

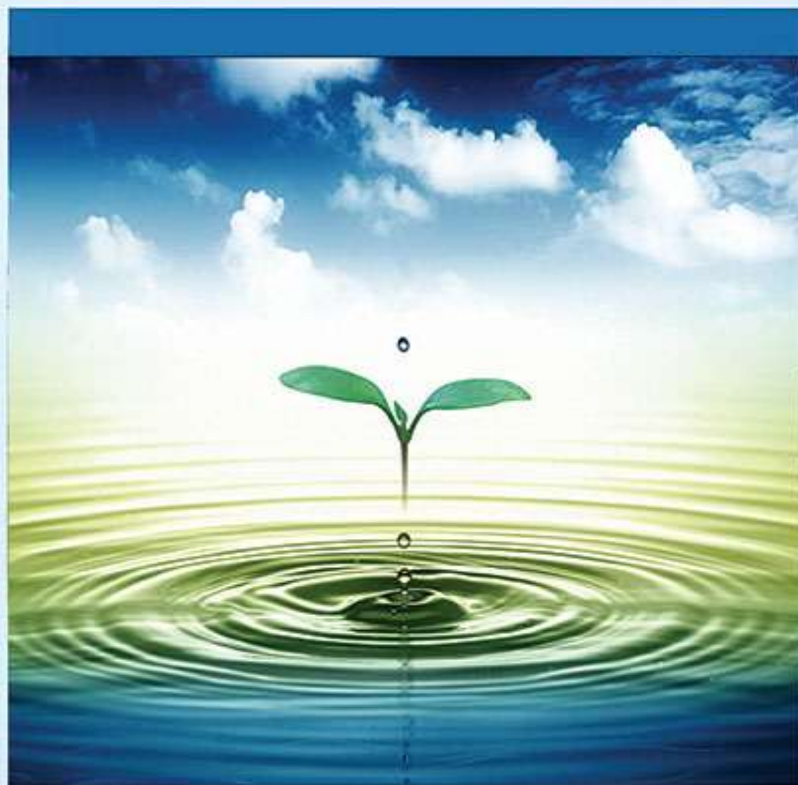
کارایی جاذب پودر زیتون در حذف یون کروم از محلول‌های آبی با روش جریان
پیوسته
سمیرا منصوری چمه، علی شهیدی و عباس خاشعی سیوکی

دوره ۲، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۵، صفحات ۲۵۷ - ۲۶۶

Vol. 2 (3), Autumn 2016, 257 - 266

**Adsorption efficiency of olive powder in the
removal of chromium ions from aqueous
solutions using continuous flow method**

Mansouri Chameh S., Shahidi A. and Khashei
Siwaki A.



www.jewe.ir

OPEN ACCESS

نحوه ارجاع به این مقاله: منصوری چمه س.، شهیدی ع. و خاشعی سیوکی ع. (۱۳۹۵). کارایی جاذب پودر زیتون در حذف یون کروم از محلول‌های آبی با روش جریان پیوسته. محیط زیست و مهندسی آب، جلد ۲، شماره ۳، صفحات: ۲۵۷ - ۲۶۶

How to cite this paper: Mansouri Chameh S., Shahidi A. and Khashei Siwaki A. (2016). Adsorption efficiency of olive powder in removal of chromium ions from aqueous solutions using continuous flow method. J. Environ. Water Eng., 2(3), 257 - 266

کارایی جاذب پودر زیتون در حذف یون کروم از محلول‌های آبی با روش جریان

پیوسته

سمیرا منصوری چمه^{۱*}، علی شهیدی^۲ و عباس خاشعی سیوکی^۳

^۱دانشجوی گرایش آبیاری و زهکشی، گروه آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

^۲دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

^۳استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

*نویسنده مسئول: samiramansuri20@yahoo.com

تاریخ پذیرش: [۱۳۹۵/۰۶/۱۰]

تاریخ دریافت: [۱۳۹۵/۰۵/۱۷]

چکیده

بحران آب در دهه اخیر به یکی از معضلات جوامع بشری تبدیل شده است. نیاز به تأمین و توسعه منابع آب جهت حفظ و گسترش منبع آبی امری ضروری است. انتشار فلزات سنگین در محیط‌زیست ناشی از صنعتی شدن و شهرنشینی، یک مسئله نگران‌کننده در سراسر جهان است. این آلاینده‌ها به دلیل سمیت زیاد، غیرقابل تجزیه بودن و اثرات تجمعی مورد توجه محققین می‌باشند. در این پژوهش، جذب کروم شش ظرفیتی در حالت جریان پیوسته با استفاده از ستون بستر ثابت از پودر زیتون تلخ مطالعه و عملکرد ستون جاذب با تغییر متغیرهای دبی و غلظت کروم ورودی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج آزمایش‌ها نشان داد که منحنی شکست ستون جاذب به متغیرهای مطالعه شده وابسته است. نتایج همچنین نشان داد که کل مقدار یون کروم جذب‌شده و ظرفیت جذب ستون با افزایش دبی کاهش یافته و با افزایش غلظت کروم ورودی افزایش می‌یابد. بیش‌ترین یون کروم جذب‌شده در شرایط دبی ۴ میلی‌لیتر در دقیقه و غلظت ۰/۰۷ میلی‌گرم در لیتر به دست آمد که حذف ۸۵ درصد را نشان داد. از این‌رو، جاذب تهیه‌شده از پودر زیتون به دلایل فراوانی آن در طبیعت، هزینه پایین آماده‌سازی، سادگی در روش تهیه، سازگاری با محیط‌زیست و دارا بودن ظرفیت جذب کروم از محلول‌های آبی می‌تواند به‌عنوان یک جاذب ارزان در حذف این یون مورد استفاده قرار گیرد. پیشنهاد می‌شود روش جریان پیوسته با پارامترهای به دست آمده در این مطالعه در فرآیند تصفیه شیمیایی آب و فاضلاب مورد بررسی قرار گیرد.

