، سطح ویژه بالا و حضور گونه های عاملی مختلف در سطح می باشد (۱۲). این جاذب، به طور گسترده در حذف آلاینده های مختلف، از جمله آلاینده های آلی، رنگ های راکتیو، فلزات سنگین کاتیونی، آنیونی و فلزات از فاز آبی و یا از فاز بخار، مورد استفاده قرار می گیرد (۷). در حالی که کارایی کربن فعال در عمل به عنوان جاذب برای تعداد وسیعی از آلاینده ها خوب گزارش شده است، تحقیقات بیش تری بر روی اصلاح سازی کربن فعال به دلیل نیاز به توانا ساختن کربن فعال برای افزایش جذب برای آلاینده های خاص افزایش یافته است (۱۳). با توجه به تحقیقات انجام شده در بین روش های اصلاح سازی سطح کربن فعال از جمله سورفاکتانت، اکسیدهای فلزی، استفاده از اسید و بارگذاری فلزات، استفاده از سورفاکتانت برای سهولت آماده سازی مواد شامل مخلوط کردن ساده کربن فعال در محلول سورفاکتانت ترجیح داده شده است (۱۴). مطالعات متعددی در مورد جذب هر دو سورفاکتانت های آنیونی و کاتیونی بر روی کربن فعال وجود دارد که نشان می دهد جذب سطحی سورفاکتانت روی سطح کربن فعال از طریق جذب عوامل هیدروفوب می باشد (۱۳). مطالعات متعددی درباره اصلاح سازی کربن فعال با استفاده از سورفاکتانت کاتیونی برای افزایش کارایی آن در حذف ترکیباتی مانند پرکلرات، آرسنات، نیترات، برومات و فتالات انجام شده است (۱۷-۱۵). بررسی های به عمل آمده نشان می دهد که سورفاکتانت های مورد استفاده برای اصلاح کربن فعال هگزا دسیل تری متیل آمونیوم بروماید (HDTMA)، ستیل پیریدینیوم کلراید (CPC)، ستیل تری متیل آمونیوم کلراید (CTAC)، مایریستیل آمونیوم بروماید (MTAB) و دسیل تری متیل آمونیوم بروماید (DTAB) می باشند (۷، ۹، ۱۸). اما با توجه به بررسی های بعمل آمده در باره حذف کروم شش

وسيله مدل‌های سینتیکی شبه درجه اول و شبه درجه دوم تعیین شود (۷):

مدل سینتیکی شبه درجه اول:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - k_1 t / 2.303 \quad (۳)$$

مدل سینتیکی شبه درجه دوم:

$$t/q_t = 1/K_2 q_e^2 + 1/q_e t \quad (۴)$$

که در آن  $q_e$  و  $q_t$  به ترتیب مقدار ظرفیت جذب کروم شده بر روی کربن فعال در تعادل و زمان  $k_1$ ،  $t$  و  $(h^{-1})$  و  $K_2$  (h گرم / مول) ثابت سرعت جذب در هر مدل هستند.

## مواد و روش‌ها

این پژوهش یک مطالعه تجربی آزمایشگاهی بود که در مقیاس آزمایشگاهی به صورت آزمایشات ناپیوسته و پیوسته انجام شد. در این تحقیق از کربن فعال دانه‌ای با کیفیت آزمایشگاهی که از محصولات شرکت مرک آلمان انتخاب گردیده است، استفاده شد. مشخصات کربن فعال و سورفاکتانت مورد استفاده در جدول شماره ۱ آورده شده است. در ابتدا کربن فعال دانه‌ای به وسیله الک استاندارد با سایز مش ۱۸ دانه‌بندی گردید، سپس با آب مقطر شستشو و به مدت ۵ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد خشک شد و در ادامه به منظور جلوگیری از آلودگی در داخل بطری شیشه‌ای در بسته قرار داده شد. برای اصلاح سطح کربن فعال دانه‌ای از سورفاکتانت کاتیونی با نام آلکیل دی متیل بنزیل آمونیوم کلراید شرکت CAS 8001-54-5 استفاده شد. غلظت بحرانی تشکیل میسل در BZK برابر با ۵ میلی‌مولار می باشد (۱۹). به ترتیب از ۳ غلظت ۲/۵، ۵ و ۱۰ میلی‌مولار سورفاکتانت به ترتیب به‌عنوان ۰/۵، ۱ و ۲ برابر غلظت بحرانی تشکیل میسل برای ساخت کربن فعال اصلاح شده (Modified Activated Carbon) یا (MAC) استفاده شد. کربن فعال اصلاح شده با بنز آلکونیوم کلراید به اختصار به صورت MAC-BZK نمایش داده می‌شود. کربن فعال اصلاح شده با

ظرفیتی با استفاده از کربن فعال اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی آلکیل دی متیل بنزیل آمونیوم کلراید یا به اختصار بنز آلکونیوم کلراید (BZK) مطالعه‌ای یافت نشده است. لذا این مطالعه با توجه به خلاء اطلاعاتی در این زمینه و اهمیت یافتن جاذب مناسب برای جذب کروم صورت گرفت. گزارش‌های متعددی درباره حذف کروم شش ظرفیتی در غلظت‌های زیاد (موجود در فاضلاب‌ها) به وسیله کربن فعال وجود دارد (۷، ۹، ۱۴)، اما با وجود جستجوهای زیاد به عمل آمده، درباره حذف غلظت‌های کم کروم موجود در منابع آب آلوده شده با کربن فعال، گزارشی یافت نشده است.

هدف از انجام این مطالعه بررسی کارایی حذف کروم در غلظت‌های کم‌تر از ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر از محلول‌های آبی به وسیله کربن فعال معمولی و اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی بنز آلکونیوم کلراید، تعیین سینتیک و ظرفیت جذب، ارزیابی عملکرد کربن فعال اصلاح شده به وسیله سورفاکتانت کاتیونی توسط آزمایش‌های ستون و تعیین اثر عوامل مؤثر بر آن شامل زمان تماس، غلظت ماده جاذب، غلظت ماده جذب شونده و pH بر میزان حذف کروم به دو صورت آزمایشات ناپیوسته و پیوسته می باشد. برای به دست آوردن ایزوترم‌های جذب از دو مدل ایزوترم جذب لانگمیر و فروندلیچ استفاده شد.

