

بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزولا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک

داود بلارک^{*}، ادریس بذرافشان، فردوس کرد مصطفی پور
مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۳/۱۱/۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۲/۲۱

چکیده

زمینه و هدف: تخلیه پساب صنایع حاوی سرب به داخل محیط می‌تواند اثرات مضر را برای انواع موجودات زنده به همراه داشته باشد، بنابراین سرب باید با یک روش مؤثر قبل از تخلیه به محیط از آب‌های آلوده حذف گردد. هدف از این مطالعه، بررسی حذف سرب با استفاده از بیومس آزولا بوده است.

روش بررسی: در این مطالعه تجربی، حذف سرب با استفاده از بیومس آزولا، با تغییر در زمان تماس، pH، دوز جاذب، غلظت اولیه سرب و سرعت اختلاط انجام گردید. آزمایش‌ها به صورت ناپیوسته در فلاکس‌هایی بر روی شیکر انجام گرفت. برای سنجش غلظت باقیمانده سرب از دستگاه جذب اتمی استفاده شد. آزمایشات به صورت سه بار تکرار و میانگین درصد حذف ارائه شد. در نهایت، سینتیک جذب و ایزوترم‌های تعادلی ماده جاذب مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها: بیشترین میزان حذف سرب در pH برابر با ۶ و دوز بهینه جاذب ۷ گرم در لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت اولیه سرب، راندمان حذف کاهش می‌یابد و با افزایش زمان تماس و سرعت اختلاط، راندمان افزایش می‌یابد. نتایج نشان داد که داده‌های حاصل، از ایزوترم جذب لانگمیر و سینتیک درجه دو کاذب تبعیت می‌کند.

نتیجه‌گیری: بیومس آزولا، یک جاذب کارآمد و کم هزینه برای حذف سرب از آب و فاضلاب است.

کلمات کلیدی: فاضلاب سینتیک، ایزوترم جذب، سرب، بیومس آزولا

مقدمه

پیشرفت روز افزون صنایع در دهه اخیر، مهمترین عامل آلودگی محیط زیست محسوب می‌شود.^۱ پساب‌های آلوده به فلزات سنگین حتی در حد مجاز زمانی که وارد محیط زیست شوند، تحت تأثیر عوامل مختلف فیزیکی، شیمیایی و میکروبی متراکم شده و آب‌های سطحی و زیرزمینی را آلوده کرده و اثرات جبران‌ناپذیری بر محیط زیست وارد می‌کنند.^۲ فلز سرب در صنایع باتری سازی، مخازن آب، پوشش سقف، تهیه

سیم‌های فلزی، رنگ سازی، اسلحه‌سازی، جوشکاری، مهمات سازی، لوله‌سازی، بلورسازی، لحیم کاری، نقاشی و آفت‌کش کاربرد دارد.^۳ سرب از مهمترین فلزات سنگین و آلاینده‌های موجود در طبیعت با سمیت و سرطان‌زایی بسیار بالا می‌باشد.^۴ فلزات سنگین تمایل به تجمع در زنجیره غذایی دارند بنابراین می‌توانند تهدید جدی جهت زندگی حیوانی و گیاهی باشند.^۵ سازمان بهداشت جهانی (WHO) مقدار استاندارد سرب در آب آشامیدنی را ۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر می‌داند.^{۶،۷} در

^{*}مرکز تحقیقات ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی زاهدان، زاهدان، ایران
ایمیل: dbalarak2@gmail.com - شماره تماس: ۰۹۳۸۸۵۱۷۱۲۱

حال حاضر روش‌های مختلفی برای حذف فلزات سنگین از محیط آب و فاضلاب مانند ترسیب شیمیایی، تعویض یون، فرآیندهای غشایی، تبخیر و وجود دارد.^{۸،۹} روش‌های فیزیکی و شیمیایی نیازمند سرمایه‌گذاری بالا و هزینه بهره‌برداری زیادی هستند.^{۱۰} برخی از این روش‌ها نیازمندی‌های قانونی برای دفع پساب در محیط را فراهم نمی‌کنند و همچنین مشکلات دفع لجن را به همراه دارند.^{۱۱} جذب زیستی فلزات سنگین از محیط‌های آبی از طریق جذب آن بر روی میکروارگانیسم‌های غیر زنده (باکتری، قارچ، جلبک) و سایر اجرام آلی (پوست میوه، برگ، کاه گندم و برنج، گیاهانی نظیر عدسک آبی، کلزا و آفتابگردان) است.^{۱۲} مزایای بیوجذب در مقایسه با روش‌های متداول فلزات سنگین، شامل: مقرون به صرفه بودن، خاصیت جذب بالا، قابلیت احیاء بیوجاذب و بازیافت فلزات، بالا بودن سرعت فرآیند و عدم تولید لجن می‌باشد.^{۱۳،۱۴} در مطالعه‌ای که در کشور ترکیه توسط بایراموگلا و همکاران تحت عنوان بررسی جذب زیستی فلزات سنگین به وسیله جلبک کلامیدوموناس انجام شده است نتایج نشان‌دهنده جذب بالا فلزات می‌باشد.^{۱۵} همچنین در مطالعه‌ای که توسط ویتور و همکاران در کشور پرتغال صورت گرفت مشخص شد در میان فرآیندهای مختلف حذف فلزات سنگین، شامل ترکیب شیمیایی، فرآیندهای غشایی و جذب زیستی، کارآمدترین و اقتصادی‌ترین روش، استفاده از جاذب‌های زیستی است.^{۱۶} گیاه آزولا یک سرخس آبی شناور است که به سرعت در آب‌های راکد و برکه‌ها رشد می‌کند و سطح آب را می‌پوشاند بنابراین برای آبیان یک خطر (جلوگیری از ورود اکسیژن) محسوب می‌شود و در تالاب‌های انزلی به دنبال راه حلی برای از بین بردن این گیاه می‌باشند و سالیانه محیط زیست هزینه هنگفتی را صرف مبارزه با این سرخس دریایی می‌کند.^{۱۷} سرخس آزولا فیلکولیدس دو دهه پیش به واسطه قابلیت تثبیت ازت، در مزارع برنج وارد ایران و شهر گیلان شد اما به علت رشد بسیار سریع آن به یکی از معضلات محیط زیستی در تالاب‌های

کشور تبدیل گردید.^{۱۸} این گیاه به دلیل داشتن دو ویژگی خاص از جمله اینکه آلاینده را از محیط زیست حذف کرده و ثانیا باعث مصرف این گیاه شده که هر سال محیط زیست هزینه هنگفتی را برای جمع‌آوری و حمل و نقل و از بین بردن آن پرداخت می‌کند.^{۱۹} با توجه به مطالعات بسیار اندکی که در داخل و خارج از کشور در مورد حذف فلزات سنگین توسط گیاه آزولا صورت گرفته است و فراوانی گیاه آزولا و مشکل زیست محیطی آن در کشور، هدف اصلی این تحقیق بررسی اثر زمان تماس، pH محلول، غلظت اولیه سرب و دوز جاذب بر روی کارایی حذف سرب و تعیین بهترین مدل ایزوترمی و سینتیکی می‌باشد

مواد و روش‌ها

مواد مورد استفاده: در این مطالعه اسید سیتریک، اسید هیدروکلریک، سدیم هیدروکسید و نیترات سرب مورد استفاده از شرکت مرک خریداری شد.

