



Removal of Zinc from Wastewater Using Green Pea Pods as Bio-Adsorbent

Maryam Fakharzadeh^{1*}

¹Faculty Member, Department of Chemical Industry, Faculty of Najafabad-Somayeh, Isfahan Branch, Technical and Vocational University (TVU), Isfahan, Iran.

ARTICLE INFO

Received: 12.20.2020

Revised: 02.03.2021

Accepted: 03.07.2021

Keyword:

Heavy metal

Wastewater

Zinc

Pea Pods

Adsorption

Isotherm model

***Corresponding Author:**

Maryam Fakharzadeh

Email: mfakharzadeh@tvu.ac.ir

ABSTRACT

In this study, the removal of Zn (II) ions from wastewater using an agro-waste, green pea (*Pisum sativum*) pod as low-cost adsorbent material was investigated. Green pea pod (*Pisum sativum*) is as an organic solid waste material that has high adsorbing capacity in removal of heavy metal ions from wastewater and can be very effective in treating industrial aqueous solutions that are important sources of water and soil pollution. The removal studies were done as a function of pH, contact time, adsorbent amount and initial metal ion concentration in the batch system. With increasing pH of the solutions, the adsorption of zinc by green pea pods also increased and adsorption capacity attained a maximum value at pH=8. By increasing the contact time, the amount of zinc adsorbed increased and reached equilibrium after 60 min. However, by increasing the amount of adsorbent to the solution, the adsorption of zinc decreased. By increasing initial concentration of zinc ions, the percentages of adsorption decreased but the metal uptake increased. Langmuir and Freundlich adsorption isotherm models were applied to determine the efficiency of pea pods used as an adsorbent. The linear regression analysis showed that the experimental data perfectly fit both models.





شاپای الکترونیکی: ۲۵۳۸-۴۴۳۰

شاپای چاپی: ۲۳۸۲-۹۷۹۶

مقاله پژوهشی

حذف روی از پساب صنعتی به وسیله غلاف نخود فرنگی

مریم فخارزاده^{*۱}

۱- عضو هیئت علمی، گروه صنایع شیمیایی، آموزشکده فنی دختران نجف آباد-سمیه، دانشگاه فنی و حرفه‌ای استان اصفهان، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
دریافت مقاله: ۱۳۹۹/۰۹/۳۰	<p>در این مطالعه، حذف روی در محیط‌های آبی با استفاده از غلاف نخود فرنگی به عنوان ماده جاذب ارزان قیمت بررسی شد. غلاف نخود فرنگی، یک ماده زائد جامد آلی است که قابلیت بالایی در حذف یون فلزات سنگین از پساب دارد و می‌تواند در تصفیه پساب‌های صنعتی که از مهم‌ترین منابع آلاینده آب و خاک هستند، بسیار مفید و کارآمد باشد. مطالعات جذب به صورت تابعی از PH، زمان تماس، مقدار جاذب و غلظت اولیه یون فلزی در سیستم ناپیوسته انجام گرفت. نتایج حاصل از آزمایش‌ها مشخص ساخت که با افزایش PH محلول، جذب روی توسط غلاف نخود سبز، افزایش یافت و ظرفیت جذب به مقدار حداکثر در PH= ۸ رسید. علاوه بر این با افزایش زمان تماس، مقدار جذب شده یون روی، افزایش یافت و پس از ۶۰ دقیقه به تعادل رسید. در حالی که با افزایش مقدار جاذب به محلول، در مقدار جذب روی کاهش مشاهده گردید. همچنین با افزایش غلظت اولیه یون روی، درصد جذب کاهش در صورتی که برای ظرفیت جذب فلز افزایش مشاهده شد. مدل‌های ایزوترم جذب لانگمویر و فرنلدیچ برای تعیین کارایی غلاف نخود فرنگی به عنوان جاذب مورد استفاده قرار گرفتند. تجزیه و تحلیل رگرسیون خطی نشان داد که داده‌های آزمایشگاهی با مدل‌های ایزوترم لانگمویر و فرنلدیچ تطابق خوبی دارند.</p>
بازنگری مقاله: ۱۳۹۹/۱۱/۱۵	
پذیرش مقاله: ۱۳۹۹/۱۲/۱۷	
<p>کلید واژگان: فلز سنگین پساب روی غلاف نخود فرنگی جذب مدل ایزوترمی</p>	
<p>*نویسنده مسئول: مریم فخارزاده پست الکترونیکی: mfakharzadeh@tvu.ac.ir</p>	



مقدمه

آب شیرین، یک نیاز اساسی برای انسان است و در دسترس بودن آب آشامیدنی تمیز برای حفظ زندگی سالم، ضروری می‌باشد. با این حال، در حالی که تقاضای جهانی آب سالانه افزایش می‌یابد، اشکال مختلف آلودگی منابع آب را به خطر می‌اندازند [۱].

در کشورهای در حال توسعه، تأثیر افزایش آلودگی آب، مشکل‌ساز است؛ زیرا منابع کافی برای تصفیه مؤثر آب آلوده یا دسترسی به سیستم‌های آب آشامیدنی تمیز ندارند [۲].

