

مطالعه حذف آرسنیک از آب سنتتیک با استفاده از کربن فعال شده از پوست گردو

محمدجواد کاظمی بلگه شیری^۱، ابوالقاسم علی قارداشی^{۱*}، عبدالرضا خاکسار^۲

۱. تهران، دانشگاه شهید بهشتی، دانشکده آب و محیط زیست

۲. تهران، مؤسسه تحقیقات آب وزارت نیرو

(تاریخ دریافت: ۹۳/۰۵/۱۳ - تاریخ پذیرش: ۹۴/۰۳/۱۸)

چکیده

رشد مصرف آب و بروز خشکسالی‌های متمادی در سال‌های اخیر، موجب کاهش منابع آب شیرین تجدیدپذیر در کشور شد. از این رو، تأمین آب از منابع آب غیر متعارف یکی از راهکارهای اساسی مورد توجه است. استفاده از آب‌های آلوده باید همراه با تصفیه تکمیلی - از جمله استفاده از کربن فعال - باشد تا استانداردهای آب شرب تأمین شود. در این مطالعه، کربن فعال شده از پوست گردو به عنوان جاذبی ارزان قیمت و در دسترس برای حذف آرسنیک از آب سنتتیک استفاده شد. کربن فعال به صورت پودر استفاده می‌شود و آزمایش‌ها در مقیاس آزمایشگاهی به روش گام به گام و با تغییر متغیرهای زمان ماند تعادلی، pH، غلظت آرسنیک و دوز جاذب انجام گرفت. زمان ماند سه دقیقه، pH برابر ۶/۵، غلظت ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر و میزان دوز ۰/۴ گرم بر لیتر به صورت گام به گام و در حالت تعادل بهینه به دست آمد. بررسی نتایج آزمایش‌ها نشان داد ایزوترم لانگمویر با $R^2 = 0/977$ نسبت به ایزوترم فروندلیش مطابقت بیشتری با داده‌های آزمایشگاهی دارد. مقایسه یافته‌های این پژوهش با تحقیقات مشابه نشان می‌دهد کربن فعال مطالعه شده سطح جذب بالایی داشته و قابلیت زیادی در جذب آرسنیک از محیط‌های آبی دارد.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، ایزوترم لانگمویر، جذب سطحی، زغال پوست گردو.

۱. مقدمه و هدف

استفاده مجدد پساب و آب‌های آلوده باشد. امروزه مصرف سرانه آب در شهرها ۱۵۰-۳۵۰ لیتر است که حدود ۸۰-۹۰ درصد این آب به پساب شهری تبدیل می‌شود [۱]. با توجه به هزینه زیاد انتقال آب، خطرهای زیست‌محیطی تخلیه پساب‌ها در طبیعت و کاهش سریع منابع آبی مناسب در دسترس، تصفیه و استفاده مجدد پساب از دیدگاه اقتصادی هم شایان توجه است. استفاده از پساب تصفیه شده در صنعت در مواقعی که نیاز به کیفیت چندان بالایی از آب نیست، مانند آب خنک‌کننده، ممکن است یکی از موارد باشد. هم‌اکنون استفاده از پساب کاملاً تصفیه شده به عنوان آب شرب مورد توجه است و ممکن است در آینده‌ای نزدیک به آن توجه بیشتری شود. به هر حال، رساندن کیفیت پساب به

بحران کمبود آب در کشور به دلیل افزایش تقاضای مصرف در بخش‌های صنعت، کشاورزی و خانگی به یکی از مهم‌ترین مسائل در کشور تبدیل شد. افزایش مصرف به همراه خشکسالی‌های اخیر موجب کاهش شدید منابع آبی شد و در نتیجه به تأمین آب از منابع غیر متعارف مانند پساب، منابع آب سطحی و زیرزمینی آلوده، آب‌های شور و لب‌شور توجه شد. از میان منابع متنوع آب‌های غیر متعارف، استفاده از پساب تولیدی در بخش‌های مختلف شهری، صنعتی و کشاورزی به عنوان منبعی پایدار برای مدیریت بحران آب به عنوان راهکاری استراتژیک مورد توجه است. شاید مهم‌ترین راه حل منطقی برای جلوگیری از کاهش منابع آب، احیا و

حد قابل استفاده برای استفاده شرب و خوراکی تا اندازه‌های دشوار است [۲].

پساب‌های صنعتی و شهری به‌طور معمول شامل یون‌های فلزی هستند که نمی‌توانند به‌راحتی تخریب، متابولیز و تبدیل به مواد با درجه خطرناکی کمتر شود و حضور آن‌ها در محیط زیست تهدیدی بسیار جدی به‌شمار می‌آید. تعدادی از این یون‌های فلزی شامل کروم، جیوه، سرب، مس، نیکل، روی، کادمیوم، کبالت، اورانیوم و آرسنیک هستند که در دسته یون‌های فلزی سنگین قرار می‌گیرند. آرسنیک با ایجاد اختلال در سیستم عصبی، گردش خون، گوارش و پوست، سلامتی انسان را تهدید می‌کند، به‌طوری‌که در مسمومیت‌های حاد موجب مرگ افراد می‌شود [۳]. استفاده از آب‌های سطحی و زیرزمینی آلوده به آرسنیک برای آبیاری مزارع کشاورزی موجب افزایش غلظت این آلاینده در خاک می‌شود و انتقال آن به بخش‌های مختلف گیاه را افزایش می‌دهد که در نتیجه به مختل شدن رشد طبیعی گیاه با علائم سمیتی نظیر کاهش بیوماس ریشه و ساقه، نکروزه شدن جوانه‌های برگ، کاهش سطح فتوسنتز و غیره منجر می‌شود [۴، ۵]. سازمان جهانی بهداشت^۱، ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر را به‌عنوان مقدار رهنمود نظارتی برای میزان آرسنیک در آب شرب و برای تخلیه پساب به آب‌های سطحی و زیرزمینی و کشاورزی ۱/۰ میلی‌گرم بر لیتر را وضع کرد، درحالی‌که حداکثر مجاز در آب شرب در استاندارد ایران ۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر است و برای پساب همان ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر است [۶، ۷]. در آب طبیعی مناطقی از ایران نیز مقادیر بالای آرسنیک گزارش شد که از جمله می‌توان به روستاهای شهرستان بیجار، قروه و هشتروند اشاره کرد [۸، ۹].