آماده سازی جاذب: ابتدا گیاه آزولای مورد استفاده از تالاب انزلی جمع‌آوری و به آزمایشگاه دانشکده بهداشت ساری منتقل و به منظور جداسازی مواد زائد چسبیده به آن، مورد شستشو با آب قرار گرفت. سپس با استفاده از آسیاب دستی خرد و با الک مش ۱۰۰ غربال شد تا اندازه جاذب به ۱/۰ تا ۲/۰ میلی‌متر برسد سپس جهت حذف گرد و غبار و خاک با آب بدون یون شسته شد. برای اصلاح ابتدا گیاه با اسید سیتریک (CA) ۵/۰ مولار در نسبت ۱ به ۱۲ گرم بر لیتر مخلوط و برای ۳۰ دقیقه به هم زده شد و در فور در ۱۰۳ درجه سانتی‌گراد به مدت ۶ ساعت خشک گردید. بعد از خنک شدن، بیومس اصلاح شده توسط آب بدون یون شسته و فیلتر شدند. مواد باقی‌مانده روی فیلتر را در هیدروکسید سدیم ۱/۰ مولار با نسبت‌های مناسب به مدت ۶۰ دقیقه به هم زده شد. سپس جاذب مورد نظر برای حذف هیدروکسید سدیم باقیمانده با آب مقطر شسته شد و برای رسیدن به وزن ثابت آن را در ۱۰۳

درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت خشک گردیده و تا زمان استفاده در دسیکاتور نگه داری شد. ۲۰

مشخصات جاذب: سطح ویژه و حجم تخلخل جاذب با کمک آزمایش BET با دستگاه Gemini 2375 شرکت Micromeritics آمریکا و چگالی ذرات با دستگاه پیکنومتر AccuPyc 1330 همان شرکت و در پژوهشگاه مواد و انرژی تعیین شد. خصوصیات ظاهری بیومس با استفاده از میکروسکوپ الکترونی (SEM) مجهز به EDX ساخت شرکت Philips مدل XL30 انجام شد.

مطالعات آزمایشگاهی: این تحقیق یک مطالعه تجربی - آزمایشگاهی بود که در سیستم ناپیوسته انجام گردید. محلول استوک یون سرب (۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر) مورد استفاده در این مطالعه از حل کردن نیترات سرب (ساخت کارخانه Merck آلمان) در آب دو بار تقطیر تهیه شد سپس از محلول استوک، برای ساخت محلول‌های سرب با غلظت‌های مختلف استفاده گردید. پارامترهای مورد تحقیق در این مطالعه شامل زمان تماس (۱۰ تا ۱۵۰ دقیقه)، سرعت اختلاط (۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰ دور دقیقه)، pH (۲، ۳، ۴، ۵، ۶)، دوز جاذب ۱ تا ۱۰ گرم در لیتر، غلظت اولیه سرب ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، اندازه بیومس (۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۱۰۰ مش) می‌باشد که با توجه به مطالعات قبلی در مورد استفاده از جاذب گیاهی انتخاب شدند. ۲۱، ۲۲ در ابتدا برای بدست آوردن زمان تماس بهینه نمونه سرب با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر به ارلن‌مایرهای ۱۰۰ میلی ریخته، سپس دوز جاذب ۷ گرم در لیتر به آن اضافه کرده و بر روی شیکر با ۲۰۰ دور در دقیقه قرار گرفت. بدین صورت pH و زمان تماس بهینه تعیین شد و سپس آزمایش‌ها از طریق مقادیر بهینه بدست آمده صورت گرفت. آزمایش‌ها مربوط به زمان تماس در دوز جاذب ۷ گرم در لیتر، با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر سرب، pH برابر با ۲ تا ۶ و اندازه بیومس ۱۰۰ مش انجام شد. سپس برای بدست آوردن pH بهینه، از زمان تماس بهینه و دوز جاذب ۷ گرم در لیتر و غلظت ۲۰ میلی گرم

در لیتر سرب و مش ۱۰۰ استفاده شد. برای تنظیم pH از هیدروکسید سدیم و هیدروکلریدریک اسید ۱/۰ نرمال استفاده شد. جهت تعیین اثر اندازه ذرات جاذب آژولا از جاذب با مش‌های ۱۰ تا ۱۰۰ استفاده گردید. بدین منظور ۰/۷ گرم جاذب در ۱۰۰ سی سی محلول سرب با غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر ریخته شد سپس pH محلول‌ها در ۶ تنظیم و در مدت زمان تماس بهینه بر روی شیکر (۲۰۰ دور در دقیقه) قرار گرفت و بعد از سانتریفوژ کردن نمونه میزان جذب آن مشخص گردید.

تمام مراحل آزمایش برای پی بردن به خطاهای احتمالی در سه مرحله انجام شد. بنابراین تعداد نمونه‌های مورد نظر با توجه به بهینه بودن پارامترها و تکرار آزمایش‌ها برای جاذب ۱۰۰ نمونه می‌باشد. بعد از اتمام آزمایش‌ها برای کلیه داده‌های بدست آمده سطح معنی‌داری با نرم افزار SPSS18 و ضریب رگرسیون محاسبه شد. در نهایت راندامان جذب و میزان جذب با استفاده از روابط ۱ و ۲ تعیین شد. ۲۳ در این رابطه R راندامان qe ظرفیت جذب بر حسب میلی گرم به ازای هر گرم جاذب، C0 غلظت اولیه سرب بر حسب میلی گرم در لیتر، Ce غلظت سرب در زمان t بر حسب میلی گرم در لیتر، M جرم جاذب بر حسب گرم، V حجم نمونه بر حسب لیتر می‌باشد.

$$R = \frac{(Co - Ce) \times 100}{Co} \quad (1)$$

$$qe = \frac{(Co - Ce) \times V}{M} \quad (2)$$

روش آنالیز نمونه‌ها: برای اندازه‌گیری غلظت باقیمانده از دستگاه جذب اتمی (مدل Perkin Elmer AAS 100) استفاده گردید. برای سنجش ابتدا منحنی کالیبراسیون، با ۱۰ غلظت مختلف از سرب رسم گردید که R2 آن برابر با ۰/۹۹۹ بود. آنالیز و تفسیر داده‌ها نیز با استفاده از نرم افزار SPSS و ضریب رگرسیون صورت گرفت.

آزمایش‌های ایزوترمی: تعداد ۱۰ ارلن ۱۰۰ میلی را کاملاً شسته و داخل هر یک ۱۰۰ میلی لیتر محلول سرب با غلظت

حالت تعادل و در زمان t بر حسب میلی گرم بر گرم، k_1 و k_2 نیز به ترتیب ضریب ثابت ($1/\text{min}$) می باشد. همچنین معادله شماره ۸ سینتیک پخش بین ذره ای را نشان می دهد در این معادله k_{dif} ثابت سرعت سینتیک ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$) پخش بین ذره ای می باشد.

$$\text{Log}(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.3} \quad (6) \quad \text{درجه اول}$$

$$= \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \frac{t}{q_t} \quad (7) \quad \text{درجه دوم}$$

$$q_t = k_{dif} t^{0.5} + c \quad (8) \quad \text{پخش بین ذره ای}$$

نتایج

مشخصات جاذب: در جدول یک، مشخصات فیزیکی جاذب آزولا، نشان داده شده است. سطح ویژه جاذب آزولا ۴۴ مترمربع بر گرم تعیین شد. حجم کل روزنه ای جاذب نیز برابر با ۰/۰۰۲۵ مترمکعب در هر گرم بود. درصد وزنی عناصر موجود در ساختار بیومس در جدول ۱ آمده است و همانطوری که مشاهده می شود عنصر کربن، اکسیژن، کلسیم سه عنصر اصلی ساختار بیومس آزولا هستند. میکروگراف SEM بیومس قبل و بعد از مرحله جاذب در شکل ۱ آمده است و نشان دهنده این است که جاذب تهیه شده دارای سطح ناهمگن می باشد که قبل از جاذب در سطح جاذب روزنه هایی دیده می شود که بعد از جاذب روزنه ها سطح جاذب به وسیله آلایندگی پوشش داده شده است.