ناتوانی مردم در کشورهای در حال توسعه برای دسترسی مداوم به منبع آب آشامیدنی مناسب، احتمال بیماری‌های مرتبط با آب را افزایش می‌دهد و طبق آمار سازمان جهانی بهداشت، سالانه حدود ۳۰۰ میلیون نفر در جهان از بیماری‌های مرتبط با آب می‌میرند که ۹۰ درصد این تعداد، کودکان زیر ۵ سال هستند [۳].

در جهان در حال توسعه، آلودگی آب به دلیل عوامل میکروبی مانند باکتری‌ها و ویروس‌ها، بزرگ‌ترین تهدید برای سلامت انسان است. با این حال، ازدیاد فلزات سنگین در منابع آب آشامیدنی نیز یک مشکل عمده می‌باشد. در سال‌های اخیر، فعالیت‌های صنعتی در سراسر جهان در حال توسعه، افزایش یافته که متعاقباً منجر به افزایش آلودگی با فلزات سنگین شده است و براساس آمار سازمان ملل، حدود ۸۰ درصد از کل پساب‌های صنعتی و شهری در جهان بدون تصفیه وارد محیط‌زیست می‌گردند [۲].

فلزات سنگین معمولاً از طریق فعالیت‌های مختلف صنعتی و دفع نامناسب ضایعات، وارد محیط زیست می‌شوند؛ بنابراین یکی از عمده‌ترین آلاینده‌های محیط‌زیست فلزات سنگینی مانند سرب، روی، کادمیوم، مس و کروم در پساب‌های صنعتی است. این فلزات، زیست تخریب‌پذیر هستند و در صورت مصرف آب و غذای آلوده با فلزات سنگین توسط ارگانیسم‌های زنده، جذب می‌شوند [۲].

با توجه به تأثیر فلزات سنگین بر سلامتی انسان، پژوهشگران بسیاری به بررسی تأثیر فلزات سنگین در منابع آب آشامیدنی و خطرات ناشی از آلودگی در کشورهای در حال توسعه پرداخته‌اند [۴؛ ۵].

علاوه بر این، به دلیل تأثیرات شناخته‌شده فلزات سنگین بر سلامت انسان، تحقیقات زیادی روی روش‌های حذف فلزات سنگین از منابع آب شرب، فاضلاب شهری و دیگر منابع آبی صورت گرفته و در حال حاضر، روش‌های تصفیه و فناوری‌های دستیابی به حذف فلزات سنگین با راندمان بالا در بسیاری از کشورهای توسعه‌یافته مانند فرایند تصفیه غشایی، تصفیه میکروبی، جذب توسط کربن فعال و جاذب‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفته است [۹-۶]. اما این تکنولوژی‌ها در جهان در حال توسعه، امکان‌پذیر یا مقرون‌به‌صرفه نیستند. برای تصفیه آب در کشورهای در حال توسعه باید فناوری‌های پیشرفته‌ای، آسان باشند و هزینه‌های عملیات و نگهداری پایینی داشته باشند.

در سال‌های اخیر، جذب سطحی به‌عنوان یک فناوری مقرون‌به‌صرفه برای تصفیه پساب در نظر گرفته شده که از مواد ارزان‌قیمت و قابل‌دسترس مانند پسماندهای کشاورزی برای حذف فلزات از پساب‌های صنعتی استفاده می‌گردد. محققان، به‌کارگیری ضایعات کشاورزی برای حذف فلزات سنگین را به‌طور گسترده در کشورهای توسعه‌یافته و در حال توسعه بررسی کرده‌اند [۲].

غلاف نخودفرنگی، یک پسماند کشاورزی و قابل تجزیه شدن است و به دلیل هزینه پایین آن، برای حذف یون‌های روی از محیط آبی به‌عنوان یک جاذب مناسب انتخاب گردید. این ماده زیستی در سراسر جهان به‌عنوان ماده زائد ناخواسته، دور ریخته می‌شود.

روی یکی از مهم‌ترین فلزات سنگین است که اغلب در فرآوری فلزات، صنایع آب‌کاری، تولید آلیاژ برنج و آلیاژهای دیگر وجود دارد. این فلز سنگین زیست تخریب‌پذیر نمی‌باشد و از طریق غذا به بافت‌ها می‌رسد و در بافت‌های زنده انباشته می‌گردد [۲]. سمیت با فلز روی در شکل‌های حاد یا مزمن دیده شده است و دریافت بالای این عنصر می‌تواند

منجر به مسمومیت حاد با غلایم اصلی شامل مزه فلزی، استفراغ، تهوع، سرگیجه، خستگی، ناهماهنگی در عضلات و تب گردد [۱۰].

در این پژوهش، کارایی غلاف نخود فرنگی به عنوان جاذب در حذف یون روی از پساب ساختگی و یک نمونه از پساب صنعت آبکاری مورد مطالعه قرار گرفت و پارامترهای تجربی مؤثر بر ظرفیت جذب مانند PH، زمان تماس، مقدار جاذب و غلظت فلز ارزیابی شد. داده‌های جذب با مدل‌های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ، تطابق داشتند.

بخش تجربی

در این مطالعه، مقدار جذب یون Zn(II) از پساب ساختگی و یک نمونه از پساب واقعی، توسط غلاف نخود فرنگی به عنوان جاذب بررسی شده است. غلاف نخود فرنگی، از شرکت صنایع غذایی اصالت اصفهان که تولیدکننده کنسرو نخود فرنگی است تهیه گردید. ابتدا غلاف نخود فرنگی، چندین مرتبه با آب مقطر شسته شد، سپس درون آن به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد خشک گردید و پس از آسیاب کردن، از الک ۱۰۰۰ میکرونی عبور داده شد.