روش‌های متعددی در تصفیه آب وجود دارند که قادرند مقادیر آرسنیک را در آب و پساب به حد مجاز برسانند؛ از جمله اسمز معکوس، الکترولیز، انعقاد و لخته‌سازی، ترسیب شیمیایی و جذب سطحی که هر کدام بنا به شرایط استفاده، مزایا و معایب ویژه خود را دارند [۱۰].

روش جذب سطحی با استفاده از جاذب‌های ارزان و طبیعی به‌دلیل سادگی و کارایی بالا در حذف فلزات سنگین [۱۱، ۱۲] و بسیاری از مواد ریزآلاینده نوظهور [۱۱، ۱۰] مورد توجه بود. کاظمی‌پور و همکاران نیز در سال ۲۰۰۸ از زغال گردو برای حذف سرب، کادمیوم، روی و مس از فاضلاب صنعتی استفاده کردند [۱۳]. آلتون و همکاران در سال ۲۰۱۲، حذف کروم از طریق زغال گردو را بررسی و

متغیرهای واکنش مانند دوز اسید سیتریک، زمان واکنش و درجه حرارت را مطالعه کردند [۱۴]. یانگ و همکاران در ۲۰۱۳ نیز از زغال پوست گردو برای حذف سزیم از آب استفاده کردند [۱۵]. ویتلا- رودرینگز و رنگل- مندز در سال ۲۰۱۳ از کربن فعال اصلاح‌شده برای حذف آرسنیک استفاده کردند [۱۶]. سقیب و همکاران در سال ۲۰۱۳، برای حذف آرسنیک از زغال‌های فعال‌شده پوست کاج و گردوی معروف به کالیفرنایی (یا انگلیسی یا ایرانی)^۲ استفاده کردند و پارامترهای مختلف از قبیل pH، دوز جاذب، زمان تماس، دما و غلظت آرسنیک را بررسی کردند [۱۷].

در این بررسی، کربن فعال‌شده از زغال پوست گردو برای حذف آرسنیک از پساب مطالعه شد و زغال پوست گردو از شرکت پارت شیمی تهیه شد که زغال گردو را به‌صورت تجاری در ایران (در شهر توپسرکان) تهیه می‌کند. تأثیر شرایط مختلف آزمایشگاهی از قبیل زمان تماس، pH، غلظت آرسنیک و دوز ماده جاذب در فرایند جذب بررسی شد. هدف از این بررسی امکان استفاده از کربن فعال ارزان‌قیمت تهیه شده از پسماندهای کشاورزی در تصفیه آب‌های حاوی آلودگی آرسنیک بود.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۱.۲. مواد

پوست گردو در کوره با دمای ۵۰۰-۶۰۰ درجه سلسیوس کربنیزه شد. سپس برای فعال‌سازی فیزیکی، زغال کربنیزه شده در کوره‌ای با دمای ۱۰۰۰ درجه سلسیوس و بخار آب به‌عنوان فعال‌ساز قرار داده شد. پس از تهیه کربن فعال‌شده فیزیکی، جاذب به‌دست‌آمده با اسید فسفریک ۵ درصد به مدت سی دقیقه شسته شد.

به‌منظور مشخصه‌یابی جاذب از دستگاه TESCAN VEGA II برای تصویربرداری الکترونی میکروسکوپی (SEM)^۳ و از دستگاه BELBelsorp Mini II برای تعیین اندازه سطح ویژه و توزیع حفرات جاذب (BET)^۴ استفاده شد. در این مطالعه، نمونه محلول آرسنیک در غلظت‌های مختلف با رقیق‌سازی از محلول تترازول استاندارد ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر

1. World Health Organization
2. Juglans regia, the Persian Walnut, English Walnut or Especially in the US, California Walnut
3. Scanning Electron Microscopy
4. Brunauer-Emmett-Teller

آزمایش شد. آخرین مرحله از آزمایش‌های جذب مربوط به مقدار دوز جاذب بود که با شرایط بهینه قبلی به دست می‌آمد. جاذب در وزن‌های ۰/۰۲، ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۳، ۰/۵، ۰/۷، ۱، ۱/۳ و ۱/۵ گرم به محلول اضافه شد و آزمایش صورت گرفت. با رسم منحنی حذف- دوز جاذب، کمترین مقدار جاذب به دست آمده و در نهایت ایزوترم جذب آرسنیک با ایزوترم‌های جذب لانگمویر و فروندلیش بررسی شد.

برای افزایش ضریب اطمینان و صحت و دقت آزمایش‌ها، عملیات نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها در هر مرحله سه‌بار تکرار شد و تجزیه و تحلیل نتایج آزمایش‌ها توسط آزمون آماری فریدمن (ناپارامتری) انجام گرفت.