جدول ۱: درصد وزنی عناصر موجود در ساختار بیومس

عناصر	% وزنی بیومس آزولا
کربن	۵۷/۵۸
اکسیژن	۳۵/۷
کلسیم	۴/۴
منیزیم	۱/۲
سدیم	۰/۱
پتاسیم	۰/۴۴

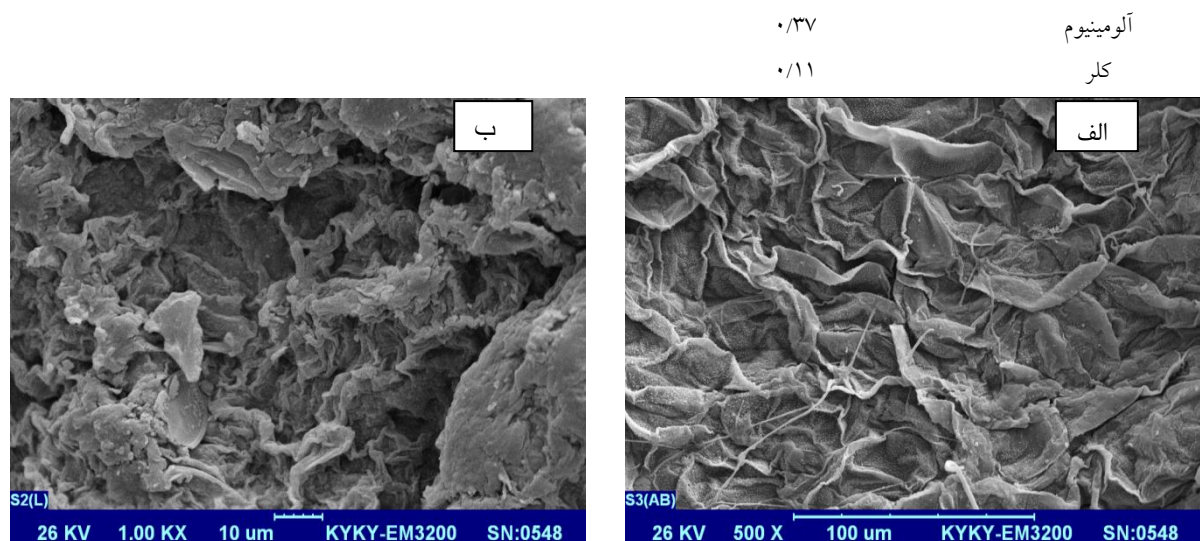
۲۰ میلیگرم بر لیتر ریخته شد. سپس ۱۰ مقدار مختلف از جاذب آزولا با اندازه مش ۱۰۰ (۱/۰ - ۱ گرم) را به ترتیب داخل ارلن ها ریخته و pH هر یک بر روی ۶ تنظیم شد. سپس نمونه ها بر روی شیکر قرار گرفته و پس از سپری شدن زمان معین (زمان تعادل به دست آمده از آزمایش های جاذب سینتیک) نمونه ها از روی شیکر برداشت گردیده، سانتریفیوژ شده، و مقدار سرب باقیمانده در محلول اندازه گیری شد. معادله ۳، ۴ و ۵ به ترتیب شکل خطی ایزوترم های لانگمیر، فروندلیچ و تکمین را نشان می دهد. ۲۴، ۲۵ در این معادلات q_e و q_m به ترتیب ظرفیت جاذب در حالت تعادل و ماکزیم ظرفیت جاذب بر حسب میلی گرم بر گرم، C_e غلظت خروجی بر حسب میلی گرم در لیتر، KL ثابت لانگمیر و KF و n ثابت های ایزوترم فروندلیچ، B و kt نیز ثابت های ایزوترم تکمین می باشند.

$$\frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m q_e} \quad (3) \quad \text{معادله لانگمیر}$$

$$\text{Log } q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log KF \quad (4) \quad \text{معادله فروندلیچ}$$

$$= B \ln (kt) + B \ln (C_e q_e) \quad (5) \quad \text{معادله تکمین}$$

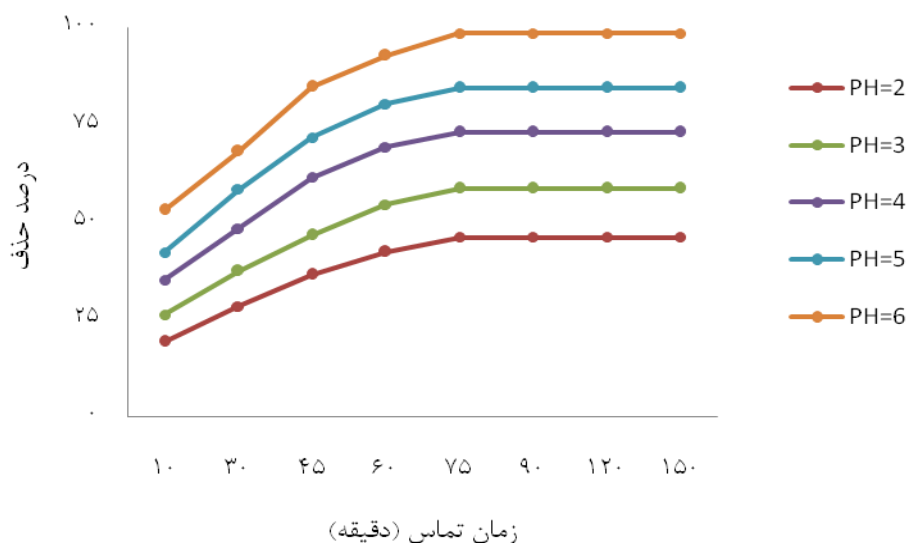
آزمایش های سینتیک: تعداد ۸ ارلن ۱۰۰ میلی لتری را برداشته، مقدار ۰/۷ گرم از جاذب آزولا با اندازه مش ۱۰۰ توزین و داخل هر یک از ارلن ها ریخته شد. سپس ۱۰۰ میلی لیتر محلول سرب با غلظت ۲۰ میلی گرم بر لیتر به هر یک از ارلن ها اضافه، و pH آن روی ۶ تنظیم گردید. محلول ها روی شیکر گذاشته شدند و سرعت شیکر ۲۰۰ دور در دقیقه تنظیم شد و بعد از سپری کردن زمان تماس های مختلف از ۱۰ تا ۱۵۰ دقیقه نمونه ها سانتریفیوژ شده و مقدار سرب باقیمانده اندازه گیری گردید. سه مدل سینتیک در این مطالعه بررسی شد که معادلات آنها در زیر آمده است. ۲۶، ۲۷ معادله ۶ و ۷ به ترتیب شکل خطی سینتیک درجه اول و دوم کاذب را نشان می دهد. در این معادلات q_t و q_e به ترتیب ظرفیت جاذب در



شکل ۱: عکس SEM از بیومس الف: تصویر SEM جاذب مورد مطالعه: الف) قبل از جذب، ب) بعد از جذب

حذف با شیب ملایمتر افزایش یافته تا در ۷۵ دقیقه فرآیند جذب به تعادل می‌رسد. نمودار ۱ همچنین تاثیر pH را در میزان جذب بیومس نشان می‌دهد و همانطور که مشاهده می‌کنید با افزایش pH میزان جذب نیز افزایش می‌یابد بطوریکه با افزایش pH از ۲ تا ۶ میزان جذب در بهترین شرایط از ۵۳ تا ۹۸/۵٪ افزایش یافت. آنالیز ANOVA با $P < ۰/۰۵$ معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش زمان تماس و pH را نشان می‌دهد.