محلول استوک روی ($100 \cdot \frac{mg}{lit}$) با استفاده از حل کردن $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ از شرکت مرک، در آب مقطر تهیه شد که به عنوان پساب ساختگی مورد استفاده قرار گرفت.

تمامی آزمایش‌های بررسی جذب در ارلن‌مایر حاوی ۵۰ میلی‌لیتر از محلول Zn^{2+} انجام و محلول با مقدار مورد نظر از جاذب با PH معین در یک همزن مغناطیسی با سرعت ۱۶۰ دور در دقیقه به مدت ۶۰ دقیقه هم‌زده شد و برای صاف کردن مخلوط پساب ساختگی (محلول Zn^{2+}) و جاذب (غلاف نخود فرنگی) از کاغذ واتمن شماره ۴۰ استفاده گردید و سپس توسط دستگاه جذب اتمی Perkin-Elmer مدل ۲۳۸۰، غلظت نهایی یون روی موجود اندازه‌گیری شد. تمامی آزمایش‌ها سه بار تکرار شدند.

یکی از فاکتورهای مهم و تعیین‌کننده در افزایش کارایی فرایند جذب سطحی کنترل pH محیط و تعیین pH_{ZPC} (نقطه‌ای از pH که طی آن بارهای سطحی جاذب برابر صفر می‌شوند) می‌باشد. اهمیت مشخص کردن pH_{ZPC} به دلیل تعیین خصوصیات سطح جاذب است؛ بدین طریق که در pH بالاتر از نقطه مذکور، سطح جاذب دارای بار منفی است و در نتیجه، یون‌های با بار مخالف (یون‌های مثبت) به آسانی، جذب سطح جاذب می‌گردند. همچنین در pH پایین‌تر از pH_{ZPC} سطح جاذب با بار مثبت، یون‌های با بار منفی را سریع‌تر جذب می‌کند [۱۱]. برای تعیین pH_{ZPC} از محلول سدیم کلرید ۰/۰۱ مولار به عنوان الکترولیت و از محلول‌های کلریدریک اسید و سود ۰/۱ مولار برای تنظیم pH استفاده گردید [۱۲]. مقدار ۵۰ میلی‌لیتر از محلول تهیه شده را در ۹ ارلن ۱۰۰ میلی‌لیتری ریخته، پس از تنظیم pH از ۲ تا ۱۰ به هر ارلن ۰/۱ گرم جاذب اضافه و به مدت ۴۸ ساعت در دمای اتاق هم زده و پس از آن، pH نهایی محلول‌ها تعیین شد.

در مرحله بررسی تأثیر PH بر جذب، پساب‌های ساختگی با PHهای ۲، ۴، ۶، ۸، و ۱۰ با غلظت $5 \cdot \frac{mg}{lit}$ و مقدار جاذب ۰/۱ گرم ساخته شد و برای تنظیم PH از محلول سود و کلریدریک اسید با غلظت ۰/۱ مولار استفاده گردید و برای اندازه‌گیری PH، دستگاه PH متر Jenway مدل ۳۵۱۰، مورد استفاده قرار گرفت.

تعیین تأثیر مدت تماس جاذب بر مقدار جذب یون روی در پساب ساختگی، با زمان‌های تماس ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۰۰ و ۱۲۰ دقیقه در PH=۸، با غلظت $5 \cdot \frac{mg}{lit}$ و مقدار جاذب ۰/۱ گرم انجام شد.

همچنین به منظور بررسی تأثیر مقدار جاذب بر میزان جذب یون روی، از مقادیر ۰/۱، ۰/۳، ۰/۵، ۰/۷، ۱/۰ گرم غلاف نخود فرنگی در مدت‌زمان و غلظت ثابت از یون روی در PH=۸، آزمایش انجام و در نهایت، تأثیر غلظت اولیه فلز بر میزان جذب با محلول‌هایی به غلظت ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به عنوان پساب ساختگی با حجم

ثابت، مقدار جاذب مشخص و مدت تماس ۶۰ دقیقه در $\text{PH} = ۸$ مورد بررسی قرار گرفت. ظرفیت جذب جاذب، با استفاده از معادله زیر به دست آمد:

$$q = (C_i - C_e) \times \frac{V}{M} \quad (۱)$$

درصد جذب یون روی نیز از معادله (۲) محاسبه شد:

$$\text{درصد جذب} = \frac{C_i - C_e}{C_i} \times 100 \quad (۲)$$

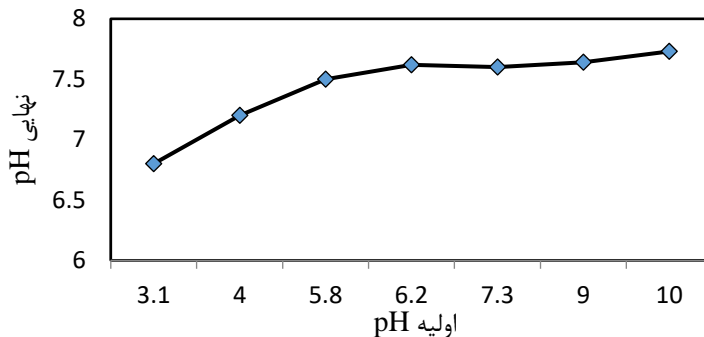
که در آن q ، مقدار فلز جذب شده در واحد جرم جاذب، C_i و C_e به ترتیب غلظت اولیه یون فلزی و غلظت نهایی آن در محلول برحسب $\left(\frac{\text{mg}}{\text{lit}}\right)$ و V حجم محلول برحسب (lit) و m مقدار جاذب برحسب (g) است.