۳. نتایج و بحث

۳.۱. تأثیر زمان

به منظور بررسی اثر زمان و رسیدن به زمان تعادل، مقدار مشخص از جاذب زغال پوست گردو در زمان‌های مختلف در تماس با مقدار ثابتی از غلظت آرسنیک قرار داده شد و درصد جذب آرسنیک توسط جاذب ارزیابی شد. نتایج در شکل ۱ نشان داده می‌شود.

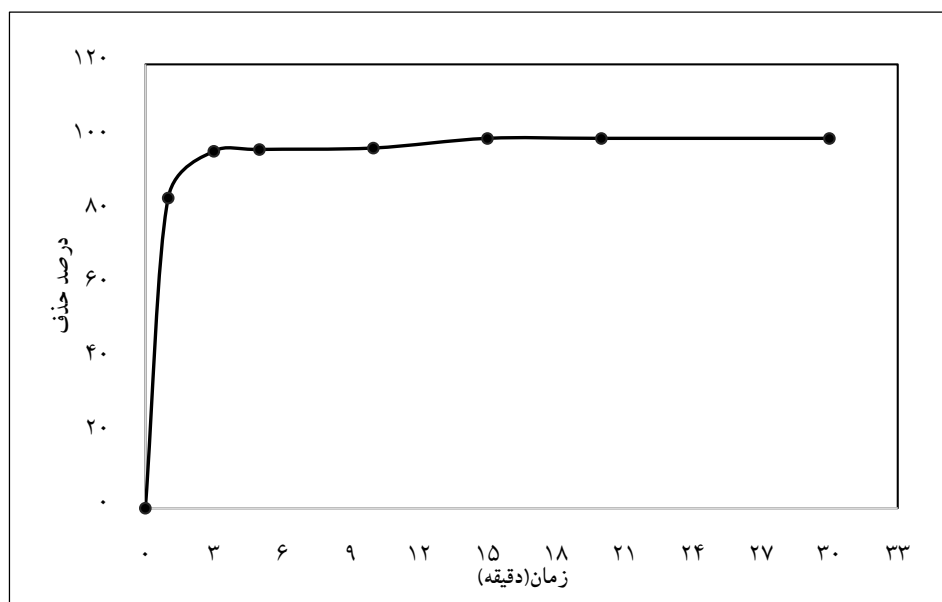
همان‌طور که از شکل ۱ مشخص است، با افزایش مدت زمان تماس از صفر تا سه دقیقه، مقدار جذب آرسنیک افزایش می‌یابد و سپس مقدار جذب از دقیقه سوم به بعد تقریباً ثابت می‌شود و پس از آن تغییر اندکی در مقدار جذب دیده می‌شود؛ به عبارت دیگر، پس از سه دقیقه، تعادلی بین فاز جامد و محلول مطالعه شده به وجود می‌آید. میزان حذف آرسنیک در دقیقه سوم به ۹۶/۵ درصد و تقریباً از دقیقه ۱۳ به ۱۰۰ درصد می‌رسد. با توجه به سطح ویژه بالای جاذب و ویژگی‌های مورفولوژی آن با افزایش زمان میزان حذف به ۱۰۰ درصد می‌رسد، همان‌طور که در مطالعه سقیب و همکاران میزان حذف در ۴۰ دقیقه و با ۴۰ گرم بر لیتر جاذب و pH برابر ۱۱، تقریباً برابر ۱۰۰ است. همچنین، وانگ و همکاران نیز میزان حذف ۹۹ درصدی را در مطالعه خود گزارش کردند [۱۸]. چامویی و همکاران میزان حذف آرسنیک را ۹۹/۵ درصد گزارش کردند [۱۹]. یکی از خصوصیات بارز این جاذب سطح بالا و مورفولوژی آن است که موجب جذب بالای آرسنیک می‌شود. مقدار آرسنیک باقیمانده از دقیقه سوم به بعد از مقادیر مجاز استانداردها کمتر بود و به همین دلیل زمان ماند بهینه حذف، سه دقیقه در نظر گرفته شد.

لیتر آرسنیک شرکت مرک^۱ و آب دی‌یونیزه و دمای اتاق تهیه شد. کربن فعال شده از زغال پوست گردو چندین بار با آب دی‌یونیزه شست‌وشو داده شد تا ناخالصی‌های احتمالی از سطح زغال پاک شود. برای اندازه‌گیری آرسنیک از دستگاه جذب اتمی VGA مدل Varian- AAS-240 و برای اندازه‌گیری pH از دستگاه مولتی پارامتر Hatch استفاده شد.

۲.۲. مراحل آزمایش‌ها

محلول استوک آرسنیک با غلظت یک میلی‌گرم بر لیتر با افزودن ۰/۱ میکرولیتر به ۱۰۰ میلی‌لیتر آب دی‌یونیزه تهیه شد. محلول‌های آرسنیک با غلظت‌های مشخص با افزودن محلول استوک در دمای اتاق در حجم ۵۰ میلی‌لیتری تهیه شد و سپس برای انجام دادن فرایند جذب به با لون ۱۰۰ میلی‌لیتری انتقال داده شد. پس از اضافه شدن جاذب با دوز مشخص به آن، با مدت زمان مشخص بر همزن مغناطیسی با دور ۳۰۰ دور بر دقیقه هم زده شد تا فرایند جذب انجام گیرد. پس از زمان مشخص، نمونه از صافی عبور داده شد و مقدار باقیمانده آرسنیک بلافاصله اندازه‌گیری شد.