اثر زمان تماس و pH اولیه محلول بر کارایی فرآیند جذب: برای به دست زمان بهینه‌ی جذب، با ثابت در نظر گرفتن سایر پارامترها، آزمایش‌ها در زمان‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به دست آمده نشان داد که با افزایش زمان، میزان حذف افزایش خواهد یافت (نمودار ۱) به گونه‌ای که تا مدت زمان تماس ۴۵ دقیقه میزان حذف با شیب زیادی افزایش یافته و در مدت زمان ۴۵ دقیقه در بهترین شرایط ۸۵٪ حذف مشاهده شد. پس از ۴۵ دقیقه، با افزایش زمان راندمان



نمودار ۱: تاثیر زمان تماس و pH بر روی کارایی حذف سرب (غلظت اولیه سرب ۲۰ mg/L، دوز جاذب ۷ گرم در لیتر با اندازه مش ۱۰۰، سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه)

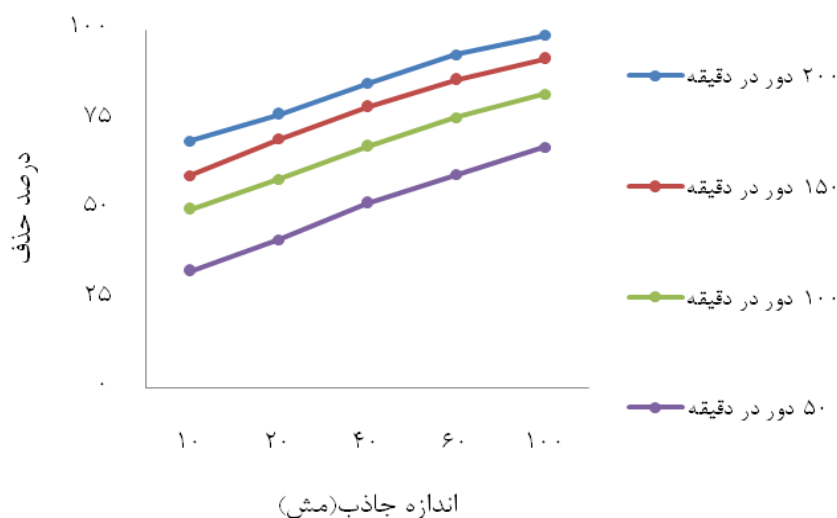
میلی گرم در لیتر میزان حذف در زمان تماس ۷۵ دقیقه، به ترتیب برابر با ۹۱ و ۶/۹۸، ۶۷ درصد می باشد. آنالیز داده ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی داری نشان داد که با افزایش یک واحد غلظت اولیه سرب از غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر به بالا میزان حذف به اندازه ۰/۳۳ کاهش می یابد ($p \leq 0.01$).

تاثیر دوز جاذب: نتایج حاصل از بررسی تاثیر دوز جاذب بر راندمان حذف سرب، در نمودار ۴ نشان داده شده است. نتایج نشان می دهد، با افزایش جرم جاذب از ۱ گرم تا ۷ گرم در لیتر، راندمان حذف سرب از ۴۵ درصد به ۵/۹۸ درصد افزایش یافته است، اما در مقادیر بالاتر از میزان ۷ گرم در لیتر راندمان جذب، ثابت باقی مانده است. آنالیز ANOVA با $P < 0.05$ معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش مقدار دوز جاذب را نشان می دهد آنالیز داده ها با استفاده از رگرسیون خطی به طور معنی داری نشان داد که با افزایش یک واحد غلظت اولیه سرب، میزان حذف به ترتیب به اندازه ۰/۷۶ افزایش می یابد ($p \leq 0.01$).

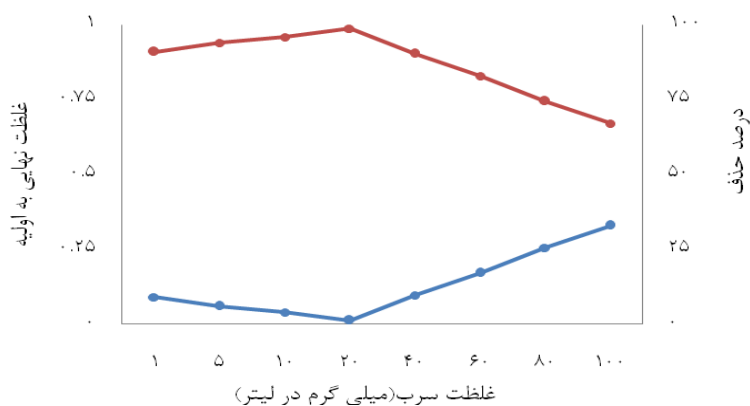
اثر اندازه جاذب و سرعت اختلاط بر کارایی فرآیند جذب: نمودار ۲ اثر سرعت اختلاط و اندازه جاذب را بر میزان جذب سرب توسط جاذب آزولا را نشان می دهد. همان طوری که ملاحظه می کنید با افزایش سرعت اختلاط از ۵۰ تا ۲۰۰ دور در دقیقه، میزان جذب از ۳/۶۷ به ۵/۹۸٪ افزایش یافت. همچنین نمودار ۲ نشان می دهد با کاهش اندازه جاذب میزان جذب افزایش می یابد بطوریکه وقتی اندازه جاذب از مش ۱۰ به مش ۱۰۰ افزایش یافت در بهترین شرایط میزان جذب از ۱/۶۹ به ۵/۹۸٪ افزایش یافت. آنالیز ANOVA با $P < 0.05$ معنادار بودن افزایش درصد حذف با افزایش سرعت اختلاط و کاهش اندازه ذرات را نشان می دهد.

اثر غلظت اولیه سرب بر کارایی فرآیند جذب: تاثیر غلظت اولیه سرب بر روی کارایی جذب، در سیستم مورد مطالعه با تغییر در غلظت اولیه سرب از ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر انجام شد و همانطور که در نمودار ۳ مشاهده می شود با افزایش غلظت سرب تا ۲۰ میلی گرم در لیتر میزان حذف افزایش، سپس کاهش می یابد بطوریکه برای غلظت های ۱ و ۲۰ و ۱۰۰

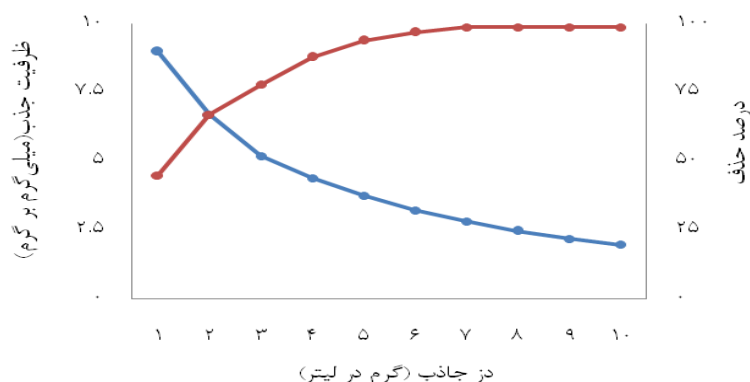
بررسی حذف سرب (II) با استفاده از بیومس آزولا فیلیکولیدس از فاضلاب سنتتیک