نتایج و بحث

تعیین PHZPC

PHZPC با ترسیم pH نهایی محلول در برابر pH اولیه تعیین شد [۱۳؛ ۱۴].

نتایج حاصل، مطابق نمودار شکل ۱ به دست آمد:

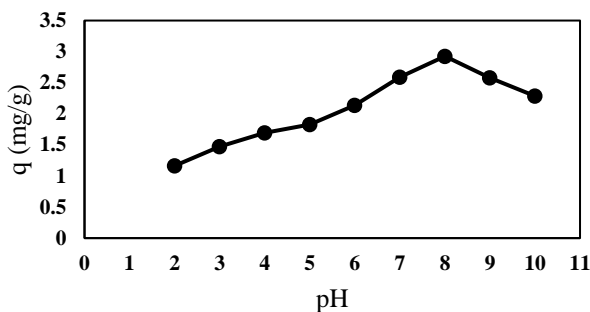


شکل ۱. نمودار تعیین PHZPC غلاف نخودفرنگی

همان طور که در شکل ۱ مشاهده می شود در $\text{pH}_{\text{ZPC}} = ۷/۶ \pm ۰/۱$ ، بارهای الکتریکی مثبت و منفی موجود در سطح جاذب با یکدیگر در تعادل هستند و pH اولیه برابر با pH نهایی است.

تأثیر PH محلول بر میزان جذب

pH یکی از فاکتورهای مهمی است که از طریق تأثیر بر میزان و نوع بار سطحی جاذب و شیمی محلول فلزی بر میزان جذب تأثیر می گذارد [۱۵]. آزمایش های تأثیر PH بر جذب یون روی توسط جاذب، بررسی شد. نتایج در شکل ۲ نشان داده شده است.

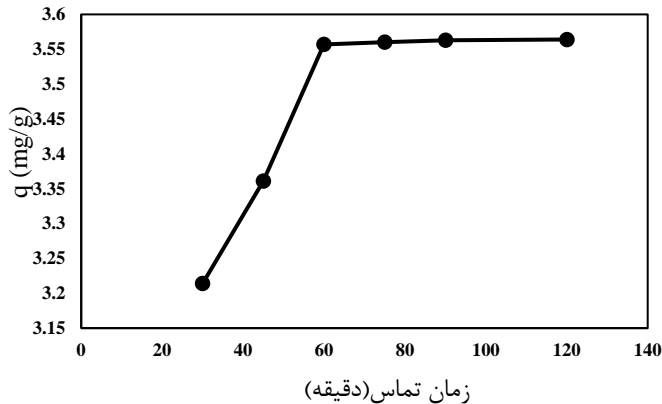


شکل ۲. تأثیر تغییر PH بر میزان جذب یون روی توسط غلاف نخود فرنگی

همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده شده، در زمان تماس ۶۰ دقیقه، غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر از یون روی به حجم ۵۰ میلی‌لیتر از پساب و مقدار جاذب ۰/۱ گرم، جذب روی توسط جاذب با افزایش PH از ۲ به ۸ افزایش یافته است و مقدار فلز جذب‌شده به حداکثر ($2.925 \frac{mg}{g}$) در $pH=8$ رسید. ظرفیت جذب روی در مقادیر PH بالاتر از ۸ کاهش نشان داد. مشاهدات مشابهی نیز برای انواع دیگر جاذب [۱۰؛ ۱۶] گزارش شده است. در PH اسیدی، نرخ جذب فلز روی کاهش می‌یابد؛ زیرا در PH پایین، تراکم بار مثبت، زیاد است و پروتون‌ها با یون‌های روی رقابت می‌کنند و از اتصال یون‌های روی به جایگاه‌های فعال جلوگیری می‌کنند و به این ترتیب، منجر به یک رانش الکتروستاتیکی می‌گردند که در نهایت باعث جذب سطحی کمتر می‌شود [۱۱؛ ۱۷]. بنابراین پروتون‌ها ترجیحاً بیش از یون روی، جذب جایگاه‌های فعال خواهند شد. با افزایش PH رانش الکتروستاتیکی کاهش می‌یابد که منجر به کاهش تراکم بارهای مثبت بر روی مکان‌های فعال جاذب می‌شود و در نهایت، باعث افزایش نرخ جذب روی می‌شود [۱۸]. همچنین در یک محلول با خاصیت قلبایی قوی، سایت‌های اتصال ممکن است غیرفعال شوند و کمپلکس‌های هیدروکسیل روی مانند $ZnOH^+$ و $Zn(OH)_2$ تشکیل گردد. این گونه‌های هیدروکسیل می‌تواند در جذب، مشارکت داشته باشند و شروع به رسوب‌گذاری بر روی سطح جاذب کنند [۱۰] به همین علت است که در PH بیش از ۸ ظرفیت جذب روی کاهش می‌یابد. با توجه به نتایج بیان شده، $pH=8$ برای آزمایش‌های دیگر انتخاب شد. بر اساس PHZPC جاذب، می‌توان تأثیر PH بر روند جذب را توضیح داد. در pH برابر PHZPC، سطح جاذب بدون بار است و جاذبه الکترواستاتیک بین سطح جاذب و کاتیون‌های فلزی در محلول، ناچیز است و انتظار می‌رود در این pH حداکثر جذب، به دست آید. هنگامی که pH محلول پایین‌تر از PHZPC است، بار سطحی جاذب مثبت است و به دلیل دافعه الکترواستاتیک، جذب اتفاق نمی‌افتد [۱۹] و در pH بیشتر از PHZPC، بار سطحی جاذب، منفی است؛ بنابراین، به دلیل جاذبه الکترواستاتیک بین بارهای ناهمنام، جذب، رخ نمی‌دهد [۲۰؛ ۲۱].