$$q_e = \frac{q_m k_1 c_e}{1 + k_1 c_e} \quad (۱)$$

معادله ایزوترم جذب فروندلیچ به صورت زیر می‌باشد:

$$q_e = k_f c_e^{\frac{1}{n}} \quad (۲)$$

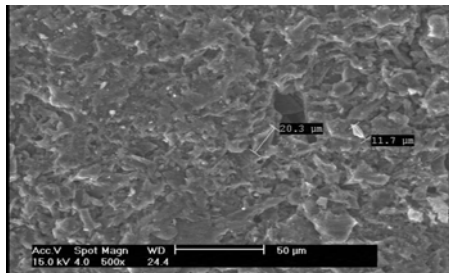
$q_e$  مقدار جزء جذب شده در واحد جرم کربن فعال برحسب میلی‌گرم بر گرم و  $c_e$  غلظت تعادلی ماده جذب شدنی برحسب میلی‌گرم بر لیتر،  $q_m$  نشان‌دهنده ظرفیت جذب،  $k_f$  ثابت لانگمیر و در مدل فروندلیچ نیز  $k_f$  و  $n$  به ترتیب فاکتور ظرفیت و فاکتور شدت فروندلیچ می‌باشند. جذب کروم بر روی سورفاکتانت‌ها می‌تواند به

به دست آوردن زمان بهینه حذف انجام شد. سینتیک جذب برای کربن فعال اصلاح نشده و اصلاح شده با سورفاکتانت BZK به وسیله اختلاط ۰/۱ گرم MAC2 و ۱۰۰ میلی لیتر محلول کروم با غلظت ۵mg/l به مدت ۳ ساعت در pH=۷ صورت گرفت. هم چنین دو نوع دیگر کربن فعال اصلاح شده MAC0.5 و MAC1 نیز مورد بررسی قرار گرفتند. تاثیر pH در محدوده ۴ تا ۱۰ با غلظت اولیه کروم ۱mg/l در دمای آزمایشگاه بررسی شد. مقدار ۰/۳ گرم MAC2 با محلول های حاوی کروم در بالن ژوژه های ۱۰۰ml به مدت ۳ ساعت با pH های اولیه ۴،۵،۷،۹،۱۰ روی همزن تماس داده شد. ایزوترم جذب برای کربن فعال اصلاح نشده به وسیله اختلاط ۰/۸ گرم جاذب در pH=۴ و اصلاح شده با سورفاکتانت BZK به وسیله اختلاط ۰/۵ گرم MAC2 و ۱۰۰ میلی لیتر محلول کروم با غلظت های ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر به مدت ۲ ساعت در pH=۷ صورت گرفت. هم چنین دو نوع دیگر کربن فعال اصلاح شده MAC0.5 و MAC1 نیز مورد بررسی قرار گرفتند. کلیه آزمایشات در دمای اتاق و با ۳ بار تکرار انجام شد.

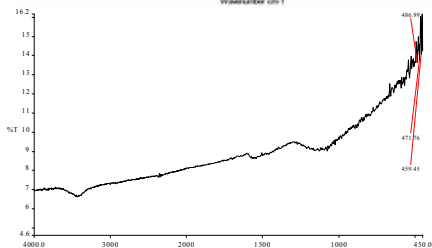
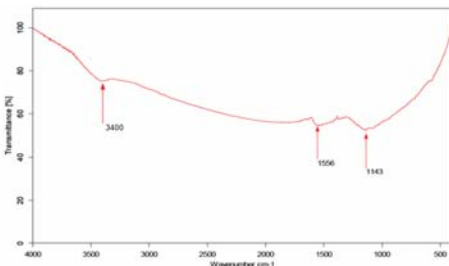
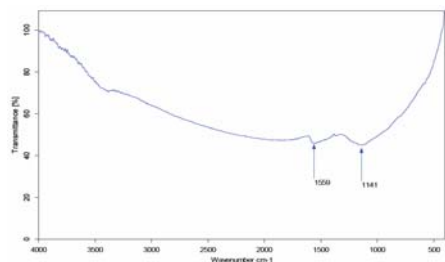
#### آزمایش پیوسته

از ستون شیشه ای با قطر داخلی ۱۵ میلی متر و ۷۰۰ میلی متر استفاده شد. ستون شیشه ای با حجم بستر (Bed Volume) (BV) ۲۷ml با ۱۷ گرم از AC یا MAC پر شده بود. میزان جریان ۱/۹ میلی لیتر در دقیقه به وسیله پمپ ایجاد شد. غلظت اولیه کروم ۱۰ میلی گرم در لیتر بوده است. برای پر کردن ستون ها کربن فعال اصلاح نشده و اصلاح شده (MAC2) مورد استفاده قرار گرفتند. غلظت باقیمانده کروم شش ظرفیتی به وسیله دستگاه اسپکتروفوتومتری بر اساس واکنش بین کروم (VI) و ماده واکنش گر ۱،۵ دی فنیل کاربازید در طول موج ۵۴۰ نانومتر، مطابق روش B-Cr 3500 کتاب استاندارد برای آزمایشات آب و فاضلاب اندازه گیری شد (۲۲). برای تنظیم اسیدیته محلول از اسید سولفویک ۰/۲ نرمال و هیدروکسید

نصف غلظت تشکیل میسر به اختصار MAC0.5، کربن فعال اصلاح شده با یک برابر غلظت تشکیل میسر به اختصار MAC1 و کربن فعال اصلاح شده با دو برابر غلظت تشکیل میسر به صورت MAC2 و کربن فعال اصلاح نشده به صورت AC نام گذاری شدند. برای تهیه کربن فعال اصلاح شده با غلظت های مختلف سورفاکتانت، مقادیر معینی (۵ گرم) از کربن فعال مورد آزمایش به طور جداگانه در ۵۰۰ میلی لیتر محلول های حاوی سورفاکتانت مذکور با غلظت های ذکر شده بر روی دستگاه همزن به مدت ۴۰ ساعت با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه قرار گرفت. سپس کربن فعال از محلول جدا و به طور کامل با آب مقطر شسته شد (۲۰). شستشو با آب مقطر دو بار تقطیر تا منفی شدن تست نترات نقره ادامه یافت. با انجام شستشو، یون کلرید خارج می شود که با اضافه کردن یون نقره رسوب سفید تشکیل نمی شود که نشان دهنده عدم وجود سورفاکتانت واکنش نداده می باشد. در نهایت جاذب تهیه شده به این روش، پس از شستشو در فور با درجه حرارت ۱۰۵ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک گردید و تا زمان استفاده در دسیکاتور نگه داری شد (۲۱). بعد از تهیه جاذب ابتدا محلول ذخیره ۵۰۰mg/L دی کرومات پتاسیم تهیه گردید. سپس از این محلول، محلول های استاندارد با غلظت های مختلف تهیه و مورد آزمایش قرار گرفت. برای تماس محلول Cr و کربن فعال اصلاح شده (MAC) از ظروف شیشه ای ۱۰۰ ml استفاده شد. تعیین سینتیک و ایزوترم جذب فلز سنگین کروم، بوسیله جاذب در آزمایش ناپیوسته انجام شد. برای انجام آزمایش در شرایط منقطع، پارامترهای مختلف از قبیل تاثیر زمان تماس، غلظت اولیه، pH و دز جاذب در فرایند جذب مورد استفاده قرار گرفت. تعیین سینتیک جذب با اضافه کردن ۰/۱ گرم از AC و یا MAC1 در ارلن ۱۰۰ میلی لیتر حاوی ۱ میلی لیتر از محلول استوک  $K_2Cr_2O_7$  با غلظت مشخص ۵mg/L کروم بر روی شیکر به ترتیب به میزان ۶ ساعت با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه به منظور