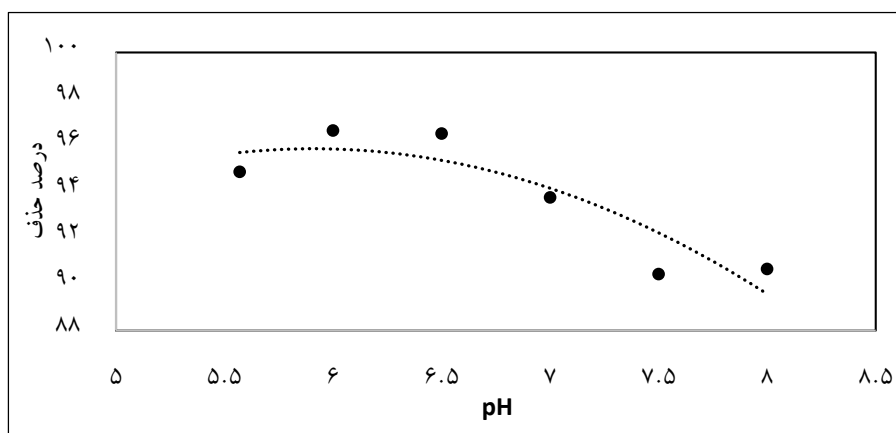
روش انجام دادن آزمایش‌ها به صورت گام به گام است و پس از بهینه کردن هر پارامتر با ثابت نگه داشتن پارامترهای دیگر آزمایش‌ها صورت می‌گیرد تا به ترتیب تمام پارامترها بهینه شود. اولین مرحله از آزمایش‌ها برای به دست آوردن زمان تعادلی و کمترین زمان ممکن برای جذب آرسنیک بررسی شد. ابتدا محلول‌هایی با غلظت ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر آرسنیک در pH برابر ۷ تهیه شد و با دوز ۰/۳ گرم بر لیتر جاذب مخلوط شد و در مدت زمان‌های تماس (۱، ۳، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰) دقیقه مقدار جذب به دست می‌آید. با رسم منحنی زمان-درصد حذف، کمترین زمان برای حذف به دست آمد. در مرحله بعد، برای به دست آوردن pH بهینه نمونه‌ها، pH‌های ۵/۵، ۶، ۶/۵، ۷، ۷/۵ و ۸ تهیه شد. برای تغییر اندازه pH از محلول سدیم هیدروکسید ۱ مولار برای افزایش و اسید کلریک ۱۰ درصد برای کاهش pH استفاده شد. محلول آرسنیک با غلظت ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر، زمان ماند ۳ دقیقه و ۳/۰ گرم جاذب بر همزن با دور ۳۰۰ دور بر دقیقه قرار گرفت و با زمان ماند بهینه به دست آمده از مرحله قبلی آزمایش شد. پس از به دست آوردن pH بهینه، غلظت بهینه نیز بررسی شد. به این منظور، نمونه‌های با غلظت‌های ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۸۰، ۱۲۰، ۱۶۰ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر با pH بهینه تهیه شد و در مدت زمان بهینه



شکل ۱. تأثیر پارامتر زمان در حذف آرسنیک (غلظت ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر، $pH=7$ و دوز ۰/۳ گرم بر لیتر)

زمان ماند کمتری دارد. سقیب در بررسی خود، زمان ماند ۴۰ دقیقه با حذف ۸۸ درصدی با کربن فعال شده را از زغال پوست گردو گزارش داد [۱۷]. ذیبحی و همکاران با کربن فعال شده از زغال پوست گردو حذف جیوه را بررسی و زمان ماند ۲۰ دقیقه را گزارش کردند [۲۲]. با توجه به نتایج آزمایش‌ها و مقایسه آن با مطالعات قبلی، کربن فعال شده در این مطالعه به مراتب ظرفیت بالایی در جذب آرسنیک نشان می‌دهد و این نشانگر بالابودن مساحت سطح جاذب است.

زمان ماند تعادلی به دست آمده در این مطالعه در مقایسه با تحقیقات گذشته بسیار پایین تر است؛ برای مثال، زمان ماند حذف آرسنیک با پوسته لوبیا ۱۲۰ دقیقه گزارش شد [۲۰]. موندال و همکاران نیز زمان ماند ۲۰ دقیقه را برای حذف آرسنیک با کربن فعال شده از پسماند نیشکر به عنوان زمان ماند تعادلی گزارش کردند [۲۱]. کربن فعال استفاده شده در این مطالعه در مقایسه با سایر کربن‌های فعال تهیه شده از زغال پوست گردو در مطالعات مربوط به حذف فلزات سنگین



شکل ۲. تأثیر پارامتر pH در حذف آرسنیک (زمان ماند ۳ دقیقه، غلظت ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر و دوز ۰/۳ گرم بر لیتر)

نشان می‌دهد در pH ۶ تا ۶/۵، درصد حذف بیشترین مقدار است و سپس درصد حذف کاهش می‌یابد. این روند در مطالعات قبلی [۲۰] نیز تکرار شد با این تفاوت که در آنجا