تأثیر زمان تماس بر میزان جذب

یکی دیگر از عواملی که می‌تواند بر جذب یون روی توسط ذرات غلاف نخود فرنگی تأثیرگذار باشد، زمان تماس است. زمان موردنیاز برای رسیدن سیستم به حالت تعادل، به ماهیت جاذب و تعداد سایت‌های جذب موجود بستگی دارد [۲۰]. تغییر در میزان جذب فلز در هر واحد جرم جاذب با زمان در مقدار PH بهینه در شکل ۳ نشان داده شده است.

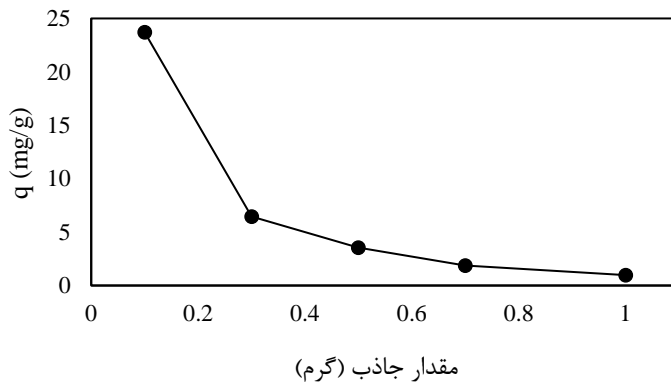


شکل ۳. تأثیر زمان تماس بر میزان جذب یون روی توسط غلاف نخود فرنگی

همان‌طور که مشاهده می‌شود در غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر از یون روی، حجم ۵۰ میلی‌لیتر با مقدار جاذب ۰/۱ گرم در $\text{PH}=8$ ، با گذشت زمان مقدار جذب افزایش می‌یابد و بعد از ۶۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. افزایش بیشتر زمان تماس، سبب تغییر معنی‌داری در جذب روی نمی‌گردد. نرخ جذب یون روی در زمان‌های تماس اولیه، سریع است؛ زیرا در آغاز، فرایند جذب یون‌های روی به‌راحتی جایگاه‌های فعال موجود بر روی جاذب را اشغال می‌کنند و پس از مدتی، به‌تدریج، از تعداد سایت‌های موجود، کاسته می‌شود و محل‌های اتصال، به‌سختی توسط یون روی اشغال می‌شوند که به دلیل تشکیل نیروهای دافعه بین یون‌های روی جذب‌شده بر سطح جاذب و یون‌های روی موجود در فاز مایع است [۲۲].

تأثیر مقدار جاذب بر میزان جذب

تأثیر مقدار جاذب بر ظرفیت جذب یون فلزی در غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر در $\text{PH}=8$ ، حاوی مقادیر جاذب مختلف ۰/۱، ۰/۳، ۰/۵، ۰/۷، و ۱ گرم (مطالعه شد).

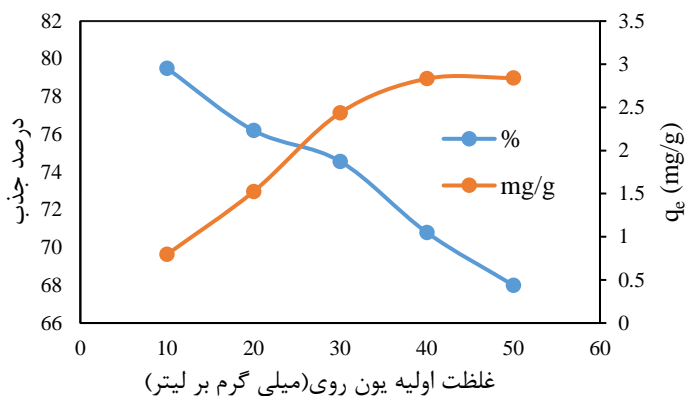


شکل ۴. تأثیر مقدار جاذب بر مقدار جذب یون روی توسط غلاف نخود فرنگی

همان‌طور که در شکل ۴ نشان داده شده با افزایش مقدار جاذب، ظرفیت جذب کاهش می‌یابد که عمدتاً به دلیل هم‌پوشانی مکان‌های جذب در نتیجه افزایش فعل و انفعالات بین ذرات مواد یا تجمع ذرات جاذب است. رقابت بین یون‌های روی برای جذب در سطح جاذب نیز ممکن است منجر به کاهش سطح مؤثر موردنیاز برای جذب گردد [۱۷]؛ [۱۹] که این پدیده منجر به کاهش سطح مؤثر موردنیاز برای جذب می‌شود. نتایج مشابهی برای حذف روی با استفاده از کاج اسکاتلندی [۱۷] و کیتین [۲۳] مشاهده شد.