تصویر شماره ۱: الف) کربن فعال اصلاح نشده ب) کربن فعال اصلاح شده با سورفکتانت



تصویر شماره ۲: طیف های FTIR الف) کربن فعال اصلاح نشده ب) اصلاح شده با BZK ج) کربن فعال اصلاح شده با BZK پس از جذب کروم شش

طیف FTIR کربن فعال اصلاح نشده و اصلاح شده با سورفکتانت و هم چنین کربن فعال اصلاح شده که در معرض تماس با کروم شش ظرفیتی قرار گرفته بود انجام شد که در تصویر شماره ۲ ارائه شده است. همان گونه که ملاحظه می شود در تماس قرار دادن سورفکتانت با کربن فعال و هم چنین جذب کروم روی کربن فعال تغییر محسوسی در پیک FT-IR حاصله ایجاد نکرده

سدیم ۰/۱ نرمال استفاده شد. اثر عوامل مختلف مانند مقدار جاذب، غلظت کروم و زمان ماند مورد بررسی قرار گرفت. راندمان و ظرفیت جذب به ترتیب توسط فرمول های زیر محاسبه گردید (۴).

$$E = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (۵)$$

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (۶)$$

که در این روابط E راندمان جذب کروم،  $C_0$  و  $C_e$  به ترتیب غلظت اولیه و نهایی (پس از جذب) کروم بر حسب میلی گرم در لیتر، q ظرفیت جذب کروم بر حسب میلی گرم بر گرم جاذب، m مقدار جاذب بر حسب گرم و V حجم محلول بر حسب لیتر می باشد. در جدول شماره یک مشخصات کربن فعال و سورفکتانت مورد استفاده در این مطالعه را نشان می دهد.

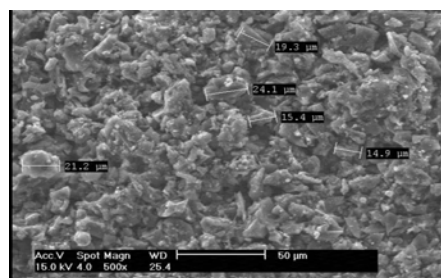
جدول شماره ۱: مشخصات کلی سورفکتانت و کربن فعال

کربن فعال دانه ای (GAC)	بنز آلکونیم کلراید (BZK)
اندازه ذرات <math> < 2 \text{ mm}</math>	غلظت بحرانی تشکیل میسل <math> 3 \text{ M} - 5 \times 10^{-3}</math>
میانگین قطر منافذ <math> 2/118 \text{ nm}</math>	وزن مولکولی میانگین <math> 337/5 \text{ g/mol}</math>
حجم کل منافذ <math> 0/618 \text{ cm}^3/\text{g}</math>	کشش سطحی محلول <math> 10\%</math>

## یافته ها

### مشخصات جاذب

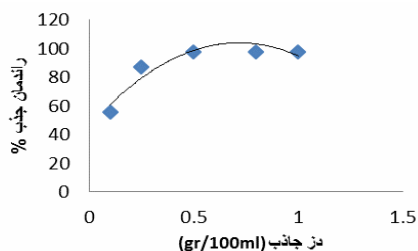
برای مشخص نمودن مرفولوژی و توپوگرافی جاذب، تصویربرداری میکروسکوپ الکترونی (SEM) و به منظور تعیین تغییرات ایجاد شده طی فرایند اصلاح و جذب کروم، اخذ FTIR انجام شده است.



تصویر شماره ۱: الف) و ب) به ترتیب تصویر SEM کربن فعال اصلاح نشده و پوشش داده شده با سورفکتانت مورد استفاده در این مطالعه را نشان می دهد.

## تأثیر دوز جاذب

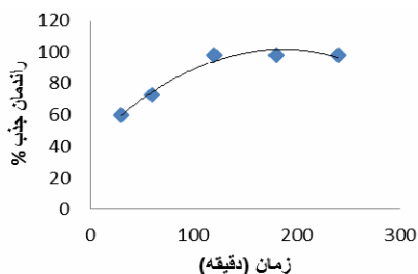
همان‌طور که در نمودار شماره ۳ نشان داده شده است راندمان حذف کروم با افزایش دز جاذب به میزان بیش از ۰/۵ گرم تقریباً ثابت ماند، بنابراین دز بهینه ۰/۵ گرم به دست آمد.



نمودار شماره ۳: تأثیر تغییرات دز جاذب بر میزان کارایی جذب کروم pH<sup>۴</sup> محلول: ۷، زمان تماس: ۳ ساعت.

## تأثیر زمان تماس

در نمودار شماره ۴ راندمان جذب کروم در زمان تماس های مختلف بوسیله کربن فعال اصلاح شده MAC2 نشان داده شده است همان گونه که در نمودار مشاهده می شود، زمان تماس بهینه ۲ ساعت است.

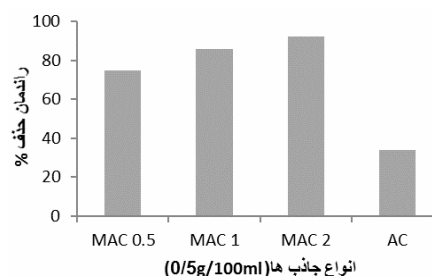


نمودار شماره ۴: تأثیر تغییرات زمان تماس بر میزان کارایی جذب کروم؛ pH محلول: ۷، دوز جاذب ۰/۵ گرم

## تأثیر غلظت اولیه Cr

همان‌طور که در نمودار شماره ۵ مشاهده می شود با افزایش غلظت کروم، میزان جذب کاهش می یابد بالاترین میزان جذب در غلظت ۱ میلی گرم بر لیتر مشاهده شد.

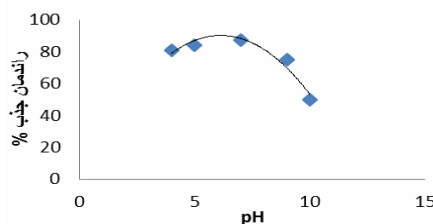
است. نتیجه مشابهی که توسط محقق دیگر اعلام شده به این علت است که جذب سورفکتانت روی کربن فعال به صورت جذب سطحی فیزیکی بوده و واکنش خاصی صورت نگرفته است (۲۳). نتیجه راندمان جذب Cr در نمودار شماره ۱ ارائه شده است. داده‌ها میانگین سه بار تکرار هر آزمایش است. جاذب‌های مورد آزمایش کربن‌های فعال اصلاح شده با سورفکتانت (MAC2، MAC1، MAC0.5) و کربن فعال اصلاح نشده (AC) بودند. کربن فعالی که با غلظت دو برابر CMC اصلاح شده بود (MAC2)، بالاترین توان جذب را از خود نشان داد به همین دلیل از MAC2 در آزمایشات بعدی استفاده شد.