واژگان کلیدی: بستر ثابت، جاذب، جریان پیوسته، زیتون تلخ، کروم

۱- مقدمه

منابع آب سالم از مهم‌ترین نیازهای تمدن بشری است. بشر از دیرزمان به آب به‌عنوان نهاده‌ای که بدون آن نمی‌تواند به حیات خود ادامه دهد، نگاه کرده است. همچنین در نظر بسیاری از کشورهای جهان آب به‌عنوان قدرت اقتصادی، سیاسی و نظامی است. کیفیت آب‌های سطحی توسط فرآیندهای طبیعی و همچنین فعالیت‌های بشری در راستای تکامل خود تحت تأثیر قرار گرفته است. در بسیاری از کشورهای در حال توسعه، به دلیل توانایی آب‌های جاری در جذب و رقیق کردن و در نتیجه کاهش اثرات مضر، پساب به‌صورت مستقیم به این آب‌ها ریخته می‌شود. با توجه به افزایش درخواست آب توسط بشر و صنعت، فاضلاب با هر نوع کیفیتی و در بسیاری از موارد به‌صورت کنترل نشده به آب‌های سطحی وارد می‌شود، که نتیجه این عمل، پایین آمدن کیفیت آب در آینده نزدیک خواهد بود و آلوده شدن محصولات کشاورزی و در نتیجه به خطر افتادن سلامت انسان را به دنبال خواهد داشت. هر رودخانه با توجه به عوامل و برگ‌خریده‌های خاص محیطی خود، توانایی منحصر به خود را در جذب و رقیق کردن پساب داراست. یکی از برنامه‌های مدیریت منابع آب، تلاش برای حفاظت از آب‌ها در ورود بی‌رویه و کنترل نشده پساب‌ها به آن‌ها است.

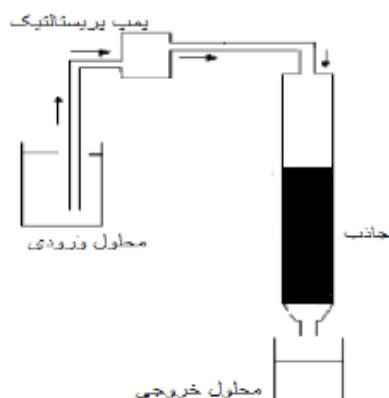
رشد روزافزون جمعیت، کمبود منابع طبیعی، ارتقای سطح زندگی انسان‌ها و نیاز اولیه و طبیعی برای صنعت و فناوری‌های وابسته به آن، اهمیت سالم نگه‌داشتن محیط‌زیست را دوچندان نموده است. تصفیه پساب‌ها یکی از پارامترهای اساسی در حفظ و نگهداری محیط‌زیست است. هر مترمکعب پساب تصفیه نشده، مقدار ۴۰ تا ۶۰ مترمکعب آب آشامیدنی را آلوده می‌کند (Tchobanoglos, 2003). تأسیس تصفیه‌خانه‌هایی برای این پساب‌ها به تنهایی نگرانی‌های زیست‌محیطی را برطرف نمی‌کند، بلکه برای رسیدن به استانداردهای مطلوب محیط‌زیستی باید عملکرد این تصفیه‌خانه‌ها مدام تحت بررسی و ارزیابی قرار گیرند (Monzavi, 2011). امروزه مدیریت منابع طبیعی، یکی از اصلی‌ترین پیش‌نیازهای توسعه پایدار در هر کشوری به شمار می‌رود و از این میان منابع آب‌های زیرزمینی، به‌عنوان یکی از حیاتی‌ترین منابع آب در کشوری مثل ایران که سهم آن از نزولات جوی به حد چشمگیری از متوسط جهانی پایین‌تر است، بسیار حساس است (Chalkesh Amiri, 2007). فلزات سنگین گروهی از فلزات هستند در حدود (۴۰ عنصر) که از سازندهای طبیعی پوسته زمین بوده و دانسیته‌ای بیش از ۵ دارند. در جدول تناوبی به فلزات گروه ۳ تا ۱۶ در تناوب ۴ و ۴ به بعد فلزات سنگین می‌گویند. این فلزات به هنگام حضور در غلظت‌های مشخصی در آب سلامتی موجودات زنده را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Khazaei et al. 2007).