تأثیر غلظت اولیه فلز بر میزان جذب

غلظت اولیه یون فلزی موجود در پساب، یکی دیگر از عوامل مؤثر بر مقدار جذب توسط جاذب است که در غلظت‌های مختلف از ۱۰ تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر با مقدار جاذب ۰/۱ گرم در لیتر، $PH=8$ و مدت تماس ۶۰ دقیقه بررسی شد. داده‌ها نشان می‌دهند که جذب فلز افزایش می‌یابد؛ در حالی که درصد جذب با افزایش غلظت اولیه یون روی کاهش می‌یابد (شکل ۵).



شکل ۵. تأثیر تغییر غلظت اولیه یون روی بر میزان جذب توسط غلاف نخود فرنگی

افزایش ظرفیت جذب (q_e) با زیاد شدن غلظت یون روی، به علت احتمال زیاد برخورد بین یون‌های روی و مکان‌های فعال جاذب نسبت داده می‌شود [۱۱؛ ۱۹؛ ۲۴؛ ۲۵] و کاهش درصد جذب در غلظت بالاتر به دلیل کاهش مکان‌های فعال موجود بر سطح جاذب و اشباع شدن آنها می‌باشد [۱۱؛ ۱۵؛ ۱۷؛ ۲۵].

در غلظت‌های پایین، تمام یون‌های روی موجود در محلول می‌توانند با جایگاه‌های فعال برهم‌کنش دارند و بنابراین درصد جذب، بیشتر خواهد بود در صورتی که در غلظت‌های بالاتر، جایگاه‌های فعال، به سرعت اشباع می‌شود و چون مقدار غلظت جاذب، ثابت باقی می‌ماند؛ در نتیجه با رقیق کردن پساب حاوی غلظت‌های بالای یون فلزی می‌توان عملکرد تصفیه را افزایش داد [۱۱؛ ۱۳؛ ۲۵].

ایزوترم جذب

برای توصیف فرایند جذب یون روی بر روی غلاف نخود سبز، دو مدل تجربی از لانگمویر و فروندلیچ برای داده‌های آزمایشگاهی استفاده شد. این مدل‌ها رابطه بین میزان فلز جذب‌شده در واحد جرم جاذب (q_e) و غلظت باقی‌مانده آن در محلول (C_e) را نشان می‌دهد. ایزوترم‌های جذب با استفاده از غلظت‌های مختلف یون فلزی اولیه (۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) مقدار جاذب ۰/۱ گرم در $PH=8$ و زمان تماس ۶۰ دقیقه ترسیم شده است.

ایزوترم جذب لانگمیر

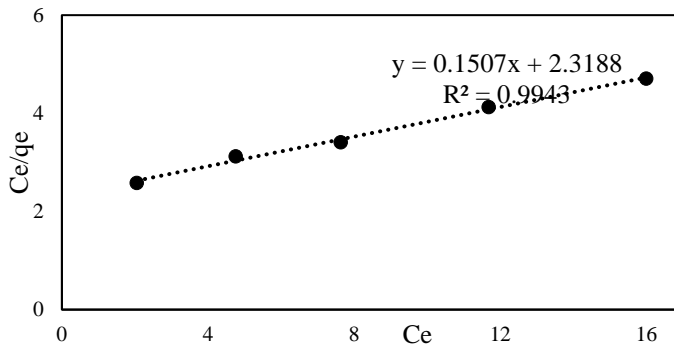
شناخته شده ترین مدل دو پارامتری خطی برای جذب تک لایه حاوی تعداد محدودی مکان های فعال یکسان، ایزوترم جذب لانگمیر است [۲۶] که به صورت معادله ۳ نشان داده می شود:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (۳)$$

و می توان به صورت خطی به صورت زیر نشان داد:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (۴)$$

به طوری که q_m میزان جذب یون های روی از محلول بر روی جرم واحد جاذب است تا یک لایه کامل بر روی سطح بر حسب میلی گرم در گرم ایجاد کند. K_L ثابت تعادل لانگمیر است که مربوط به انرژی آزاد جذب می باشد [۲۰]. ثابت های q_m و K_L از شاخص های معادله لانگمیر است و می توان آنها را از فرم خطی معادله لانگمیر تعیین کرد (جدول ۱).