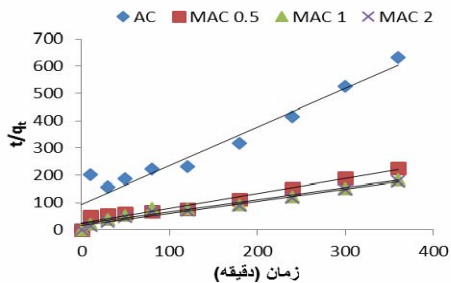
نمودار شماره ۱: راندمان حذف کروم توسط جاذب‌های مختلف غلظت اولیه ۱۰ میلی گرم بر لیتر؛ pH=7، دوز جاذب: ۰/۵ گرم، زمان تماس: ۳ ساعت

## تأثیر pH محلول

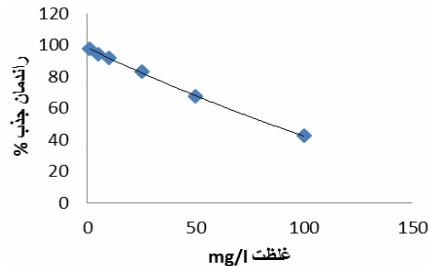
همان‌طور که در نمودار شماره ۲ مشاهده می شود با افزایش pH راندمان حذف کاهش می یابد. بالاترین میزان جذب در pH برابر ۷ دست آمد.



نمودار شماره ۲: تأثیر تغییرات pH بر میزان کارایی جذب کروم؛ دوز جاذب ۰/۲۵ گرم، زمان تماس: ۳ ساعت



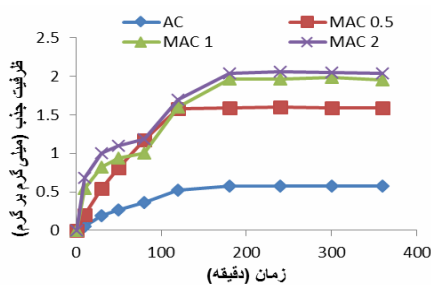
نمودار شماره ۵: مدل سینتیک شبه درجه دوم برای جذب کروم بر روی کربن فعال و اصلاح شده: دوز جاذب: ۱ گرم بر لیتر، غلظت اولیه کروم: ۵ میلی گرم بر لیتر



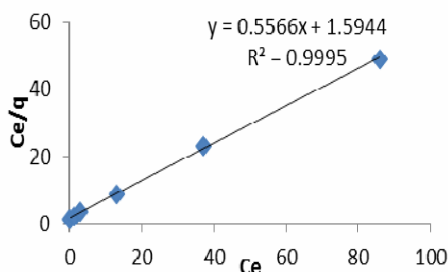
نمودار شماره ۶: تاثیر تغییرات غلظت اولیه بر میزان کارایی جذب؛ pH محلول: ۷، زمان تماس: ۲ ساعت، دوز جاذب: ۰/۵ گرم

#### ایزوترم و سینتیک جذب

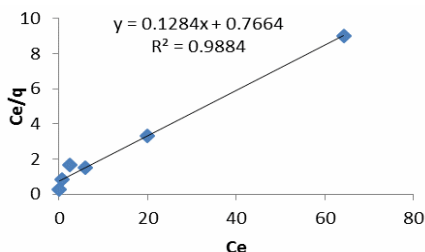
پارامترهای مدل‌های سینتیک جذب در جدول شماره ۳ خلاصه شده است. داده‌های به دست آمده با مدل‌های سینتیک با استفاده از مدل سینتیک جذب شبه درجه اول و شبه درجه دوم توصیف شدند. نمودارهای ۶ و ۷ سینتیک جذب کروم بر روی AC و MAC را نشان می‌دهد. ضریب همبستگی ( $r^2$ ) این دو مدل جذب با هم مقایسه شد. داده‌ها نشان می‌دهد که جذب کروم بر روی جاذب به دلیل ضریب همبستگی بالاتر از سینتیک درجه دوم بهتر تبعیت می‌کند. در این مطالعه بعد از تعیین زمان تماس مناسب، دز جاذب و pH جذب مشخصه‌های مرتبط با ایزوترم جذب آلایندة مورد نظر بر روی کربن فعال اصلاح شده تعیین گردید. نتایج مربوط به حالت تعادل جذب کروم بر روی AC و MAC در نمودار شماره ۸ و ۹ نشان داده شده است. داده‌های تعادلی جذب با دو مدل ایزوترمی جذب Freundlich & Langmuir مورد بررسی قرار گرفتند. معادلات مربوط به مدل‌های جذب در معادلات (۱) و (۲) توصیف شده‌اند. پارامترهای مدل‌های ایزوترم جذب به‌طور خلاصه در جدول شماره ۲ آورده شده‌اند. ضریب همبستگی ( $r^2$ ) این دو مدل جذب با هم مقایسه شد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که جذب Cr(V) بر روی جاذب از ایزوترم جذب لانگوئیر تبعیت می‌کند. همچنین غلظت باقیمانده خروجی و ظرفیت جذب کروم بر روی AC و MAC در غلظت‌های کروم ۱-۱۰۰ mg/l در نمودار شماره ۱۰ آورده شده‌اند.



نمودار شماره ۷: سینتیک جذب کروم بر روی کربن فعال و اصلاح شده: دوز جاذب: ۱ گرم بر لیتر، غلظت اولیه Cr(VI): ۵ میلی گرم بر لیتر.



نمودار شماره ۸: ایزوترم جذب لانگوئیر برای جذب کروم بر روی کربن فعال معمولی، غلظت اولیه کروم ۱۰۰-۱ میلی گرم بر لیتر



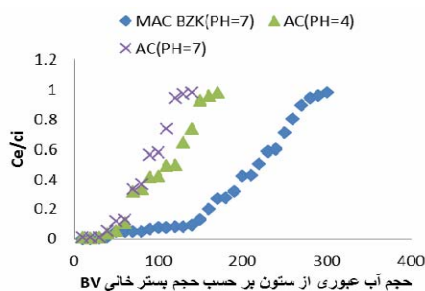


جدول شماره ۳: نتایج حاصله از بررسی مدل‌های سینتیک جذب کروم شش روی جاذب های مورد آزمایش