۲.۳. تأثیر pH محلول

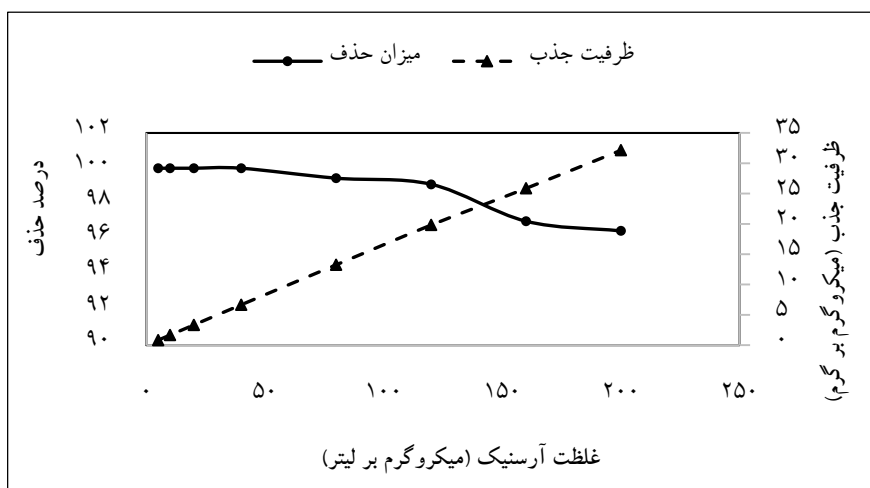
یکی از مهم‌ترین پارامترها در فرایند جذب پارامتر pH است. در مرحله دوم از آزمایش‌ها، تأثیر pH بررسی شد. شکل ۲

غلظت‌های مختلف و درصد حذف، میزان حذف تا غلظت ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر تقریباً ثابت است و ظرفیت جذب نیز به ۲۰ میکروگرم بر گرم و در غلظت ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر ظرفیت جذب به ۳۲/۱۵ میکروگرم بر گرم می‌رسد. با توجه به روند نمودار، ظرفیت جذب با افزایش غلظت افزایش می‌یابد و درصد حذف کاهش می‌یابد. نتایج مطالعه موهان و همکاران [۲۴] نیز ظرفیت جذب مشابهی برای کربن‌های فعال مشابه گزارش کردند. با افزایش غلظت آرسنیک، رقابت برای جذب آرسنیک در سایت‌های جذب افزایش می‌یابد و ظرفیت جذب نیز افزایش می‌یابد، ولی میزان جذب به دلیل افزایش مولکول‌های آرسنیک در محیط کاهش می‌یابد. در این بررسی، به دلیل اینکه غلظت‌های پایین مورد نظر بود، غلظت ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر به عنوان غلظت تعادلی در نظر گرفته شد و در مرحله بعدی آزمایش از نمونه‌های با غلظت ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر استفاده شد.

pH بهینه ۸ بود. در مطالعه لورنز و همکاران [۲۳] pH بهینه تقریباً ۶ گزارش شد. همچنین، موهان و همکاران [۲۴] در مطالعه مروری خود بیان کردند تأثیر pH به عوامل مختلف از جمله ساختار و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی جاذب بستگی دارد و در مواد مختلف متفاوت است که باید مطالعات مشخصه‌شناسی روی هر جاذب صورت گیرد. علت کاهش جذب در pH بالا و پایین، افزایش بار الکترواستاتیکی بین آرسنیک و سطح جاذب است و تأثیر منفی بر میزان جذب می‌گذارد [۱۶، ۱۸]. با توجه به نتایج آزمایش pH، در ادامه این بررسی از pH ۶/۵ برای آزمایش‌های بعدی استفاده شد.

۳.۳. تأثیر غلظت آرسنیک

در این مرحله، با تغییر در غلظت آرسنیک تأثیر غلظت‌های مختلف در جذب نیز بررسی شد. نتایج حذف در شکل ۳ نشان داده می‌شود. با آنالیز آزمایش‌ها و نمودار مربوط به



شکل ۳. تأثیر پارامتر غلظت در حذف آرسنیک (زمان ماند ۳ دقیقه، pH=۶/۵ و دوز ۰/۳ گرم بر لیتر)

گزارش کردند. با توجه به شکل ۴، میزان حذف در دوز ۰/۹ گرم به ۱۰۰ درصد می‌رسد و بعد از آن ثابت می‌ماند. تغییرات میزان حذف از دوز پایین‌تر از ۰/۱ خیلی اندک بود و درصد حذف آن تقریباً ۹۶ درصد می‌شود و در دوز ۰/۶ گرم نیز میزان حذف ۹۸ درصد است که آرسنیک باقیمانده از حد مجاز استانداردها پایین‌تر است و قابل شرب است، هرچند با توجه به نمودار، میزان دوز جاذب استفاده‌شده بستگی به غلظت آب ورودی و کیفیت آب خروجی مورد نظر دارد.

۴.۳. تأثیر دوز جاذب

با توجه به نتایج آزمایش‌های قبلی، زمان تماس ۳ دقیقه، pH برابر ۶/۵، مقدار غلظت محلول آرسنیک ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر، دوزهای مختلف جاذب ۰/۰۲، ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۳، ۰/۶، ۰/۹، ۱/۲ و ۱/۵ گرم در نمونه‌ها اضافه شد و مقدار جذب آن بررسی شد. نتایج حذف آرسنیک به صورت شکل ۴ است. مجی و همکاران نیز در مطالعات خود روی حذف آرسنیک با جاذب معدنی، نمودار مشابهی [۲۵] برای تأثیر دوز جاذب



شکل ۴. تأثیر پارامتر دوز جاذب در حذف آرسنیک (زمان ماند ۳ دقیقه، غلظت ۱۲۰ میکروگرم بر لیتر، pH=۷)