نمودار ۲: تاثیر سرعت اختلاط و اندازه جاذب بر میزان حذف (غلظت اولیه سرب ۲۰ mg/L، دوز جاذب ۷ گرم در لیتر، $\text{pH}=6$ ، زمان تماس ۷۵ دقیقه)



نمودار ۳: تاثیر غلظت اولیه سرب بر روی کارایی جذب (زمان تماس ۷۵ دقیقه، دوز جاذب ۷ گرم در لیتر با اندازه مش ۱۰۰، سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه، $\text{pH}=6$)



نمودار ۴: تاثیر دوز جاذب بر روی کارایی حذف (غلظت اولیه سرب ۲۰ mg/L، زمان تماس ۷۵ دقیقه، اندازه جاذب مش ۱۰۰، سرعت اختلاط ۲۰۰ دور در دقیقه، $\text{pH}=6$)

مقایسه ایزوترمی و سینتیکی: ضرایب همبستگی و دیگر پارامترهای مدل‌های ایزوترمی و سینتیکی در جدول ۲ و ۳ نشان داده شده است و همانطور که مشاهده می‌شود بهترین نوع ایزوترم با توجه به ضرایب همبستگی مدل لانگمیر می‌باشد که دارای ضریب همبستگی ۰/۹۹۴ می‌باشد. حداکثر ظرفیت جذب با توجه به مدل لانگمیر برابر با ۱۴/۲۵ می‌باشد. R2 برای مدل

فروندلیچ و تکمین برابر با ۰/۹۲۱ و ۰/۹۳۸ می‌باشد. همچنین با توجه به مدل‌های سینتیکی، بهترین مدل برای پردازش داده‌های تعادلی مدل سینتیک درجه دوم می‌باشد که دارای ضریب همبستگی برابر با ۰/۹۹۶ می‌باشد و برای مدل سینتیکی درجه یک و نفوذ بین ذره‌ای برابر با ۰/۹۴۱ و ۰/۹۱۲ می‌باشد.

جدول ۲: پارامترهای محاسبه شده برای مدل‌های ایزوترمی

مدل تکمین			مدل لانگمیر			مدل فروندلیچ		
R2	B1	Kt	R2	KL	qm	R2	kf	۱/n
۰/۹۳۸	۰/۷۴	۲/۳۶	۰/۹۹۴	۰/۰۸۹	۱۵/۶	۰/۹۲۱	۲/۲۷	۰/۴۱

جدول ۳: پارامترها و ضرایب همبستگی مدل‌های سینتیکی

نفوذ بین ذره‌ای			سینتیک درجه یک			سینتیک درجه ۲		
R2	Kdif	C	R2	K1	qe	R2	qe	K2
۰/۹۱۲	۰/۲۴	۳/۱۲	۰/۹۴۱	۰/۰۶۵	۱۰/۸۱	۰/۹۹۶	۱۳/۴	۰/۰۲۷

بحث

یکی از مهم‌ترین پارامترهای جاذب که باید قبل از جذب به آن توجه نمود و با استفاده از روش‌های اصلاح و فعال‌سازی مناسب آن را افزایش داد سطح ویژه جاذب است که نشان‌دهنده توانایی جذب جاذب می‌باشد. سطح ویژه، سطح مورد نظر برای جذب آلاینده است و هرچه قدر سطح مورد نظر بیشتر باشد نقاط فعال و در دسترس جاذب برای جذب بیشتر و احتمال جذب افزایش می‌یابد. سطح ویژه با توجه به خلل و فرج و تخلخل جاذب تعیین می‌شود و بیشتر بودن سطح، نشان‌دهنده، بیشتر بودن خلل و فرج و تخلخل جاذب می‌باشد. با استفاده از ایزوترم BET و میزان جذب گاز ازت، سطح ویژه این جاذب ۴۴ مترمربع به ازای هر گرم تعیین شد این میزان سطح ویژه، نشان می‌دهد که جاذب مورد نظر، دارای سطح مناسب است و می‌تواند برای حذف آلاینده‌های زیست محیطی مورد استفاده قرار گیرد و مقایسه فعال‌سازی جاذب آزولا با

اسید سیتریک و اسید هیدروکلریک نشان‌دهنده تاثیر بیشتر اسید سیتریک می‌باشد بطوریکه در مطالعه‌ای که برای با جاذب آزولا توسط ززولی انجام شده است سطح ویژه جاذب فعال شده با اسید هیدروکلریک ۳۶ مترمربع به ازای هر گرم عنوان شده است در حالیکه در این مطالعه که با اسید سیتریک فعال‌سازی شده است ۴۴ مترمربع به ازای هر گرم می‌باشد^{۲۷}. مقایسه سطح ویژه بیومس آزولا با جاذب‌های طبیعی دیگر مثل گیاه کلزا، پوست بادام و گردو نشان‌دهنده بیشتر بودن سطح جاذب مورد مطالعه می‌باشد که در مطالعات مختلف به ترتیب برابر با ۱۴، ۳۰ و ۶ مترمربع به ازای هر گرم عنوان شده است^{۲۸، ۲۹}. همچنین جاذب آزولا دارای سطح ویژه بیشتری نسبت به جاذب معدنی مانند گل قرمز می‌باشد که در مطالعات^{۳۰} مترمربع به ازای هر گرم بیان شده است. برای فعال‌سازی در این مطالعه از اسید سیتریک استفاده شد که روماس و زاهو در بررسی حذف فلزات سنگین توسط کاه ذرت و کاه سویای

اصلاح شده با اسید سیتریک به این نتیجه رسیدند که گروه کربوکسیل اضافه شده به جاذب‌ها توسط اسید سیتریک باعث افزایش بار منفی خالص بر روی جاذب شده و ظرفیت جذب را افزایش می‌دهد (۳۱، ۳۲). به منظور ارزیابی مشخصات مرفولوژی و سطحی جاذب آژولا از آنالیز SEM استفاده شد. نتایج حاصل از این آنالیز نشان‌دهنده یک سطح ناهمگن از جاذب را نشان می‌دهد. مطالعات مشابه ثابت کردند که این ساختار ناهمگن و نامنظم باعث افزایش سطح تماس و افزایش میزان جذب یون فلزی به درون جاذب می‌شود. مطالعات گوناگونی نشان می‌دهد که این ساختار ناهمگن و نامنظم نقش ویژه‌ای در توانایی جذب دارد (۳۳). طبق نتایج حاصله با افزایش اندازه ذرات، از ظرفیت جذب جاذب کاسته می‌شود این امر می‌تواند به دلیل افزایش سطح در دسترس برای جذب در ذرات کوچک‌تر باشد که کارایی جاذب سرب را به وسیله بیومس افزایش می‌دهد. نتایج این مطالعه توسط مطالعه کومور و همکاران درباره حذف فلزات سنگین توسط بیومس جلبکی تایید شده است (۳۴). همچنین در مطالعه ملکوتیان نتایج یکسان بوده است بطوریکه با کاهش اندازه ذرات از ۱۴۰ به ۱۰ میکرون ۲۰ درصد حذف فلز سرب از ۷۵٪ به ۹۱٪ افزایش پیدا کرده است (۳۵). اصولاً در مهندسی شیمی و محیط زیست زمان بهینه برای حذف آلاینده و دستیابی به مقادیر استاندارد از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. معمولاً زمان بهینه به زمانی اطلاق می‌شود که آلاینده در حد مطلوبی حذف گردد و چنانچه زمان واکنش از این حد فراتر رود فرآیند از لحاظ کاربردی مقرون به صرفه نبوده و هم چنین کارایی حذف آلاینده بسیار کم خواهد بود. در بررسی اثر زمان تماس بر روی میزان جذب سرب به وسیله بیومس آژولا مشخص شد که در دقایق اولیه جذب، میزان جذب و حذف به سرعت افزایش می‌یابد که احتمالاً دلیل آن وجود تعداد زیاد مکان‌های جذب فعال در سطح جاذب است (۳۶). همان طوری که زمان افزایش می‌یابد مکان‌های جذب در دسترس برای فلز سرب کاهش یافته و به