سورکت	جذب	سینک تی درجه یک			سینک تی درجه دو		
		$K_1 (h^{-1})$	$r^2$	$q_e$	$K_2 (h^{-1})$	$r^2$	$q_e$
BZK	AC	۰/۰۱۴	۰/۹۵۳۶	۰/۸۶	۰/۰۱۱	۰/۹۳۱۳	۰/۷
	MAC 0.5	۰/۰۱	۰/۸۳۸	۱/۳۳۱۱	۰/۰۱۱	۰/۹۳۲۴	۱/۸۵
	MAC 1	۰/۰۱۱۲	۰/۸۵۳۶	۱/۷۰	۰/۰۱	۰/۹۵۸۲	۲/۲۳
	MAC 2	۰/۰۱۱	۰/۸۵۳۳	۱/۵۹۸	۰/۰۱۳	۰/۹۷۱۴	۲/۲۵

### منحنی نقطه شکست

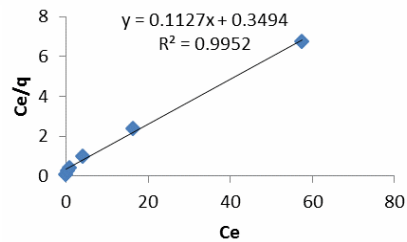
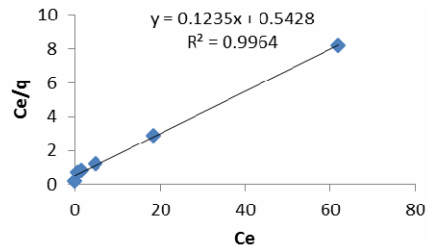
جذب Cr(VI) در ستون های پر شده با AC و MAC در نمودار شماره ۹ نشان داده شده است. در مورد AC، در pH=۴ و pH=۷ نقطه شکست Cr(VI) به ترتیب چهل و پنجاه حجم بستر (BV) بود، در حالی که در مورد MAC-BZK در pH=۷ این مقدار هشتاد BV بوده است.



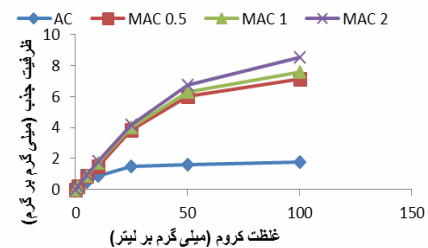
نمودار شماره ۱۱: منحنی شکست کربن فعال و کربن فعال اصلاح شده: غلظت کروم ۱۰ میلی گرم در لیتر. دما ۲۰ درجه سانتی گراد

### بحث

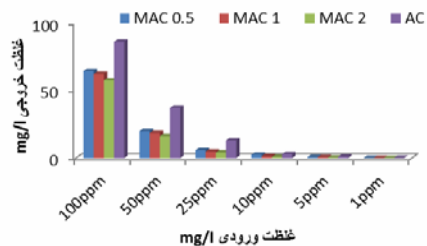
برای کربن فعال اصلاح شده که در معرض تماس ۳ ساعته با غلظت ۱۰۰ پی پی ام کروم قرار گرفته بود مجدداً طیف FT-IR گرفته شد اما همان طور که انتظار می رفت جابجائی محسوسی در پیک ها مشاهده نشد. با این که طیف FTIR اولیه در پژوهشگاه مواد و انرژی گرفته شد و طیف سوم (مربوط به کربن فعال در معرض تماس با کروم) در دانشکده دارو سازی گرفته شد اما نتیجه یکسانی مشاهده گردید. مشابه این نتیجه در مقاله دیگری نیز گزارش شده است (۲۳). عدم جابجائی پیک ها قابل پیش بینی بود زیرا فرایند مورد استفاده جذب



نمودار شماره ۹: ایزوترم جذب لانگمویر برای جذب کروم بر روی انواع کربن فعال اصلاح شده، غلظت اولیه کروم ۱۰۰-۱ میلی گرم بر لیتر



نمودار شماره ۱۰: مقایسه ظرفیت جذب کروم بوسیله کربن های فعال مورد آزمایش



نمودار شماره ۱۱: اثر غلظت اولیه کروم بر میزان حذف بوسیله کربن های فعال مود آزمایش

جدول شماره ۲: نتایج حاصل از بررسی مدل های ایزوترم جذب کروم شش روی جاذب های مورد آزمایش

سورکت	جذب	ایزوترم لانگمویر			ایزوترم فریندلین		
		$q_{max}$ (mg/g)	$K_L$	$r^2$	$K_F$ (mg/g)	$n$	$r^2$
BZK	AC	۱/۸۶	۰/۳۹	۰/۹۹۵	۰/۳۷	۲/۳۳	۰/۷۷
	MAC0.5	۲/۸	۰/۱۶	۰/۹۸۴	۱/۳۷	۱/۶	۰/۷۳
	MAC1	۸/۰۹	۰/۳۷	۰/۹۹۶	۱/۲۲	۱/۸	۰/۹۶۳
	MAC2	۸/۷	۰/۳۲	۰/۹۹۳	۱/۶۳	۲/۰۴	۰/۷۱۲

مطالعه با نتایج مطالعه مرتضوی و همکاران که بر روی حذف کروم از زئولیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی به کار گرفته شد مطابقت دارد (۲).

همان‌طور که در نمودار شماره ۳ مشخص شده است با افزایش دز جاذب تا ۰٫۵ گرم در ۱۰۰ میلی‌لیتر میزان جذب تا ۹۸ درصد افزایش یافته است و پس از آن افزایش دز جاذب تا ۱ گرم در ۱۰۰ میلی‌لیتر تاثیری در حذف Cr(VI) به دنبال نداشته است. بنابراین دز مناسب برای حذف Cr(VI) ۰٫۵ گرم در ۱۰۰ میلی‌لیتر می‌باشد. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که با افزایش میزان جاذب، راندمان جذب نیز افزایش یافته اما ظرفیت جذب بر واحد جرم جاذب کاهش پیدا کرده است از آنجایی که با افزایش میزان جاذب، مساحت سطح تماس جاذب افزایش یافته در نتیجه میزان جذب افزایش می‌یابد. دلیل کاهش میزان ظرفیت جذب را می‌توان به غیر اشباع ماندن برخی نقاط فعال موجود در سطح جاذب و عدم استفاده کامل از ظرفیت آن دانست. دلیل دیگر آن است که با افزایش میزان جاذب، ذرات جاذب ممکن است انباشته شوند که منجر به کاهش سطح در دسترس برای جذب می‌شود. Leyva-Ramos و همکاران در بررسی حذف کروم با استفاده از زئولیت اصلاح شده به وسیله سورفاکتانت کاتیونی گزارش کردند که با افزایش میزان جاذب مقدار جذب کادمیوم افزایش می‌یابد و از میزان ظرفیت جذب کاسته می‌شود (۲۳). هم‌چنین اصغری و همکارش در مطالعه سینتیکی و ایزوترمی حذف کروم شش ظرفیتی به وسیله کربن فعال استخوان (BC)، گزارش کردند که اگرچه با افزایش دز جاذب راندمان حذف افزایش و باقیمانده کروم کاهش می‌یابد ولی دز بیش‌تر منجر به کاهش ظرفیت جذب کروم بر روی BC می‌شود (۴). همان‌طور که در نمودار شماره ۴ نمایان است، زمان تماس بهینه ۱۲۰ دقیقه می‌باشد و حدود ۹۸ درصد جذب در ۱۲۰ دقیقه اول رخ می‌دهد. پس از گذشت زمان نیز تغییری در راندمان جذب مشاهده نمی‌شود که علت آن را

سطحی فیزیکی می‌باشد و واکنش شیمایی خاصی رخ نمی‌دهد. جذب یون کرومات با بار منفی روی سورفاکتانت حاوی بار مثبت جذب سطحی شده روی کربن فعال می‌تواند از طریق برهم کنش الکترواستاتیک باشد نه پیوند شیمیایی.