۳.۵. ایزوترم جذب

q_e : مقدار ماده جذب‌شونده در واحد جرم ماده جاذب

برحسب میکروگرم بر گرم

C_e : غلظت تعادلی ماده جذب‌شونده در محلول پس از

جذب سطحی برحسب میکروگرم بر لیتر

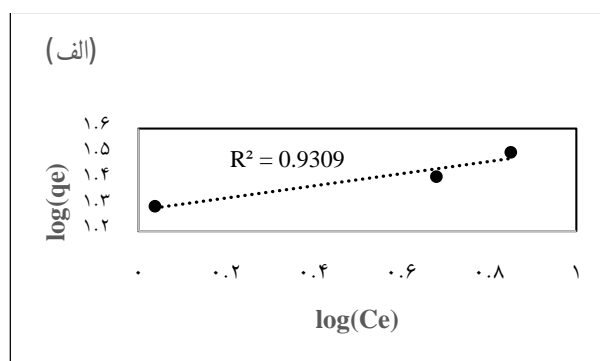
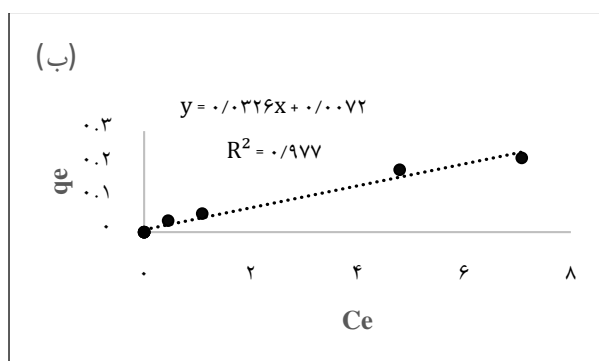
q_m و b ثابت‌های لانگمویر

K و n ثابت‌های فروندلیش

به‌منظور تعیین کمی سیستم‌های جذب سطحی تعادلی و ناهمگن از دو ایزوترم لانگمویر و فروندلیش به‌صورت رابطه‌های ۱ و ۲ استفاده شد [۲۶]:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{C_e}{q_m} \quad (1) \text{ مدل لانگمویر}$$

$$\log q_e - \log K = \frac{1}{n} \log C_e \quad (2) \text{ مدل فروندلیش}$$



شکل ۵. برازش نتایج جذب آرسنیک بر ایزوترم فروندلیش (الف) و ایزوترم لانگمویر (ب)

از نمودارهای ایزوترم فروندلیش و لانگمویر، ضرایب ثابت مطابق جدول ۱ به‌دست می‌آید.

جدول ۱. ضرایب ثابت و همبستگی ایزوترم‌های لانگمویر و فروندلیش

ایزوترم لانگمویر			ایزوترم فروندلیش		
R^2	q_m	b	R^2	K	n
۰/۹۷۷	۳۰/۶۷۴	۴/۵۲۷	۰/۹۳۰	۱۹/۱۳	۴/۲۲۱

۶.۳. مشخصه‌یابی کربن فعال اصلاح‌شده

تکنولوژی SEM برای مشاهده ظاهر (مورفولوژی) سطح فیزیکی مواد استفاده می‌شود. شکل ۶ از کربن فعال تهیه شد. سطح ناهمگون جاذب (شکل ۶) میزان جذب را افزایش می‌دهد، زیرا سایت‌های لازم برای جذب افزایش یافت. این مسئله در ایزوترم لانگمویر نیز ثابت شد، زیرا در فرض لانگمویر جذب به‌صورت ناهمگون در سطح جاذب اتفاق افتاد. اسید بر سطح جاذب تأثیر گذاشت و موجب تشکیل میکروپور و مزوپور در سطح جاذب شد. افزایش حضور حفرات با اندازه میکرو و مزو موجب افزایش جذب می‌شود [۲۸].

همبستگی به‌دست‌آمده از رسم نمودارهای هریک از ایزوترم‌ها می‌تواند به‌عنوان معیار مناسبی برای بیان تطبیق داده‌های تجربی و ایزوترم‌های مذکور باشد. همان‌طور که در جدول نیز مشاهده می‌شود، ایزوترم لانگمویر نسبت به ایزوترم فروندلیش مطابقت بیشتری با داده‌های آزمایشگاهی دارد. با توجه به فرض‌های اولیه ایزوترم لانگمویر، فرایند جذب بر سطح همگن است و جایگاه‌های فعال جذب سطحی و انرژی آن‌ها دارای توزیع توانی هستند [۲۷].



(ب)



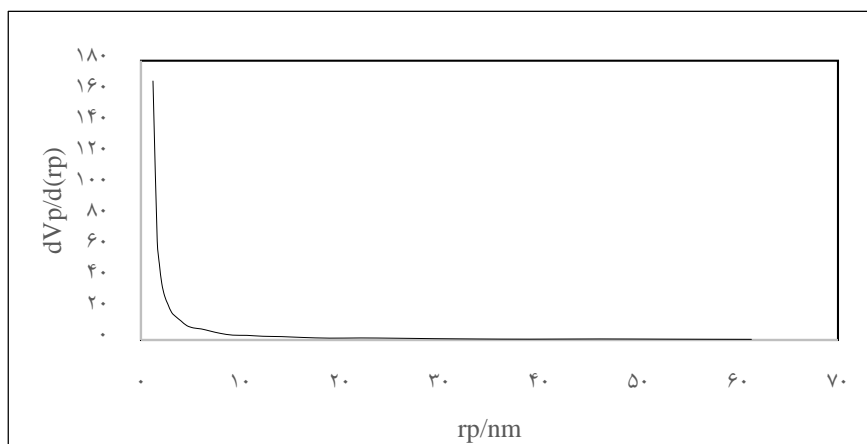
(الف)

شکل ۶. تصویر میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) از سطح کربن فعال

(الف) با بزرگنمایی ۳۰۰۰۰، (ب) با بزرگنمایی ۵۰۰۰۰

به‌صورت جدول ۲ و شکل ۷ نشان داده می‌شود.