منشأ ورود فلزات سمی به آب می‌تواند فاضلاب‌های شهری و پساب‌ها و زباله‌های صنعتی باشد. افزایش جمعیت شهرنشین و توسعه صنایع مختلف، یکی از عوامل اصلی افزایش آلاینده‌ها خصوصاً فلزات سنگین در آب آشامیدنی هستند. مطالعات مربوط به حذف فلزات سنگین به‌وسیله جاذب‌های ارزان و طبیعی عمدتاً از دهه ۱۹۷۰ شروع شد. در حال حاضر روش‌های متنوعی برای کاهش آلودگی‌های آب و حذف فلزات سنگین وجود دارد که از جمله می‌توان به روش‌هایی همچون فیلتراسیون، انعقادسازی، الکترودیالیز، جذب سطحی، اکسیداسیون، اسمز معکوس، تبادل یونی، ترسیب و غیره اشاره نمود (Mozafarian et al. 2006). این روش‌ها علاوه بر هزینه بالا که سبب خودداری صاحبان صنایع از کاربرد چنین روش‌هایی می‌شود، مشکل تولید لجن حاصله از رسوبات شیمیایی را نیز به دنبال دارند. چرا که مشکل موجود در محیط آبی تبدیل به یک مشکل جدید در قسمت مواد زاید می‌شود که سازگار با محیط‌زیست نیستند (Gadd, 1978). فرآیندهای یادشده به دلیل هزینه‌های زیاد به‌طور گسترده مورد استفاده قرار نگرفته است. به همین دلیل، استفاده از مواد ارزان‌قیمت به‌عنوان ماده جاذب برای حذف یون‌های فلزی و رنگ‌ها از پساب‌های صنعتی، کشاورزی و شهری مورد توجه قرار گرفته است. حضور فلزات سنگین در فاضلاب‌های صنعتی، مشکلی عمده در تخلیه آن‌ها به آب‌های سطحی به‌حساب می‌آید. برخی از فلزات سنگین مانند جیوه، سرب، مس، کادمیوم، کروم و نیکل حتی در مقادیر بسیار جزئی نیز سمی می‌باشند (Nameni et al. 2007; Nik Azar et al. 2009). فلزات سنگین عناصری هستند که به علت پایداری و خاصیت تجمع بیولوژیکی، اثرات مضر بر سلامتی انسان داشته و به‌عنوان آلاینده‌های مقدم توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالت

متحده لیست شده‌اند. تجمع فلزات سنگین در زنجیره غذایی و پایداری آن‌ها در طبیعت، همچنین تخلیه آن‌ها توسط بسیاری از فعالیت‌های صنعتی، پدیده‌ای شناخته شده است. در سال‌های اخیر استفاده از جاذبه‌ای ارزان قیمت مورد توجه بسیاری از محققین قرار گرفته است. جاذب‌های ارزان قیمت جاذب‌هایی هستند که به فراوانی یافت شده و در دسترس می‌باشند و هزینه آماده‌سازی آن‌ها بسیار پایین است. این جاذب‌ها عمدتاً از مواد زائد حاصل از فعالیت‌های صنعتی و بخصوص کشاورزی تهیه می‌شود و بیشتر پایه سلولزی دارند (Ahmad Khan et al. 2004; Ngah et al. 2014). استفاده از ساقه گندم، شلتوک برنج، خاکاره، پوست درختان، برگ درختان، تفاله نیشکر، تفاله چغندر قند، ساقه پنبه، پوسته گردو، زائدات چای، ساقه آفتابگردان، پوسته بادام و بادام‌زمینی، الیاف سخت نارگیل و بسیار موارد دیگر که توسط محققین مختلف به‌عنوان جاذب گزارش شده است کارایی خوبی را جهت جذب فلزات از خود نشان داده‌اند. سادگی استفاده، عدم نیاز به فرآیندهای فرآوری و اصلاح پیچیده، کارایی جذب سطحی بالا و انتخابی جهت فلزات سنگین از مزایای این جاذب‌ها است (Dhir et al. 2010; Farooq et al. 2010; and Komar, 2010). هر چند مطالعات و آزمایش‌های انجام شده به روش ناپیوسته اطلاعات دقیقی در زمین ایزوترم جذب و ظرفیت تعادلی جاذب برای حذف آلاینده‌های خاص و انتخابی ارائه می‌دهد اما تجزیه و تحلیل اطلاعات حاصله از روش ناپیوسته برای طراحی یک سیستم تصفیه در مقیاس صنعتی کافی نیست (Nouri et al. 2007). امروزه از روش بستر ثابت و جریان پیوسته در حذف آلاینده‌های مختلف از آب و فاضلاب به‌طور گسترده استفاده می‌شود. در روش پیوسته به علت اینکه زمان تماس کوتاه است لازم است مطالعات جزء جذب‌شونده جاذب به‌طور مداوم بررسی شود (Miralles et al. 2010). به‌منظور به دست آوردن شرایط بهینه، یک فرایند جذب در مقیاس صنعتی و کاربردی لازم است تا مدل دقیق و مناسبی از رفتارهای دینامیکی سیستم جذب سطحی بستر ثابت به دست آید. هدف از این مطالعه بررسی حذف کروم توسط پودر زیتون تلخ به روش پیوسته است تا شرایط بهینه برای حذف یون (منطبق با جریان طبیعی فاضلاب) در یک ستون با بستر ثابت و جریان روبه پایین به دست آید.