تدریج پر می‌شود و بنابراین از سرعت جذب کاسته می‌شود و بعد از مدتی هیچ تغییری نمی‌کند. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که حداکثر حذف سرب در ۷۵ دقیقه حاصل شده است. در مطالعه‌ای که برای حذف سرب توسط پوسته شلتوک انجام شده است نتایج تاییدکننده این مطلب است که بیشترین جذب در دقایق ابتدایی صورت گرفته و زمان تماس بهینه ۶۰ دقیقه ذکر شده است (۳۷). در مطالعه مربوط به تاثیر pH همانطور که مشاهده شد با افزایش pH از ۲ تا ۶ میزان جذب افزایش می‌یابد دلیل این امر این است که در pHهای پایین مقادیر یون-های H_3O^+ با یون‌های فلزی برای جذب در جایگاه‌های جذب رقابت می‌نمایند و با اشغال سایت‌های جذب باعث کمتر شدن ظرفیت جاذب در جذب فلز می‌شوند (۳۸). به هنگام تنظیم pH در صورتیکه pH را از ۶ بالاتر ببریم یون‌های فلزی رسوب کرده و حذف یون‌های فلزی از محلول و جداسازی آنها باعث می‌شود که قبل از عمل جذب یون‌ها حذف شده باشند و به همین علت ظرفیت جذب با افزایش pH به مقادیر بیشتر از ۶ کاهش می‌یابد. در مطالعه‌ای که توسط پهیوان و همکاران، نایا و همکاران برای جذب سرب با استفاده از پوسته برنج و کاه جو انجام شده است آزمایش‌هایی در pH بین ۲ تا ۶ انجام شده و عنوان گردیده است که در pH بالاتر از ۶ به علت رسوب کامل سرب مطالعه امکان‌پذیر نبوده و در این رنج بهترین pH برابر با ۶ می‌باشد. دلیل ذکر شده برای جذب کمتر در pH پایین به این دلیل عنوان شده است که فلز سرب ماهیت کاتیونی داشته و در pHهای پایین که سطح جاذب دارای بار مثبت است جذب به خوبی صورت نمی‌گیرد و راندمان جذب کم است اما در pHهای بالاتر به دلیل نیروی الکترواستاتیکی فلز با بار مثبت، جذب سطح منفی جاذب می‌شود (۳۹). با بررسی تاثیر غلظت اولیه سرب در این مطالعه مشخص شد که میزان درصد حذف تا ۲۰ میلی گرم در لیتر زیاد و بعداً کم می‌شود. این کاهش درصد به خاطر فقدان سطح کافی برای غلظت‌های زیاد سرب می‌تواند باشد. به عبارت دیگر می‌توان گفت در

غلظت‌های خیلی زیاد به دلیل این که نسبت سطح فعال جذب به یون فلزی محلول کم است میزان درصد حذف کم است ۴۰. با افزایش غلظت اولیه سرب در غلظت کم میزان جذب افزایش می‌یابد که با توجه به این که هر جاذبی دارای مکان‌های سطحی فعال می‌باشد، در غلظت‌های پایین مقدار سرب در دسترس برای جذب کم است و با افزایش غلظت سرب به راحتی توسط مکان‌های فعال جذب می‌شوند. این کار تا غلظتی ادامه می‌یابد که مکان‌های سطحی جاذب به وسیله‌ی سرب اشباع نشده باشد ۴۱. با اشباع شدن جاذب، میزان جذب با افزایش غلظت سرب کاهش می‌یابد. این پدیده به این علت است که سطح جاذب دارای مکان‌های جذب محدودی می‌باشد و با افزایش غلظت سرب میزان سطح در دسترس نسبت به مقدار آلاینده‌ای که باید جذب شود کمتر است این امر باعث کاهش راندمان و کاهش جذب سرب از آب می‌گردد ۴۲. در مطالعاتی که خالد و همکاران بر روی حذف سرب به وسیله‌ی کاه برنج انجام دادند به این نتیجه رسیدند که درصد میزان حذف از ۱۰ تا ۵۰ میلی گرم در لیتر به تدریج زیاد و بعداً کم می‌شود ۴۳. در خصوص اثر مقدار جاذب بر میزان جذب سرب همان طور که انتظار می‌رفت با افزایش مقدار جاذب درصد جذب سرب نیز زیاد شد. علت این افزایش به این دلیل است که با افزایش مقدار جاذب، تعداد سایت‌های فعال جذب بر روی جاذب که می‌تواند در اختیار یون‌های سرب قرار گیرد افزایش می‌یابد. با این حال مقدار سرب جذب شده در واحد جرم جاذب (بر حسب میلی گرم در گرم) یک روند کاهشی را نشان می‌دهد. این روند کاهشی در ظرفیت جذب با افزایش مقدار جاذب به خاطر تعداد زیاد سایت‌های غیر اشباع جذب است ۴۴. در واقع با افزایش مقدار جاذب تعداد زیادی از سایت‌های جذبی که می‌تواند در عمل جذب شرکت کند به دلیل محدود بودن تعداد یون‌های سرب به صورت آزاد باقی می‌ماند ۴۵. یکی دیگر از دلایل کاهش میزان جذب در واحد جرم جاذب می‌تواند به این علت باشد که افزایش جرم جاذب

منجر به همپوشانی سطوح جاذب و تجمع آن‌ها شده که برآیند آن کاهش سطح مفید در دسترس می‌باشد ۴۶. همچنین افزایش دوز جاذب و تجمع آنها باعث افزایش مسیر انتشار در طی مرحله انتشار آلاینده در سطوح قابل جذب جاذب شده که نتیجه آن کاهش میزان جذب خواهد بود ۴۷. از طرفی در چنین شرایطی به دلیل رقابت ایجاد شده میان مولکول‌های آلاینده در اشغال سطوح خالی جذب، سطوح جاذب به صورت غیر اشباع استفاده شده و تمام ظرفیت‌های آن به صورت بهینه استفاده نمی‌گردد که نتیجه آن کاهش میزان آلاینده جذب شده در واحد جرم جاذب می‌باشد. بر همین اساس تعیین دوز بهینه به منظور جلوگیری از هدر رفت جاذب بسیار مهم است ۴۸. در مطالعات مربوط به جذب آلاینده‌ها بر روی جاذب‌های مختلف، تعیین ایزوترم جذب و ظرفیت جاذب مورد استفاده از مهم‌ترین مشخصه‌هایی است که باید مورد توجه قرار گیرد. براساس بررسی ضرایب همبستگی منحنی‌های این سه مدل جذب می‌توان چنین نتیجه‌گیری کرد که جذب فلز سنگین سرب بر روی زایدات آزولا با توجه به ضریب همبستگی بالاتر برای ایزوترم لانگمیر از این مدل نسبت به سایر مدل‌ها بهتر پیروی می‌کند. نتایج این مطالعه با نتایج ساری برای حذف فلزات سنگین توسط جاذب‌های گیاهی کاملاً مطابقت داشته و این مدل نشان‌دهنده جذب تک لایه‌ای و منظم آلاینده بر روی جاذب می‌باشد ۳۳. ماکزیمم جذب توسط مدل لانگمیر برای غلظت ۲۰ میلی گرم در لیتر برابر با ۱۵/۶ میلی گرم به ازای هر گرم جاذب می‌باشد و مقایسه حداکثر ظرفیت جذب جاذب آزولا با مطالعات دیگران با جاذب‌های گیاهی مانند عدسک، کاه برنج نشان‌دهنده جذب بیشتر گیاه آزولا می‌باشد. لازم به ذکر است که حداکثر جذب برای این جاذب‌ها به ترتیب ۱۱/۲ و ۱۴/۱ میلی گرم به ازای هر گرم جاذب می‌باشد ۲۴. مطالعات سینتیک جذب نشان داد که جذب فلز سنگین سرب با جاذب آزولا از سینتیک شبه درجه دو تبعیت می‌کند. در مطالعه نمر و همکاران تحت عنوان جذب فلزات سنگین با