تصویر SEM با بزرگ‌نمایی ۵۰۰ برابر از سطح کربن فعالی اصلاح نشده و اصلاح شده به ترتیب تشکیل ابعادی بین ۱۲/۵-۲۷/۶ nm ، ۲۴/۱-۱۴/۹ را نشان داد. تغییرات ساختاری سطح نیز نشان می‌دهد که با اصلاح سازی جاذب با سورفاکتانت، فضای سطحی افزایش پیدا کرده است. بنابراین با افزایش سطح مقدار بیش‌تری از کروم می‌تواند جذب شود. نتایج حاصل از تاثیر pH نشان می‌دهد که pH نقش مهمی در حذف کرومات از آب دارد. مانند تاثیر pH محلول بر بار سطحی جاذب، درجه یونیزاسیون آلاینده‌ها، تفکیک گروه‌های کاربردی بر روی سایت‌های فعال جاذب، شیمی محیط آبی و پیوندهای سطح جاذب (۲). اثر pH در محلول به وسیله واکنش‌های الکترواستاتیک بین سطح MAC و گونه‌های کروم در محلول آبی و انتخاب پذیری MAC برای گونه‌های کروم در محلول آبی ایجاد می‌شود. همان‌طور که در نمودار شماره ۲ مشاهده شد، راندمان جذب کروم با افزایش pH از ۴ تا ۷ افزایش می‌یابد و حداکثر حذف ۸۷ درصد را داریم ولی با افزایش pH از ۷ تا ۱۰ میزان حذف کاهش می‌یابد. به طوری که در  $pH = 10$  کاهش میزان حذف ۵۰ درصد مشاهده شد. در  $pH = 6$  گونه‌های غالب کروم شش ظرفیتی شامل  $HCrO_4^-$  و  $CrO_4^{2-}$  درصد ۲۴ و ۷۴ درصد است که بار منفی دارد و به وسیله بار مثبت موجود در سطح جاذب به آسانی جذب می‌شود و غلظت اولیه کروم کاهش می‌یابد. در pH بالای ۷، رقابت و نیروی دافعه بین OH<sup>-</sup> و آنیون‌های کرومات باعث تمایل کم‌تر جذب Cr(VI) بر روی مکان‌های جذب می‌شود و میزان جذب کاهش می‌یابد. بنابراین بالاترین میزان حذف در  $pH = 7$  حاصل شد. نتایج این

می توان اشباع شدن سایت های جذب قابل دسترس در سطح جاذب دانست.

در مطالعه ای تحت عنوان تاثیر سورفاکتانت کاتیونی بر روی جذب کروم به وسیله کربن فعال توسط Hyun-Doc Choi, Jung-Min Cho و همکاران زمان رسیدن به تعادل را در حضور CPC با غلظت ۲ برابر غلظت تشکیل میسل، ۱۸۰ دقیقه به دست آوردند (۹). در حالی که مرتضوی و همکارانش در بررسی حذف کرومات از محلول های آبی به وسیله زئولیت اصلاح شده با سورفاکتانت کاتیونی هگزادسیل تری متیل بروماید، زمان ماند مناسب و بهینه برای رسیدن به واکنش در حال تعادل را با غلظت اولیه کروم (mg/l)  $C_0 = 1 \text{ Cr(VI)}$ ، دوز جاذب: ۳ gr،  $\text{pH} = 6$  و ۱۲۰ دقیقه به دست آوردند (۲).

نتایج آزمایش نشان داد که با افزایش غلظت کروم از ۱ میلی گرم در لیتر به ۱۰۰ میلی گرم در لیتر راندمان جذب کروم از ۹۷/۸ درصد به ۴۲/۵۷ درصد کاهش پیدا می کند. بیشترین راندمان حذف در غلظت های اولیه پایین تر حاصل می شوند اما ظرفیت جذب کروم با افزایش غلظت اولیه کروم شش ظرفیتی افزایش می یابد. علت کاهش میزان جذب کروم با افزایش غلظت اولیه آن را می توان به دلیل کاهش سطح جذب در دسترس به دلیل اشباع شدن سایت های جذب دانست. در غلظت های کم دلیل اصلی بالا بودن راندمان جذب، وجود سایت های جذب قابل دسترس به اندازه کافی می باشد که در این حالت قابلیت دسترسی سایت های جذب بر غلظت کروم غلبه می نمایند. در تحقیقی که غنی زاده و همکاران بر روی جذب کروم با استفاده از کربن فعال ساخته شده از استخوان انجام دادند، گزارش کرده اند که با افزایش غلظت کروم، راندمان جذب کاهش و غلظت باقیمانده کروم افزایش می یابد (۴). هم چنین در تحقیقی که سمرقندی و همکارش برای جذب کادمیوم با استفاده از کربن فعال پوشش داده شده با نانوذرات اکسید آهن انجام دادند، گزارش کرده اند

که با افزایش غلظت کادمیوم راندمان جذب آن کاهش پیدا می کند (۶). پیش بینی سرعت جذب برای یک سیستم ثابت یکی از پارامترهای مهم در طراحی سیستم جذب هم چون کنترل سینتیک جذب، زمان می باشد. ثابت های سرعت جذب به عنوان یکی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مهم برای ارزیابی کیفیت جاذب ها مطرح هستند. نتایج داده های سینتیکی نشان داد که فرآیند جذب از مدل سینتیک شبه درجه دوم پیروی می کند. بیان مدل شبه درجه دوم برای توصیف جذب شیمیایی شامل نیروهای ظرفیتی از طریق تبادل الکترون مورد استفاده قرار می گیرد.