۲- مواد و روش‌ها

آزمایش‌های ستون بستر ثابت با به‌کارگیری ستون شیشه‌ای با ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر و قطر داخلی ۲/۵ سانتی‌متر انجام پذیرفت. در این آزمایش‌ها ستون تا ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر از قطعات و پودر میوه زیتون تلخ پر شد. محلول کروم با pH برابر ۱/۵ در دمای آزمایشگاه (۲۲°C) به‌صورت جریان ثقلی و توسط پمپ پریستالتیک به داخل ستون پمپاژ گردید. اثر نرخ جریان و غلظت کروم اولیه بر جذب کروم توسط پودر زیتون به‌وسیله ستون آزمایشگاهی و پمپ پریستالتیک نشان داده شده در شکل (۱) بررسی شد. در تمام آزمایش‌های ستونی، محلول یون فلزی تا زمانی که غلظت محلول خروجی (C_t) به غلظت محلول ورودی (C_0) برسد، توسط پمپ به داخل ستون تزریق و سپس در فواصل زمانی مختلف، از خروجی ستون نمونه‌برداری شد. غلظت کروم نمونه‌ها توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. شکل (۱) نمایی از ستون آزمایشگاهی مورد استفاده در این تحقیق را نشان می‌دهد.



شکل ۱- نمایی از ستون آزمایشگاهی مورد استفاده

۲-۱- آماده سازی پودر و محلول

زیتون تلخ ابتدا از درخت زینتی زیتون تلخ برداشت شد. پس از پاک سازی در هوای محیط و در معرض نور خورشید و سپس در کوره خشک شدند. سپس با آسیاب برقی خرد و از الک های با مش ۱۰۰ عبور داده شد تا به اندازه ۱ تا ۲ میلی متر برسند. ترکیبی از پودر و ذرات را با آب مقطر شستشو و داخل ستون به ارتفاع ۱۰ سانتی متر ریخته شد. ابتدا آب مقطر دیونیزه شده به مدت نیم ساعت با جریان رو به پایین از بستر عبور داده و پس از اینکه آب مقطر به صورت کامل از بستر خارج گردید، محلول یون کروم که به حجم ۵۰۰ رسانده شد از ستون عبور داده می شود. آزمایش ها در pH برابر ۵ و دمای آزمایشگاه ۲۵ درجه سانتی گراد انجام شد. آزمایش ها در دو سری طراحی شد. مرحله اول بررسی اثر دبی بر کارایی ستون بود (دبی های ۴ و ۸ و ۱۲ میلی لیتر در دقیقه) و در مرحله دوم بررسی اثر غلظت بر کارایی ستون (غلظت ۰/۱۱ و ۰/۰۷ و ۰/۱۵ میلی گرم در لیتر) انجام گرفت. برای کلیه مراحل فوق در زمان های مختلف از محلول خروجی ستون نمونه تهیه و نمونه ها را با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شدند. نمونه گیری از پهنای دریاچه خروجی ستون تا زمانی که غلظت یون کروم خروجی برابر غلظت یون کروم ورودی باشد، به عبارت دیگر تعادل برقرار شود، ادامه داده شد. حجم سیال خروجی را می توان از معادله (۱) به دست آورد:

$$V_{eff} = Qt \quad (1)$$

که در آن Q و t به ترتیب دبی حجمی ($\frac{ml}{min}$) و زمان جریان کل (min) است. مساحت زیر منحنی شکست (A) با انتگرال گیری از منحنی غلظت عنصر جذب شده (C_T) در مقابل زمان (t) قابل محاسبه بوده و از آن می توان در محاسبه مقدار کل فلز جذب شده (q_{total}) در ستون برای غلظت ورودی و دبی داده شده، مطابق رابطه (۲)، استفاده نمود.

$$q_{total} = \frac{QA}{1000} = \frac{Q}{1000} \int_{t=0}^{t=total} C_T dt \quad (2)$$

مقدار کل یون فلزی ورودی به ستون (m_{total}) و حذف کل (%) به ترتیب از معادلات (۳) و (۴) قابل محاسبه است (Padmsh et al. 2000).

$$EBRT = \frac{\text{بستر حجم}}{\text{دبی حجمی مایع}} \quad (3)$$

$$m_{\text{total}} = \frac{C_0 Q_{\text{total}}}{1000} \quad (۴)$$

ظرفیت جذب ستون (q_{eq}) را می‌توان با استفاده از معادله (۵) به صورت مقدار کل یون جذب شده در پایان زمان جریان کل (Q_{total}) در واحد جرم جاذب (X) جاذب محاسبه نمود (Aksu and Gonn, 2004).

$$\text{درصد حذف کل} = \frac{q_{\text{total}}}{m_{\text{total}}} \times 100 \quad (۵)$$

زمان ماند در بستر خالی (EBRT) معرف زمان لازم برای پر شدن ستون خالی به وسیله محلول است که از معادله (۶) قابل محاسبه است (Ko et al, 2000). در این معادله صورت کسر حجم بستر و مخرج آن نرخ حجمی جریان محلول است.