استفاده از پوست درخت، مطالعه دانگ و همکاران تحت عنوان جذب فلزات سنگین توسط کاه برنج، نتایج کاملاً مشابه و داده‌های تعادلی از سینتیک درجه ۲ پیروی می‌کند ۴۹،۵۰. غالباً مدل درجه اول جهت مراحل اولیه جذب زیستی مناسب می‌باشد و برای توصیف تمامی مدت زمان جذب زیستی مناسب نیست. مدل درجه دو فرض را بر این قرار داده است که در فرآیند جذب دو واکنش اتفاق می‌افتد. واکنش اول که بسیار سریع می‌باشد و واکنش دوم که در زمان مواجهه طولانی‌تر اتفاق می‌افتد و همانطور که در بررسی تاثیر زمان تماس بر کارایی جذب توضیح داده شد ۸۵٪ جذب سرب در ۴۵ دقیقه ابتدایی و به طور سریع اتفاق افتاد و در ۳۰ دقیقه بعدی تا رسیدن به زمان تعادل فقط ۱۳٪ حذف صورت گرفت و فرآیند حذف کاملاً دو مرحله‌ای و تأییدی بر سینتیک جذب درجه دو می‌باشد مطالعات مختلفی این قضیه رو تأیید می‌کنند ۲۸،۳۲.

نتیجه‌گیری

منابع

نتیجه این بررسی نشان داد از جاذب آژولا می‌توان به عنوان بیومس مناسب برای جداسازی فلزات سنگین از محلول-های آبی استفاده کرد و با افزایش دوز جاذب و زمان تماس میزان جذب فلزات سنگین افزایش می‌یابد. همچنین اگرچه با افزایش غلظت اولیه سرب، میزان جذب آلاینده بر روی واحد جرم جاذب افزایش پیدا کرد، اما به طور کلی میزان درصد حذف آن کاهش می‌یابد. از سوی دیگر با توجه به کارایی مناسب، ارزانی و در دسترس بودن این نوع از جاذب‌های طبیعی و نیز مزاحمت‌های آن به عنوان پسماند کشاورزی، استفاده از آن‌ها در تصفیه آب و فاضلاب به عنوان جاذب آلاینده نه تنها باعث تصفیه آب و فاضلاب شده بلکه سبب کاهش حجم پسماندهای کشاورزی و کنترل آلودگی‌های محیط زیست می‌گردد.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از کمیته تحقیقات دانشجویی و معاونت محترم تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی زاهدان در تأمین مالی این تحقیق تشکر و قدردانی می‌شود.

1. Diyanati RA, Balarak D. Survey of efficiency agricultural weast in removal of acid orang 7(AO7) dyes from aqueous solution: kinetic and equilibrium study. Iran jhs 2013;2(1):35-40.
2. Johnson A, Jain N, Joshi H, Prasad S. Agricultural and agro-processing wastes as low cost adsorbents for metal removal from wastewater: a review. J Sci Ind Res 2008;67:647-58.
3. Tangahu BV, Abdullah SRS, Basri H, Idris M, Anuar N, Mukhlisin M. A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. Int J Chem engin 2011;8:21-30.
4. Heidari ZS. Lead Removal from Aqueous Solutions Using Low-cost Adsorbents. water wast 2010(3):45-52.5.
5. Zahra N. Lead Removal from Water by Low Cost Adsorbents: A Review . Pak J Anal Environ Chem 2012;13(1):1-8.
6. Mehrahsbi M, Farahmandkia Z. Heavy Metal Removal from Aqueous Solution by Adsorption on Modified Banana Shell. Heal Environ J 2008;1(1):17-25.
7. Javanbakht V, Zilouei H, Karimi K. Effect of pH on Lead Removal from Aqueous Solution by Fungus *Mucor Indicus*. Water weast 2010;1:76-84.
8. Esalah JO, Weber ME, Vera JH. Removal of lead, cadmium and zinc from aqueous solutions by precipitation with sodium di-(n-octyl) phosphinate. Cana J Chem 2000;78: 948-954.
9. Shukla SR, Pai RS. Adsorption of Cu (II), Ni (II) and Zn (II) on modified jute fibers. Biores technol 2005;96: 1430-1438.
10. Bansal M, Singh D, Garg VK. A comparative study for the removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agriculture wastes carbons. J Hazard Mater 2009;171(1-3): 83-92.