شکل ۶. ایزوترم جذب لانگمیر یون های روی بر روی غلاف نخود سبز

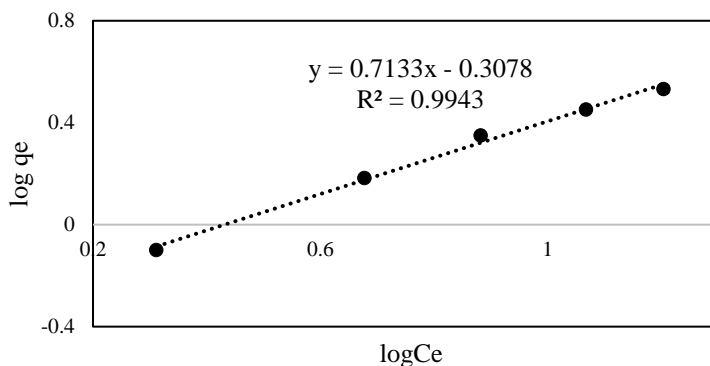
شکل ۶ نشان دهنده نمودار $\frac{C_e}{q_e}$ در برابر C_e است که برای جذب یون Zn(II) بر روی غلاف های نخود سبز به عنوان جاذب ارائه شده است.

ایزوترم جذب فروندلیچ

در ایزوترم فروندلیچ، فرض بر این است که فرایند جذب، در یک سطح ناهمگن رخ می دهد و ظرفیت جذب به غلظت جاذب، مربوط می شود [۱۰]. مدل فروندلیچ خطی شده به صورت زیر نشان داده می شود:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (۵)$$

که در آن، K_f و n ثابت های فروندلیچ هستند که به ترتیب ظرفیت جذب و شدت واکنش را نشان می دهند [۱۱]. نمودار $\log q_e$ در برابر $\log C_e$ در شکل ۷ برای جذب یون Zn(II) بر روی غلاف نخود سبز به عنوان جاذب ارائه شده است. جدول ۱ ثابت های این مدل را نشان می دهد.



شکل ۷. ایزوترم جذب سطحی یون روی بر روی غلاف نخود سبز

داده‌های تعادل با استفاده از فرم‌های خطی معادلات فروندلیچ و لانگمویر تجزیه و تحلیل شدند. داده‌های آزمایشی به ترتیب با ترسیم $\log(q_e)$ در مقابل $\log(C_e)$ و $\frac{C_e}{q}$ در مقابل C_e تنظیم شد. همان‌طور که در جدول ۱ مشاهده می‌شود ایزوترم‌های فروندلیچ و لانگمویر، مقادیر ضریب همبستگی (R_2) یکسانی را نشان می‌دهند و نتایج نشان می‌دهد که هر دو مدل، به خوبی با داده‌های تجربی، متناسب هستند.

جدول ۱. داده‌های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ

معادله ایزوترم لانگمویر ($y=0.1507x+2.3188$)				
شیب خط	عرض از مبدا	q_m	K_L	R_2
0.1507	2.3188	6.6357	0.065	0.994
معادله ایزوترم فروندلیچ ($y = 0.7133x - 0.3078$)				
شیب خط	عرض از مبدا	K_f	n	R_2
0.7133	-0.3078	0.492	1.40	0.994

کاربرد این روش برای تصفیه پساب صنایع آب‌کاری

با توجه به نتایج بیان شده، روش جذب سطحی برای حذف $Zn(II)$ از پساب صنایع آب‌کاری استفاده شد. نمونه‌ای از پساب شرکت شفق نجف‌آباد اصفهان تحت شرایط بهینه برای حذف $Zn(II)$ در $PH=8$ ، زمان تماس ۶۰ دقیقه و مقدار جاذب ۰/۱ گرم مورد آزمایش قرار گرفت. درصد جذب (٪) براساس نتایج حاصل از طیف‌سنجی جذب اتمی، با استفاده از معادله ۲ به صورت زیر محاسبه گردید:

$$\frac{(42.3 - 6.86)}{42.3} \times 100 = 84\%$$

درصد حذف به دست آمده نشان می‌دهد که روش پیشنهادی می‌تواند برای تصفیه پساب آب‌کاری به کار گرفته شود.

نتیجه گیری

امروزه، توسعه روش کارآمد برای تصفیه فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی، به دلیل افزایش فعالیت‌های صنعتی، بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. در این مطالعه، یک جاذب زیستی جدید تهیه شده توسط غلاف نخودفرنگی برای حذف یون روی از پساب، مورداستفاده قرار گرفت که در دسترس بود و می‌توان آن را به‌سادگی تهیه کرد. تأثیر عوامل مختلف بر روند جذب با استفاده از آزمایش‌های انجام شده، بررسی گردید. ظرفیت جذب زیستی استفاده شده با سایر گزارش‌های قبلی، قابل مقایسه است. از همه مهم‌تر، جاذب پیشنهادی، خصوصیات جذب رضایت‌بخشی را برای جذب یون روی از پساب آب‌کاری نشان داد. در این مطالعه، از داده‌های تجربی جذب یون روی بر سطح پودر غلاف نخود فرنگی، نتایج زیر حاصل شده است. ظرفیت جذب یون‌های روی به pH، زمان تماس، غلظت یون فلزی و مقدار جاذب، بستگی دارد. با افزایش PH از ۲ به ۸، جذب یون روی بر روی غلاف نخود افزایش و سپس با افزایش pH بیش از ۸ ظرفیت جذب روی کاهش می‌یابد. حداکثر جذب در $\text{pH} = 8$ رخ داد. همچنین مشخص شد که زمان تماس ۶۰ دقیقه برای رسیدن به میزان تعادل جذب کافی است. میزان حذف روی با افزایش مقدار جاذب، کاهش می‌یابد که می‌تواند ناشی از هم‌پوشانی مکان‌های جذب باشد و با افزایش غلظت یون روی اولیه، درصد جذب فلز، کاهش می‌یابد. حداکثر ظرفیت جذب غلاف نخود سبز برای حذف یون روی از نمونه واقعی فاضلاب ۸۴ درصد با ۰/۱ گرم پودر غلاف نخود فرنگی به‌عنوان جاذب در $\text{pH} = 8$ و زمان تماس ۶۰ دقیقه بود. همچنین نتایج آزمایشگاهی برای این یون فلزی، به‌خوبی با معادلات لانگمویر و فروندلیچ مطابقت داشت و این دو مدل ایزوترم، جذب یون روی را به‌خوبی توصیف کردند. بنابراین می‌توان پیشنهاد کرد که غلاف نخود فرنگی به‌عنوان یک پسماند کشاورزی، گزینه مناسبی برای حذف روی از پساب می‌باشد.