$$q_{\text{eq}} = \frac{Q_{\text{total}}}{X} \quad (۶)$$

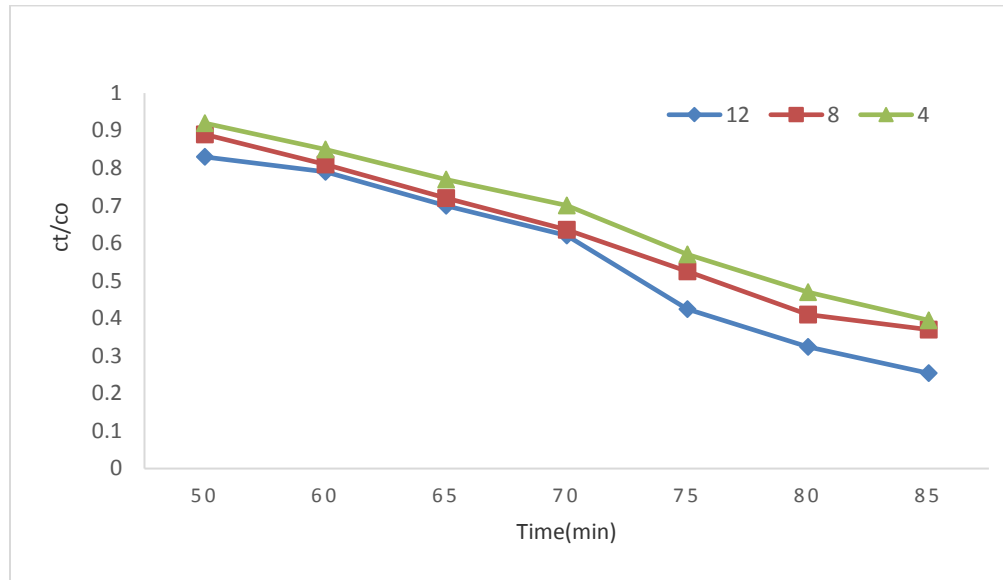
۳- نتایج و بحث

۳-۱- آزمایش پیوسته

در آزمایش‌های مربوط به ستون‌های کوچک، با عبور سیال ورودی از بستر ستون، جذب سریع رخ می‌دهد. در جریان‌های پیوسته ورودی، ناحیه تعادلی جذب به تدریج به سمت پایین ستون حرکت می‌کند. با رسیدن ناحیه تعادلی به انتهای پایینی بستر ستون، غلظت در خروجی افزایش یافته و در نهایت برابر غلظت ورودی می‌گردد. نقطه‌ای که در آن غلظت خروجی به سرعت افزایش می‌یابد، نقطه شکست نامیده می‌شود. نقاط شکست و فرسودگی نقاطی هستند که در آن‌ها نسبت غلظت خروجی به غلظت ورودی به ترتیب برابر ۵٪ و ۹۵٪ است (Eilly et al. 1997; Zho et al. 2004; Nidheesh et al. 2012). کارایی یک ستون جذب به وسیله منحنی شکست توصیف می‌شود که نشانگر رفتار جذب شونده در هنگام زدایش از محلول حاوی آن در طول بستر ستون است و عموماً به صورت غلظت نرمال شده به صورت نسبت غلظت خروجی به ورودی در واحد زمان یا حجم خروجی برای یک بستر مشخص تعریف می‌شود (Aksu and Gonn, 2004).

۳-۲- اثر دبی بر کارایی ستون

شکل (۲) منحنی شکست ستون کروم به وسیله پودر زیتون تلخ در دبی‌های اولیه ۴ و ۸ و ۱۲ میلی لیتر در دقیقه را نشان می‌دهد. در این مطالعه غلظت اولیه محلول ۰/۰۷ میلی گرم در لیتر، ارتفاع بستر ۱۰ سانتی متر و pH محلول ۱/۵ بوده و آزمایش در دمای ۲۲°C انجام شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، با افزایش دبی، زمان جذب در طول بستر به وسیله دبی ۱۲ میلی لیتر در دقیقه حاصل شد. بنابراین اگر زمان ماند محلول در ستون به اندازه کافی طولانی نباشد، محلول کروم قبل از نقطه تعادل ستون را ترک می‌کند (Tewari et al. 2005). از طرفی در دبی‌های کمتر، محلول کروم مدت زمان بیشتری در تماس با بستر قرار می‌گیرد و به همین دلیل راندمان حذف کروم در دبی‌های پایین بیشتر خواهد بود. نتایج حاصل از این تحقیق، با نتایج مطالعات (Malkoch et al. 2006) مطابقت دارد.



شکل ۲ - منحنی شکست حذف کروم به وسیله پودر زیتون تلخ (بررسی دبی) [ارتفاع بستر: ۱۰ سانتی متر؛ غلظت اولیه: ۰/۱۱ ppm]

در به کارگیری ستون بستر ثابت، شاخص EBRT از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و در این مطالعه مقادیر EBRT برای دبی‌های مختلف ۴، ۸، ۱۲ میلی‌لیتر بر دقیقه به ترتیب ۱۲/۲۷، ۶/۱۳ و ۴/۰۹ دقیقه به دست آمد. هرچه مقدار EBRT به دست آمده بیشتر باشد، یون‌های Cr^{6+} زمان بیشتری در تماس با پودر زیتون هستند و این موجب زدایش بیشتر یون‌های کروم در ستون بستر ثابت می‌شود (Malkoch et al. 2006). مقدار کل جذب، حداکثر جذب کروم و درصد حذف با توجه به میزان دبی ورودی در جدول (۱) آمده است.