اندازه‌گیری سطح ویژه جاذب و همچنین قطر و توزیع حفره‌ها، با استفاده از نتایج آزمون BET انجام گرفت که نتایج



شکل ۷. توزیع حفرات در جاذب اصلاح‌شده

ویژه جاذب برابر ۱۴۳۴/۶ متر مربع بر گرم است که نسبت به جاذب‌های مشابه دارای سطح بسیار بالایی است [۲۹].

توزیع حفرات به‌طور یکنواخت است و حفرات با قطر پایین‌تر از ۱۰ نانومتر، بیشترین حجم را شامل شد. سطح

جدول ۲. اطلاعات سطح جاذب با آزمایش BET

پارامتر	سطح ویژه (m ² /g)	بیشترین قطر (mm)	قطر متوسط (nm)	حجم کل حفرات (cm ³ /g)
جاذب	۱۴۳۴/۶	>۱/۲۱	۲/۰۸	۰/۷۴۷

توجه به شرایط اقتصادی، استفاده از سیال فوق بحرانی در محل بهترین گزینه برای احیای جاذب است و بعد از آن استفاده از حلال‌های شیمیایی یا اسیدفسفریک دومین اولویت برای احیای جاذب است [۳۰، ۳۱].

۴. جمع‌بندی

در این مطالعه، کربن فعال شده از زغال پوست گردو (به‌عنوان جاذب ارزان‌قیمت حاصل از پسماند کشاورزی) برای حذف آرسنیک در شرایط مختلف بررسی شد. نتایج نشان داد در غلظت‌های کمتر از ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر، زمان ماند سه دقیقه میزان حذف بالاتر از ۹۶ درصد است. در غلظت‌های بالاتر، با افزایش زمان ماند یا دوز جاذب می‌توان به استانداردهای آب شرب رسید. میزان جذب به دو عامل غلظت آرسنیک و دوز جاذب بستگی بیشتری دارد و هرچه این دو عامل بیشتر شوند، ظرفیت جذب نیز بیشتر می‌شود. فرایند جذب نیز از ایزوترم لانگمویر تبعیت بیشتری می‌کند. جاذب دارای مورفولوژی مناسب است و زمان جذب را کاهش می‌دهد و همچنین سطح ویژه آن بالاست و توزیع حفرات یکنواخت دارد که ممکن است از علل اصلی درصد حذف بالا باشد.

۷.۳. بازیافت و احیای جاذب

پس از جذب مواد آلاینده، بسترهای حاوی کربن باید تحت عمل احیا قرار گیرد و مواد جذب‌شده از بسترها دفع شوند. روش‌های متفاوتی به‌منظور احیای بسترهای کربنی وجود دارند که هر یک دارای محدوده عملکرد و نقاط ضعف و قوت ویژه خود هستند. روش‌های احیا و بازیافت کربن‌های فعال به‌طور کلی براساس دفع یا تجزیه استوارند. در روش‌های دفع، افزایش دما و استفاده از یک حلال، بدون اینکه ساختمان کربن را تخریب کنند، موجب خارج کردن آلاینده‌ها از آن می‌شوند. اگر روش‌های تجزیه یا فعال‌سازی مجدد، در دماهای بسیار بالا انجام گیرد، مواد آلاینده در آن‌ها تخریب می‌شوند و به‌این‌ترتیب کربن دوباره فعال می‌شود. روش‌های گوناگونی که از آن‌ها برای احیای کربن‌ها استفاده می‌شود عبارتند از: حرارتی (توسط گاز بی‌اثر، بخار آب یا آب داغ)، غیر حرارتی (استخراج با حلال‌های شیمیایی، عوامل فعال‌کننده سطحی و استخراج فوق بحرانی) و تجزیه (شیمیایی به‌صورت کاتالیستی یا حرارتی، میکروبی یا الکتروشیمیایی). احیا یا فعال‌سازی مجدد را می‌توان در محل مصرف کربن‌ها یا خارج از محل انجام داد. با توجه به میزان جاذب مصرفی و نوع آلاینده و

مراجع

- [۱]. وزارت نیرو، (۱۳۷۱). "استاندارد مهندسی آب، مبانی و ضوابط طراحی شبکه های جمع‌آوری آب‌های سطحی و فاضلاب شهری"، نشریه ۱۱۸-۳
- [۲]. اسکندری، م. (۱۳۹۰). "امکان‌سنجی و بررسی استفاده از آب‌های غیر متعارف (پساب) در آبیاری با استفاده از نانوفناوری"، جهاد دانشگاهی دانشگاه تربیت مدرس و شرکت سهامی آب منطقه‌های گیلان.
- [3]. Abedin, M.J., Cottep-Howells, J., Meharg, A.A. (2002). "Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water", *Plant Soil*, 240, 311-319.
- [۴]. بهاروند، س.، میربیک سبزواری، ک.، فرهپور، م. (۱۳۸۶). "تأثیر آرسنیک بر محیط زیست و سلامت انسان"، اولین همایش زمین‌شناسی زیست محیطی و پزشکی، دانشگاه شهید بهشتی تهران.
- [۵]. مهدیه، ش.، قادریان، س. (۱۳۸۸). "اثر آرسنیک بر جوانه زنی بذر دو رقم گندم"، دومین همایش منطقه‌ای علوم کشاورزی و صنایع غذایی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد فسا.