11. Yum Q, Matheickal JT, Yin P, Kaewsarn P. Heavy metal uptake capacities of common marine macro algal biomass. *Water Res* 1999;33(6):1534-53.
12. Davis TA, Volesky B, Mucci AA. Review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res* 2003;37(18):4311-4330.
13. Diniz V, Volesky B. Biosorption of La, Eu and Yb using *Sargassum* biomass. *Water Res* 2005; 39:239-247.
14. Aksu Z, Acikel U, Kabasakal E, Tezer S. Equilibrium Modeling of Individual and Simultaneous Biosorption of Chromium (VI) and Nickel (II) onto Dried Activated Sludge. *Water Res* 2002;36:3063-73.
15. Bayramoglu G, Tuzun I, Celik G, Yilmaz M, Arica MY. Biosorption of mercury(II), cadmium(II) and lead(II) ions from aqueous system by microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* immobilized in alginate beads. *Int J Miner Process* 2006;81(1):35-43. Vitor G, Pvilar C. Copper removal by algae *Gelidium*, agar extraction algal waste and granulated algal waste: Kinetics and equilibrium. *Bioresour technol* 2008; 99:750-62.
17. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Pyrocatechol removal from aqueous solutions by using *Azolla Filiculoides*. *Health Scope* 2013;2(1):1-6.
18. Zazouli MA, Balarak D. Phytodegradation potential of bisphenolA from aqueous solution by *Azolla Filiculoides*: *ijehse* 2014;10:14-20.
19. Diyanati RA, Yousefi Z, Cherati JY, Balarak D. Adsorption of phenol by modified azolla from Aqueous Solution. *J Mazand Univer Med Sci* 2013;22(2):13-21.
20. Gong R, Guan R, Zhao J, Liu X, Ni S. Citric acid functionalizing wheat straw as sorbent for copper removal from aqueous solution. *J health sci* 2008;54(2):174-8.
21. Jalali R, Ghafourian H, Asef Y, Jdavarpanah S, Sepehr S. Removal and recovery of lead using on living biomass of marine algae. *J Hazard Mater* 2002;92:253-62.
22. Vilar V, Boaventura C. Influence of pH, ionic strength and temperature on lead biosorption by *Gelidium* and agar extraction algal waste. *Process Biochem* 2005;40(10):3267-75.
23. Kobya M, Demirbas E, Senturk E, Ince M. Adsorption of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions by Activated Carbon Prepared from Apricot Stone. *Bioresour Technol* 2005;96:1518-21.
24. Diyanati RA, Yousefi Z, Cherati JY, Balarak D. The ability of *Azolla* and *lemna* minor biomass for adsorption of phenol from aqueous solutions. *J Mazand Univer Med Sci* 2013;23(106):21-8.
25. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Effect of *azolla filiculoides* on removal of reactive red 198 in aqueous solution. *J Adv Environ Health Res* 2013;1(1):21-9.
26. Barros AJ, Prasad S, Leite VD, Souza AG. Biosorption of Heavy Metals in up Flow Sludge Columns. *Bioresour Technol* 2007;98:1418-25.
27. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Application of *azolla filiculoides* biomass for 2-Chlorophenol and 4-Chlorophenol Removal from aqueous solutions. *IJHS* 2013;1(2):36-43.
28. Balarak D, Mahdavi Y, Gharibi F, Sadeghi Sh. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution using canola biomass: Isotherms and kinetics studies. *J Adv Environ Health Res* 2014;2(4):45-52.
29. Pazoheshfar SP. Survey Removal of phenol from contaminated water using activated carbon and carbon skin almonds and walnuts. *Environ Sci Technol* 2009;10(4):219-33.
30. Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y, Barafrashtehpour M, Ebrahimi M. Adsorption of Bisphenol from Industrial Wastewater by Modified Red Mud. *J Health Develop* 2013;2(1):1-11.
31. Leyva-Ramos R, Bernal-Jacome LA, Acosta-Rodriguez I. Adsorption of cadmium (II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob. *Sep Purif Technol* 2005;45(1):41-9.
32. Zhu B, Fan T, Zhang D. Adsorption of copper ions from aqueous solution by citric acid modified soybean straw. *J Hazard Mater* 2008;153:300-8.
33. Sari A, Tuzen M. Biosorption of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution using green alga (*Ulva lactuca*) biomass. *J Hazard Mater* 2008;152(1):302-8.
34. Kumar Y, King P, Prasad V. Removal of copper from aqueous solution using *Ulva fasciata* sp-a marine green algae. *J Hazard Mater* 2006;137(1):367-73.
35. Malakootian M, Moussavi S, Toolabi A. A Study of kinetics And Biosorption Isotherms of Heavy Metals By Algae *Ulothrix Zonata* from Industrial Wastewater. *J Ilam uni med sci* 2011;19(4):26-38.
36. Pehlivan E, Altun T, Parlayici S. Modified barley straw as a potential biosorbent for removal of copper ions from aqueous solution. *Food Chem* 2012;135:2229-34.
37. El-Said AG. Biosorption of Pb(II) Ions from Aqueous Solutions Onto Rice Husk and its Ash. *American Sci* 2010;6(10):143-50.
38. Ozgul G, GerSel HF. Adsorption of lead (II) ions from aqueous solutions by activated carbon prepared from biomass plant material of *Euphorbia rigida*. *Chem Engin J* 2007;132(1-3):289-97.
39. Naiya TK, Bhattacharya AK, Mandal S, Das SK. The sorption of lead (II) ions on rice husk ash. *J Hazard Mater* 2009;163(2-3):1254-64.
40. Mousavi H, Seyedi S. Nettle ash as a low cost adsorbent for the removal of nickel and cadmium from wastewater. *J Environ Sci Tech* 2011;8(1):195-202.

41. Zafar MN, Abbas I, Nadeem R, Sheikh MA, Ghauri MA. Removal of nickel onto alkali treated rice bran. *Water Air Soil Poll* 2009;197(1):361-70.
42. Li W, Zhang L, Peng J, Li N, Zhang S, Guo S. Tobacco stems as a low cost adsorbent for the removal of Pb (II) from wastewater: Equilibrium and kinetic studies. *Ind Crop Prod* 2008;28(3):294-302.
43. Khalid H, Hassan MU, Jamil N, Ahmad D, Khatoon S. Biosorption of aqueous lead (II) on rice straws (*oryza sativa*) by flash column process. *J Sci Res* 2010;4(1):74-81.
44. Farooq U, Kozinski JA, Khan MA, Athar M. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents-A review of the recent literature. *Bioresour technol* 2010;101(14):5043-53.
45. Nale BY, Kagbu JA. Kinetic and Equilibrium Studies of the Adsorption of Lead(II) and Nickel(II) ions from aqueous solutions on Activated Carbon Prepared from Maize Cob. *Der Chemica Sinica* 2012;3(2):302-12.
46. Ye H, Zhu Q, Du D. Adsorptive removal of Cd (II) from aqueous solution using natural and modified rice husk. *Bioresour technol* 2010;101(14):5175-9.
47. Chojnacka K. Biosorption of Cr (III) ions by wheat straw and grass: a systematic characterization of new biosorbents. *Pol J Environ Stud* 2006;15(6):845-52.
48. Subbaiah MV, Vijaya Y, Kumar NS, Reddy AS, Krishnaiah A. Biosorption of nickel from aqueous solutions by *Acacia leucocephala* bark: Kinetics and equilibrium studies. *Colloid surface B* 2009;74(1):260-269.
49. Dang VBH, Doan HD, Dang-VuT, Lohi A. Equilibrium and Kinetics of Biosorption of Cadmium(II) and Copper(II) Ions by wheat straw. *Bioresource Technol* 2009;100:211-9.
50. Nemr AE. Potential of Pomegranate Husk Carbon for Cr (VI) removal from wastewater: kinetic and isotherm studies. *J Hazard Mater* 2009;161:132-41.

Investigation of Pb(II) Removal from Synthetic Wastewater by Using *Azolla Filiculoides* Biomass

Davoud Balarak*, Edris Bazrafshan, Ferdos Kord Mostafapour

Zahedan Health Promotion Research Center, Zahedan University of Medical Science, Zahedan, Iran

*E-mail: dbalarak2@gmail.com

Received: 27 Jan 2015 ; Accepted: 11 May 2015

ABSTRACT

Background and Aim: Discharge of industrial wastewater containing Pb into the environment can have harmful effects in the live organisms. Therefore, Pb must be removed from polluted water using an effective method before being discharged into the environment. The purpose of the present study was to examine Pb removal using alga *Azolla* biomass.

Materials and Methods: In this experimental study, removal of Pb(II) was performed using *Azolla* biomass considering changes in time, pH, adsorbent dose, initial concentration of Pb and mixing speed. Experiments were performed in batch reactor in flasks on Shaker. , Atomic absorption spectrophotometry was used for Pb determination. All experiments were conducted in triplicate and the mean removal percent was reported. Finally, biosorption kinetic and equilibrium isotherms of adsorbent was investigated.

Results: It was found that the higher removal efficiency of Pb occurred in pH 6 and optimum adsorbent dose 7 g/L. With increase in the initial concentration of Pb, removal efficiency decreased and with increasing of contact time and mixing speed, efficiency increased. Data also showed that the Langmuir isotherm and pseudo second-order kinetic are compliance.

Conclusion: *Azolla* biomass is an efficient and low-cost adsorbent for removing of Pb (II) from water and wastewater.

Keywords: Synthetic Wastewater, Isotherm Adsorption, Pb (II), *Azolla* biomass