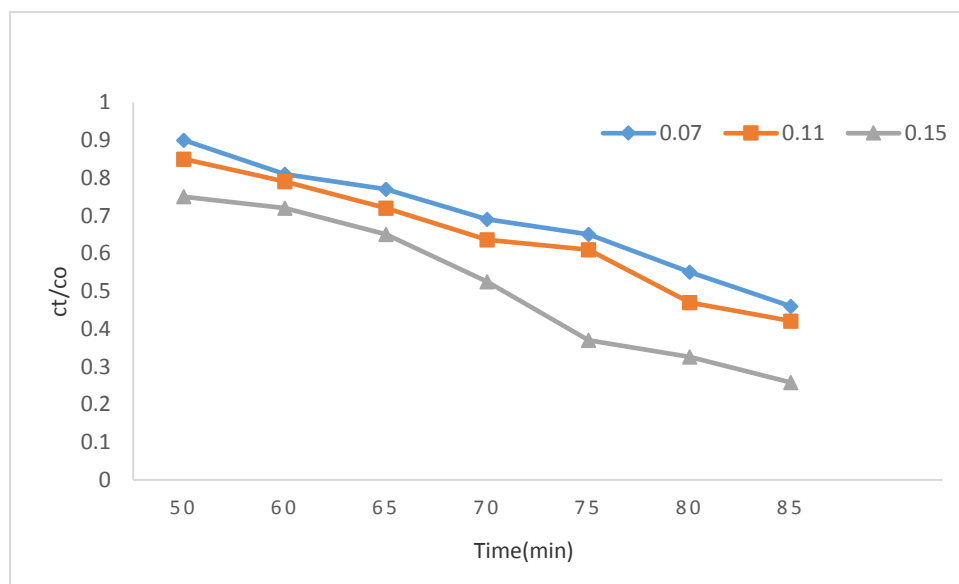
جدول ۱- تأثیر دبی و غلظت اولیه کروم در مقدار کل کروم جذبی (Q_{total})، ظرفیت جذب ستون (q_{eq}) و درصد کل حذف Cr^{6+}

$Q(ml/min)$	$C_0(mg/L)$	$t_{total}(min)$	$m_{total}(mg)$	$q_{total}(mg)$	$q_{eq}(mg/g)$	درصد کل حذف فلز
۴	۰/۱۱	۶۵	۱۳۰	۱۰۰/۱	۳۳/۳۶	۷۷
۸	۰/۱۱	۶۰	۲۴۰	۱۹۴/۴	۶۴/۸	۸۱
۱۲	۰/۱۱	۵۰	۳۰۰	۲۴۹	۸۳	۶۸
۴	۰/۰۷	۸۰	۱۶۰	۷۵/۲	۲۵/۰۶	۸۵
۴	۰/۱۵	۷۵	۱۵۰	۸۵/۵	۲۸/۵	۵۷

۲-۳- اثر غلظت کروم محلول ورودی بر کارایی ستون

تأثیر غلظت ورودی ماده جذب‌شونده در ارتفاع بستر ۱۰ سانتی‌متر و دبی ۴ میلی‌لیتر بر دقیقه به وسیله منحنی شکست در شکل (۳) نشان داده شده است. با توجه به شکل می‌توان دید که با افزایش غلظت ورودی از ۰/۰۷ به ۰/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر، زمان شکست کاهش می‌یابد. همچنین با افزایش غلظت ورودی این منحنی‌ها دارای شیب بیشتر شده و حجم شکست به علت کاهش بار انتقال جرمی بین محلول و سطح جاذب و کاهش نیروی محرک، کاهش می‌یابد (Sivakumar et al. 2009) و (Baek et al. 2007).

غلظت‌های بیشتر دسترسی مولکول‌های فلزی برای سایت‌های جذبی بیشتر است که این باعث افزایش ظرفیت جذب در غلظت‌های بیشتر شده و در نتیجه زمان شکست و فرسودگی کوتاه‌تر از این زمان‌ها برای غلظت‌های کمتر است. جدول (۱) نشان می‌دهد که بیشترین نرخ جذب در بیشترین غلظت فلز حاصل شده و حداکثر ظرفیت جذب در غلظت‌های ورودی ۰/۰۷، ۰/۱۱ و ۰/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۲۵/۰۶، ۲۸/۵ و ۸۳ میلی‌گرم بر گرم است. نیروی محرک در پدیده جذب، اختلاف غلظت بین یون‌های کروم موجود در محلول و روی سطح جاذب است (Aksu and Gonn, 2004). در نتیجه نیروی محرک بالا حاصل از غلظت بالای یون‌های فلزی عاملی مهم در کارایی بهتر ستون است. همان‌طور که انتظار می‌رود، حداکثر ظرفیت جذب N_0 با افزایش غلظت یون‌های کروم افزایش می‌یابد. روند تغییر نمودارها در شکل (۳) نشانگر تطابق خوبی بین داده‌های پیش‌بینی شده و غلظت‌های نرمالیز شده در تمامی دبی‌ها و غلظت‌های کروم است. در نتیجه مدل به‌دست آمده و ثوابت ارزیابی شده را می‌توان برای طراحی ستون‌ها در محدوده دبی‌ها و غلظت‌های مختلف کاربردی استفاده نمود. مطالعه بر روی رفتار سینتیکی جذب برخی از عناصر شیمیایی آب‌های نامتعارف به‌وسیله تراشه‌های لاستیک در محیط متخلخل، نشان داد که با افزایش غلظت یون‌های کروم شش ظرفیتی، ظرفیت جذب کاهش می‌یابد (Khaleghi, 2012).