در مطالعه عسگری و همکاران در مطالعه سینتیک و ایزوترم جذب کروم شش ظرفیتی بر روی نانو هیدروکسی آپاتیت n-Hap گزارش کردند که فرآیند جذب کروم از مدل سینتیک شبه درجه دوم پیروی می کند (۲۴). هم چنین چندین گروه تحقیقاتی گزارش کردند که مدل سینتیک شبه درجه دوم در توصیف سینتیک جذب کروم مناسب تر است (۷، ۹، ۱۸، ۲۵). در غیاب سورفاکتانت جذب کروم در مدت ۳h به تعادل رسیده است. اما با توجه به میزان تغییر و نوع سورفاکتانت ها، زمان رسیدن به تعادل در جذب کروم متفاوت است. به طوری که در غلظت کمتر از غلظت تشکیل میسل جذب در مدت ۲h و در غلظت بیش تر از غلظت تشکیل میسل در مدت ۳h به تعادل رسیده است. زمان تعادل جذب سورفاکتانت با افزایش غلظت بحرانی میسل (cmc)، افزایش یافته بود. نتایج این مطالعه با نتایج مطالعه Hyun-Doc Choi و همکارش مطابقت دارد (۹). در حالی که در تحقیقی که Hyun-Doc Choi و همکاران روی جذب  $\text{Cr(VI)}$  با استفاده از کربن فعال پوشش داده شده با سورفاکتانت های کاتیونی ستیل پریدینوم کلراید و هگزا دسیل تری متیل آمونیوم بروماید در غلظت های کم تر، برابر و بیش تر از غلظت بحرانی تشکیل میسل انجام دادند، صرف نظر از نوع سورفاکتانت و غلظت آن، زمان ماند ۱ ساعت را برای

رسیدن واکنش در حالت تعادل گزارش کردند. احتمالاً این تفاوت می‌تواند از تفاوت در نوع کربن فعال باشد (۷). در حضور BZK با غلظت ۱۰/۵ و ۲ cmc به ترتیب نرخ جذب کروم از ۰/۲۱ به ۰/۱۱، از ۰/۲۱ به ۰/۰۱، از ۰/۲۱ به ۰/۱۳ کاهش یافت. در حالی که ظرفیت جذب کروم بر روی MAC-BZK از ۰/۷ mg/g برای AC تا ۱/۸۵ mg/g برای ۰.۵ MAC، ۲/۲۳ mg/g برای ۱ MAC و ۲/۲۵ mg/g برای ۲ MAC افزایش یافت. در نتیجه در حضور سورفاکتانت نرخ جذب کروم بر روی کربن فعال کاهش و با افزایش تعداد اصلاح‌سازی، میزان ظرفیت جذب کروم افزایش یافته است. نتایج این مطالعه با مطالعه Hyun-Doc Choi, Jung-Min Cho و همکاران تحت عنوان تاثیر سورفاکتانت کاتیونی بر روی جذب کروم به وسیله کربن فعال مطابقت داشت (۹). در حالی که در مطالعه Hyun-Doc Choi و همکاران روی جذب کروم با استفاده از کربن فعال پوشش داده شده با سورفاکتانت کاتیونی، با افزایش میزان تغییر اصلاح سازی نرخ جذب کروم افزایش یافته است. این تناقض بدین معنا است که سینتیک جذب کروم بر روی کربن فعال به شدت وابسته به نوع مواد جاذب است (۷).

تعیین ایزوترم جذب و ظرفیت جاذب مورد استفاده از مهم ترین مشخصه هایی است که باید در مطالعات مربوط به جذب آلاینده ها مورد توجه قرار بگیرد. نتایج حاصل از این مطالعه مشخص می نماید که جذب کروم بر روی جاذب MAC از ایزوترم جذب لانگوئیر تبعیت می کند. این بدان معناست که جذب کروم بر روی MAC یک واکنش خاص مکانی است، زیرا مکانیزم جذب یک اثر متقابل الکترواستاتیک بین بار منفی کروم و بار مثبت MAC یا AC می باشد که منجر به تشکیل ترکیب Cr-BZK می شود. در مطالعه CHEN و همکاران در مقایسه سورفاکتانت های کاتیونی برای اصلاح سازی کربن فعال برای حذف کروم شش ظرفیتی، گزارش کردند که فرایند جذب کروم از

ایزوترم جذب لانگوئیر تبعیت می کند (۱۸). گروه های تحقیقاتی متعددی گزارش کرده اند که مدل لانگوئیر برای توصیف ایزوترم جذب کروم در سورفاکتانت مناسب تر می باشد (۷، ۹، ۲۴). اساس ایزوترم جذب لانگوئیر، تخمین حداکثر ظرفیت جذب بر پوشش کامل تک لایه ای از جاذب است. حداکثر ظرفیت جذب کروم از ۱/۷۹۶ mg/g بر روی AC تا ۰/۷۸ mg/g، ۷/۷۸ mg/g و ۸/۰۹ mg/g به ترتیب برای ۰.۵ MAC، ۱ MAC و ۲ MAC افزایش یافت. همچنین با افزایش غلظت سورفاکتانت و به عبارتی افزایش در تعداد مکان هایی با بار مثبت به دلیل حضور سورفاکتانت، راندمان جذب کروم، افزایش یافت. در غلظت بالای cmc اشکال سورفاکتانت به شکل میسل است، که پوسته خارجی میسل دارای بار مثبت است. کروم می تواند بر روی پوسته خارجی میسل سورفاکتانت جذب شود. همچنین به دلیل تشکیل لایه دو بل سورفاکتانت بر روی سطح کربن فعال و افزایش در تعداد مکان هایی با بار مثبت، پتانسیل جذب کروم افزایش می یابد. ترکیب Cr(VI)-micelle بزرگتر از ترکیب کروم با سورفاکتانت است، از این رو با مسدود کردن منافذ کربن فعال راندمان حذف کروم را افزایش داده است.

در نمودار شماره ۱۱ همان طور که نشان داده شده است، در غلظت ۱ mg/l کروم با دوز جاذب ۰/۵ گرم MAC، غلظت باقیمانده کروم به کم تر از ۰/۰۵ با میزان ۰/۰۲ mg/l کاهش یافته است که به عنوان حداکثر غلظت مجاز توصیه شده WHO است. در حالی که در AC، غلظت باقیمانده بیش تر از حد مجاز استاندارد و با میزان ۰/۱۳ mg/l است. هم چنین در غلظت ۱۰۰-۱ ظرفیت جذب کروم (VI) برای کربن فعال معمولی ۱/۷۵ mg/g بود اما در کربن فعال اصلاح شده با غلظتی برابر با ۲ برابر غلظت تشکیل میسل به میزان ۶-۸ mg/g افزایش یافت. در آزمایش پیوسته در پساب خراج شده از ستون، سورفاکتانت مشاهده نشد و

سطح کربن فعال با غلظت سورفاکتانت بیش تر از غلظت cmc، به دلیل ایجاد گروه‌های مثبت بیش تر بر روی AC، پتانسیل و راندمان جذب کروم را افزایش داده است. مطالعات تعادل و سینتیک جذب نشان دادند که جذب کروم از مدل ایزوترمی لانگمویر و سینتیک جذب از مدل شبه درجه دوم پیروی می کند.