- [6]. WHO. (2004). "Guidelines for drinking water quality", Geneva, 1-22.
- [7]. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. (۱۳۸۸). "استاندارد ۱۰۵۳ ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب آشامیدنی".
- [8]. Mosaferi, M., Dastgiri, S., Mesdaghinia, A., Esmailnasab, N. (2008). "Prevalence of skin lesions and exposure to arsenic in drinking water in Iran", *Science of The Total Environment*, 390(1), 69-76.
- [9]. Mosaferi, M., Yunesian, M., Dastgiri, S., Mesdaghinia, A., Esmailnasab, N. (2008). "Prevalence of skin lesions and exposure to arsenic in drinking water in Iran", *Science of the total environment*, 390(1), 69-76.
- [10]. EPA. (2003). "Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for small Systems". <http://www.Epa.gov/safewater>, 816-R-03-014.
- [11]. Bhattacharya, A.K., Naiya, T. K. Mandal, S. N., Das, S. K. (2008). "Adsorption, kinetics and equilibrium studies on removal of Cr(VI) from aqueous solutions using different low-cost adsorbents", *Chemical Engineering Journal*, 137(3), 529-541.
- [12]. Cetin, S., Pehlivan, E. (2007). "The use of fly ash as a low cost, environmentally friendly alternative to activated carbon for the removal of heavy metals from aqueous solutions", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 298(1-2), 83-87.
- [13]. Kazemipour, M., Ansari, M. (2008). "Removal of lead, cadmium, zinc and copper from industrial wastewater by carbon developed from walnut, hazelnut, almond, pistachio shell and apricot stone", *Journal of Hazardous Materials*, 322-327.
- [14]. Altun, T., Pehlivan, E. (2012). "Removal of Cr(VI) from aqueous solutions by modified walnut shells", *Food Chemistry*, 132(2), 693-700.
- [15]. Ding, D., Zhao, Y., Yang, S., Shi, W., Zhang, Z., Lei, Z., Yang, Y. (2013). "Adsorption of cesium from aqueous solution using agricultural residue-Walnut shell: Equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling studies", *Water research*, 47(7), 2563-2571.
- [16]. Vitela-Rodriguez, A.V. and J.R. Rangel-Mendez, (2013). "Arsenic removal by modified activated carbons with iron hydro(oxide) nanoparticles", *Journal of Environmental Management*, 114(0), 225-231.
- [17]. Saqib, A. N. S., Waseem, A., Khan, A. F., Mahmood, Q., Khan, A., Habib, A., Khan, A. R. (2013). "Arsenic bioremediation by low cost materials derived from Blue Pine (*Pinus wallichiana*) and Walnut (*Juglans regia*)", *Ecological Engineering*, 51, 88-94.
- [18]. Wang, J., Xu, W., Chen, L., Huang, X., & Liu, J. (2014). "Preparation and evaluation of magnetic nanoparticles impregnated chitosan beads for arsenic removal from water", *Chemical Engineering Journal*, 251, 25-34.
- [19]. Chammui, Y., Sooksamiti, P., Naksata, W., Thiansem, S., Arqueropanyo, O. A. (2014). "Removal of arsenic from aqueous solution by adsorption on Leonardite", *Chemical Engineering Journal*, 240, 202-210.
- [20]. Budinova, T., Savova, D., Tsyntsarski, B., Ania, C. O., Cabal, B., Parra, J. B., Petrov, N. (2009). "Biomass waste-derived activated carbon for the removal of arsenic and manganese ions from aqueous solutions", *Applied Surface Science*, 255(8), 4650-4657.
- [21]. Roy, P., N.K. Mondal, and K. Das. (2014). "Modeling of the adsorptive removal of arsenic: A statistical approach", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 585-597.
- [22]. Zabihi, M., A. Ahmadpour, and A.H. Asl. (2009). "Removal of mercury from water by carbonaceous sorbents derived from walnut shell", *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 230-236.
- [23]. Lorenzen, L., van Deventer, J.S.J., Landi, W.M. (1995). "Factors affecting the mechanism of the adsorption of arsenic species on activated carbon", *Minerals Engineering*, 8(4-5), 557-569.
- [24]. Mohan, D., Pittman Jr., C.U. (2007). "Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—A critical review", *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 1-53.

- [25]. Maji, S.K., Pal, A., Pal, T. (2008). "Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil", *Journal of Hazardous Materials*,. 151(2-3), 811-820.
- [26]. Batzias, F.A., Sdiras, D.K. (2004). "Dye adsorption by calcium chloride treated beech sawdust in batch and fixed-bed systems", *Journal of Hazardous Materials*, 114(1-3), 167-174.
- [27]. Bansal, R. C., Goyal, M. (2005). "Activated carbon adsorption.", CRC press.
- [28]. Devarly Parhas, Y.K., Indraswati, N., Ismadji, S.(2008). "The Use of Activated Carbon Prepared from Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) Peel Waste for Methylene Blue Removal", *Journal of Enviromental Protection science*, 2, 1-10.
- [29]. Namasivayam, C., Sangeetha, D. (2005). "Removal and recovery of nitrate from water by ZnCl₂ activated carbon from coconut coir pith, an agricultural solid waste", *Indian Journal of Chemical Thecnology*, 12, 512-52
- [30]. Sunarso, J., Ismadji, S. (2009). "Decontamination of hazardous substances from solid matrices and liquids using supercritical fluids extraction: a review", *Journal of hazardous materials*, 161(1), 1-20.
- [31].McHugh, M., & Krukonis, V. (2013). "Supercritical fluid extraction: principles and practice", Elsevier.