شکل ۳- منحنی شکست حذف کروم به‌وسیله پودر زیتون تلخ (بررسی غلظت) [ارتفاع بستر: ۱۰ cm؛ دبی: ۱/۰۹ ml/min]

۴- نتیجه‌گیری

مطالعات ستونی نشان داد که جذب یون‌های کروم بر روی پودر زیتون تلخ بستگی به سرعت جریان و غلظت کروم ورودی دارد. با مقایسه روش پیوسته و ناپیوسته، مشخص شد که روش ناپیوسته به‌طور مؤثرتری از خاصیت اتصالی جاذب و کروم بهره‌برداری می‌کند. همچنین بیش‌ترین یون کروم جذب‌شده در شرایط دبی ۴ میلی‌لیتر بر دقیقه و غلظت ۰/۰۷ میلی‌گرم در لیتر به‌دست آمد که در این صورت جاذب تهیه‌شده از پودر زیتون در حذف این یون مورد استفاده قرار گیرد. هرچه غلظت اولیه ورودی بیشتر باشد، شیب منحنی‌های شکست بیشتر شده و شکست بستر در طی زمان کم‌تری اتفاق می‌افتد. این موضوع بیانگر این نکته است که تغییر در گرادیان غلظت بر زمان‌های شکست و اشباع بستر اثرگذار است. می‌توان این‌گونه توضیح داد که با افزایش غلظت یون کروم، تعداد بیش‌تری جایگاه‌های جذب در ساختار جاذب به‌وسیله یون کروم اشغال می‌شوند. از این رو می‌توان نتیجه‌گیری کرد که فرآیند جذب به غلظت یون کروم ورودی به بستر وابسته است. به عبارت دیگر، با افزایش غلظت اولیه ورودی، میزان بارگذاری یون کروم بر بستر افزایش یافته و نیروی رانش به‌منظور انتقال جرم بیش‌تر می‌شود و ضمن کوتاه‌تر شدن طول ناحیه انتقال جرم، شکست بستر در زمان

کوتاه‌تری اتفاق می‌افتد و همین امر موجب شده تا با افزایش غلظت از ۰/۰۷ به ۰/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر، ماکزیمم جذب یون کروم در واحد جرم جاذب از ۲۵/۰۶ به ۲۸/۵ افزایش یابد. در ادامه مطالعه حذف یون کروم با جریان پیوسته، دبی ورودی تغییر داده شد و افزایش در دبی ورودی منجر به کوتاه‌تر شدن زمان‌های شکست و اشباع بستر شد. وقتی دبی ورودی افزایش می‌یابد تعداد جایگاه‌های موجود در بستر ثابت است ولی سرعت ورود یون‌های جذب‌شونده افزایش دارد. این پدیده باعث می‌شود که بین جاذب و جذب‌شونده تعادل برقرار نشود یا به عبارت دیگر زمان باقی ماندن یون بر روی جاذب کافی نیست. وقتی زمان ناکافی باشد ظرفیت جذب یون‌های کروم بر روی جایگاه‌های جاذب کاهش می‌یابد و متقابلاً راندمان حذف کاهش دارد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که پودر زیتون یک جاذب ارزان توانایی حذف یون کروم از محلول‌های آبی دارد. ظرفیت جذب به غلظت و دبی ورودی یون کروم وابسته است. به نظر می‌رسد که روش جریان پیوسته برای حذف آلاینده‌ها آب و فاضلاب در مقیاس صنعتی دارای توجیه اقتصادی است. برای به‌کارگیری این روش در تصفیه صنعتی لازم است تا مدل دقیق و بهینه‌شده در اختیار باشد. از نتایج به‌دست‌آمده می‌توان با توجه به مقدار آلودگی محلول مورد تصفیه، مقدار جاذب را محاسبه کرد و با اعمال این شرایط بهترین درصد حذف را به دست آورد.

Reference

- Ahmad Khan N., Subramaniam S. I. and Subramaniam P. (2004). Elimination of heavy metals from wastewater using agricultural wastes as adsorbents. *Malaysian J. Sci.*, 23, 43-51.
- Aksu Z. and Gonen F. (2004). Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves. *Proc. Biochem.*, 39, 599-613.
- Baek K., Song S., Kang S., Rhee Y., Lee C., Lee B., Hudson S. and Hwang T. (2007). Adsorption kinetics of boron by anion exchange resin in packed column bed. *J. Ind. Eng. Chem.*, 13(3), 452-456.
- Chalkesh Amiri M. (2007). Principles of water treatment. Arkan Press, Tehran [In Persian].
- Dhir B. and Kumar R. (2010). Adsorption of heavy metals by salvinia biomass and agricultural residues. *Int. J. Environ. Res.*, 4(3), 427-432.
- Eilly W. W. (1977). Industrial water pollution control, the McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. 3rd Ed. McGraw-Hill Higher Education. New York.
- Farooq U., Kozinski J. A, Khan M.A. and Athar M. (2010). Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents – A review of the recent literature. *Bioresour. Technol.*, 101(14), 5043-5053.
- Gadd G. M. (1978). Bioremediation potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 11, 271-279
- Gadd G. M. and Griffiths A. J. (1978). Microorganisms and heavy metal toxicity. *Microb. Ecol.*, 4, 303-317.
- Khaleghi M. (2012). Assessing the adsorption kinetic behavior on some of the chemical elements of unconventional waters using tire chips in porous media. M.Sc. Dissertation in Agriculture Engineering, Faculty of Agriculture, Isfahan Industry University [In Persian].
- Khazaei A., Mosavian M. and Ali Abadi M. (2007). Removal of chromium from aqueous media using agricultural wastes. Iran Applied Geology Congress, Tehran [In Persian].