### سپاسگزاری

این مقاله حاصل بخشی از نتایج طرح تحقیقاتی مصوب کد ۱۴۰۵ در معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی مازندران است. که بدین وسیله از معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه، تشکر و تقدیر می گردد.

واجب هم صورت نگرفت. در تحقیقی که Hyun- Doc Choi و همکاران روی جذب کروم با استفاده از کربن فعال پوشش داده شده با سورفاکتانت کاتیونی انجام دادند، در مورد AC، تجزیه کروم نه حجم بستر بود، در حالی که در مورد MAC این مقدار BV ۲۰۰ بوده است (۷).

در پایان می توان نتیجه گرفت که غلظت جاذب یکی از عوامل موثر بر فرآیند جذب می باشد که با افزایش آن راندمان جذب کروم کاهش و ظرفیت جذب افزایش پیدا می کند. هم چنین نتایج نشان داد که با افزایش pH محلول، راندمان حذف کروم کاهش می یابد. نتایج این تحقیق بیان می نماید که اصلاح سازی

### References

- Jing X, Cao Y, Zhang X, Wang D, Wu X, Xu H. Biosorption of Cr (VI) from simulated wastewater using a cationic surfactant modified spent mushroom. *Desalination*. 2011;269(1-3):120-127.
- Mortazavi B, Rasuli L, Kazemian H. Reduction of hexavalent chromium from aqueous solution using modified zeolite cationic surfactant. *ijhe* 2010;3(1):37-46. (persian)
- Kannan A, Thambidurai S. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution using activated carbon derived from Palmyra palm fruit seed. *Bull Chem Soc Ethiop* 2008;22(2): 183-196.
- Ghanizadeh G, Asgari G, Mohammadi AMS, Ghaneian MT. Kinetics and isotherm studies of hexavalent chromium adsorption from water using bone charcoal. *Environ Bull*. 2012;21:1296-1302.
- Mohammadi F, Hasheminejad H, Taebi A. Sorption of Chromium (VI) Using Excess Municipal Sludge. *Water & Wastewater*. 2014;25(1):34-43
- Samarghandi M, Farrokhi M, Shirzad-Siboni M. Photocatalytic Removal of Hexavalent Chromium from Aquatic Solution by Using of Zinc Oxide (ZnO) Nanoparticle in Aerobic and Anaerobic Condition: Kinetic Study. *Journal of Guilan University of Medical Sciences*. 2014;22(S1):1-10. (persian)
- Choi HD, Jung WS, Cho JM, Ryu BG, Yang JS, Baek K. Adsorption of Cr (VI) onto cationic surfactant-modified activated carbon. *J Hazard Mater*. 2009;166(2):642-646.
- Rezaei A, Hooshyar H, Masoumbaigi H, Cheshmeh Soltani R. Feasibility removal of chromium (VI) from aqueous solutions through electric coagulation for bipolar aluminum-aluminum. 2013;24(2):123-128
- Choi HD, Cho JM, Baek K, Yang JS, Lee JY. Influence of cationic surfactant on adsorption of Cr (VI) onto activated carbon. *J Hazard Mater*. 2009;161(2):1565-1568.
- Liu W, Zhang J, Zhang C, Wang Y, Li Y. Adsorptive removal of Cr (VI) by Fe-modified activated carbon prepared from

- Trapa natans husk. Chem Eng J. 2010;162(2):677-684.
11. Moussavi G, Talebi S, Farrokhi M, Sabouti RM. The investigation of mechanism, kinetic and isotherm of ammonia and humic acid co-adsorption onto natural zeolite. Chem Eng J. 2011;171(3):1159-1169.
  12. Mohan D, Pittman CU. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri-and hexavalent chromium from water. J Hazard Mater. 2006;137(2):762-811
  13. Yin CY, Aroua MK, Daud WMAW. Review of modifications of activated carbon for enhancing contaminant uptakes from aqueous solutions. Sep Purif Techno. 2007;52(3):403-415.
  14. Cho D-W, Chon C-M, Kim Y, Jeon B-H, Schwartz FW, Lee E-S, et al. Adsorption of nitrate and Cr (VI) by cationic polymer-modified granular activated carbon. Chem Eng J. 2011;175:298-305.
  15. Adhoum N, Monser L. Removal of phthalate on modified activated carbon: application to the treatment of industrial wastewater. Sep Purif Techno. 2004;38(3):233-239.
  16. Farooq W, Hong H-J, Kim EJ, Yang J-W. Removal of Bromate ( $\text{BrO}_3^-$ ) from Water using Cationic Surfactant-Modified Powdered Activated Carbon (SM-PAC). Sep Purif Techno. 2012;47(13):1906-1912.
  17. Parette R, Cannon FS. The removal of perchlorate from groundwater by activated carbon tailored with cationic surfactants. Water Res. 2005;39(16):4020-4028.
  18. Chen W, Zhang J, Wang W, Zhang X. Comparison of Cationic Surfactants for Activated Carbon Modification for Cr (VI) Removal. Asian J Chem. 2015;27(5):1791-1797.
  19. Porter MR. Handbook of surfactants. 2<sup>th</sup>ed: Netherlands Springer; 1994.
  20. Chen Wf, Zhang ZY, Li Q, Wang HY. Adsorption of bromate and competition from oxyanions on cationic surfactant-modified granular activated carbon (GAC). Asian J Chem 2012;203:319-325.
  21. Mohammadi A, Bina B, Ebrahimi A, Hajizadeh Y, Amin MM, Pourzamani H. Effectiveness of nanozeolite modified by cationic surfactant in the removal of disinfection by-product precursors from water solution. Int J Env Health Eng. 2012;1(1):3.
  22. Eugene w. Rice et al., 2016, Standard methods for the examination of water and wastewater, 22<sup>nd</sup> edition , New York, American public health association
  23. Nik Ahmad Nizam Nik Malek and Nurul Syakina Malek , Modification of Synthetic Zeolites by Quaternary Ammonium Compounds and Its Antibacterial Activity against BacillusSubtilis, APCBEE Procedia. 2012 ;(3): 134 – 139
  24. Leyva-Ramos R, Jacobo-Azuara A, Diaz-Flores P, Guerrero-Coronado R, Mendoza-Barron J, Berber-Mendoza M. Adsorption of chromium (VI) from an aqueous solution on a surfactant-modified zeolite. Colloids Surf A Physicochem Eng Asp. 2008;330(1):35-41.
  25. Asgari G, Rahmani AR, Faradmal J, Seid Mohammadi AM. Kinetic and isotherm of hexavalent chromium adsorption onto nano hydroxyapatite. J Res Health Sci. 2012; 12(1): 45-53.
  26. Malwade K, Lataye D, Mhaisalkar V, Kurwadkar S, Ramirez D. Adsorption of hexavalent chromium onto activated carbon derived from Leucaena leucocephala waste sawdust: kinetics, equilibrium and thermodynamics. Int J Environ Sci Technol. 2016;13(9):2107-2116.