- Ko D.C.K., Porter J.F. and McKay G. (2000). Optimized correlations for the fixed bed adsorption of metal ions on bone char. *Chem. Eng. Sci.*, 55, 5819–5829.
- Mozaffarian K., Madayeni S. and khoshnodi M.. (2006). Evaluating the performance of the reverse osmosis process to remove arsenic from water. *Journal of Water and Wastewater* 60,28-22.
- Malkoch T. (2006). Adsorption of cadmium from aqueous solutions by perlite. *J. Hazard. Mat.*, 94, 291–303.
- Miralles N, Valderrama C, Casas I, Martines M. and Florido A. (2010). Cadmium and lead removal from aqueous solution by grape stalk wastes: modeling of a fixed - bed column. *J. Chem. Eng.*, 55(9), 3548-3554.
- Nameni M., Alavi Moghadam M. and Arami M. (2007). The study of sorption equilibrium of chromium (VI) from aqueous media using rice husk. *J. Environ. Sci. Technol.* 10(4), 184-195.
- Ngah W.S.W. and Hanafiah M.A.K.M. (2008). Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review. *Bioresour. Technol.*, 99(10), 3935-3948.
- Nidheesh P.V., Gandhimathi R.S., Ramesh T. and Singh T.S.A. (2012). Adsorption and desorption characteristics of crystal violet in bottom ash column. *J. Urban Environ. Eng.*, 6, 18-29.
- Nik Azar M., Jani H. A. and Haghighi A. (2009). The removal of mercury from aqueous solutions by wheat husk. *J. Environ. Sci. Technol.*, 11(2), 111-118.
- Nouri L, Ghodbane I, Hamdaoui O, Chiha M. (2007). Batch sorption dynamics and equilibrium for the removal of cadmium ions from aqueous phase using wheat bran. *J. Hazard. Mat.*, 149(1), 115–125.
- Padmesh T. V. N., Vijayaraghavan K., Sekaran G. and Velan M. (2005). Batch and column studies on biosorption of acid dyes on fresh water macro alga *Azollafiliculoides*. *J. Hazard. Mat.*, 125, 121-129.
- Sivakumar P. Palanisamy P. N. (2009). Adsorption studies of basic Red 29 by a non-conventional activated carbon prepared from *Euphorbia antiquorum* L. *Int. J. Chem. Technol. Res.*, 1, 502-510.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., 2003. *Wastewater engineering: Treatment and Reuse[Hardcover]*. Fourth Edition. McGraw-Hill. New York.
- Tewari N., Vasudevan P. and Guha B. K. (2005). Study on biosorption of Cr(VI) by *Mucorhiemalis*. *Biochem. Eng. J.*, 23, 185-192
- Zho M. (2004). Adsorption characteristics of wheat bran towards heavy metal cations. *Sep. Pur. Technol.*, 38(3), 197-207.

Adsorption Efficiency of Olive Powder in Removal of Chromium Ions from Aqueous Solutions using Continuous Flow Method

Samira Mansouri Chameh¹, Ali Shahidi² and Abas Khashei Siwaki³

¹M.Sc. student of Irrigation and Drainage, Department of Watershed Management, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Birjand, Iran

²Associate Prof., Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Birjand, Iran

³Assist. Prof., Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, University of Birjand, Birjand, Iran

*Corresponding author: samiramansuri20@yahoo.com

Received: August 7, 2016

Accepted: August 31, 2016

Abstract

Water crisis has become one of the mankind issues in recent decade. The need for supplying and developing water resources is a crucial task for conserving and extending water resources. Releasing of heavy metals in the environment caused by industrialization and urbanization is a worldwide concern. These pollutants have attracted the attention of researchers due to their high toxicity, non-degradability, and cumulative effects. In the present study, adsorption of chromium (VI) was assessed in continuous flow mode using fixed bed column of dark olive powder and the performance of the adsorbent column was evaluated by changing the flow rate and initial chromium concentration. The results showed that the break curve of the adsorption column is depended on the variables studied. Moreover, the total amount of chromium ion adsorbed and the column adsorption capacity decreased with increasing flow rate but increased by increasing the concentration of initial chromium. The maximum chromium adsorbed was 85% at flow rate of 4 ml/min and Cr(VI) of 0.07 mg/l. Hence, the as-prepared olive powder adsorbent could be used as a cheap adsorbent for removal of chromium from aqueous media because of its natural abundance, low preparation cost, simple preparation methodology, compliance with environment and having high adsorption capacity. It is recommended that the continuous flow method with reference to the parameters optimized be used in the chemical treatment processes of water and wastewater.

Keyword: Bitter Olive, Catchy, Continuous Flow, Chromium, Fixed Bed