References

- [1] Water, U. (2018). *2018 UN World Water Development Report, Nature-based Solutions for Water*. UNESCO. <http://repo.floodalliance.net/jspui/handle/44111/2726>
- [2] Joseph, L., Jun, B.-M., Flora, J. R. V., Park, C. M., & Yoon, Y. (2019). Removal of heavy metals from water sources in the developing world using low-cost materials: A review. *Chemosphere*, 229(1-2), 142-159. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.198>
- [3] Pandit, A. B., & Kumar, J. K. (2015). Clean Water for Developing Countries. *Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering*, 6(1), 217-246. <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-061114-123432>
- [4] Amadi, C. N., Igweze, Z. N., & Orisakwe, O. E. (2017). Heavy metals in miscarriages and stillbirths in developing nations. *Middle East Fertility Society Journal*, 22(2), 91-100. <https://doi.org/10.1016/j.mefs.2017.03.003>
- [5] Chowdhury, S., Mazumder, M. A. J., Al-Attas, O., & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of The Total Environment*, 569-570, 476-488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.166>
- [6] Agarwal, M., & Singh, K. (2017). Heavy metal removal from wastewater using various adsorbents: a review. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 7(4), 387-419. <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.104>
- [7] Bazrafshan, E., Mohammadi, L., Ansari-Moghaddam, A., & Mahvi, A. H. (2015). Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process—a systematic review. *Journal of environmental health science and engineering*, 13(1), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0233-8>

- [8] Kim, S., Chu, K. H., Al-Hamadani, Y. A. J., Park, C. M., Jang, M., Kim, D.-H., Yu, M., Heo, J., & Yoon, Y. (2018). Removal of contaminants of emerging concern by membranes in water and wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*, 335, 896-914. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.044>
- [9] Zare, E. N., Motahari, A., & Sillanpää, M. (2018). Nanoadsorbents based on conducting polymer nanocomposites with main focus on polyaniline and its derivatives for removal of heavy metal ions/dyes: A review. *Environmental Research*, 162, 173-195. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.025>
- [10] Veli, S., & Alyüz, B. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*, 149(1), 226-233. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.109>
- [11] King, P., Rakesh, N., Lahari, S. B., Kumar, Y. P., & Prasad, V. S. R. K. (2008). Biosorption of zinc onto *Syzygium cumini* L.: Equilibrium and kinetic studies. *Chemical Engineering Journal*, 144(2), 181-187. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.01.019>
- [12] Rivera-Utrilla, J., Bautista-Toledo, I., Ferro-García, M. A., & Moreno-Castilla, C. (2001). Activated carbon surface modifications by adsorption of bacteria and their effect on aqueous lead adsorption. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 76(12), 1209-1215. <https://doi.org/10.1002/jctb.506>
- [13] Khormaei, M., Nasernejad, B., Edrisi, M., & Eslamzadeh, T. (2007). Copper biosorption from aqueous solutions by sour orange residue. *Journal of Hazardous Materials*, 149(2), 269-274. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.074>
- [14] Mohan, D., & Singh, K. P. (2002). Single- and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse—an agricultural waste. *Water Research*, 36(9), 2304-2318. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00447-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00447-X)
- [15] Taşar, Ş., Kaya, F., & Özer, A. (2014). Biosorption of lead(II) ions from aqueous solution by peanut shells: Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), 1018-1026. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.03.015>
- [16] Chen, X. C., Wang, Y. P., Lin, Q., Shi, J. Y., Wu, W. X., & Chen, Y. X. (2005). Biosorption of copper(II) and zinc(II) from aqueous solution by *Pseudomonas putida* CZ1. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 46(2), 101-107. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2005.10.003>
- [17] Uzun, H., Aksakal, O., & Yildiz, E. (2009). Copper(II) and zinc(II) biosorption on *Pinus sylvestris* L. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2), 1040-1045. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.050>
- [18] Bhattacharya, A. K., Mandal, S. N., & Das, S. K. (2006). Adsorption of Zn(II) from aqueous solution by using different adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, 123(1), 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.06.012>
- [19] Sanchooli Moghaddam, M., Rahdar, S., & Taghavi, M. (2016). Cadmium removal from aqueous solutions using saxaul tree ash. *Iranian journal of chemistry and chemical engineering (IJCCE)*, 35(3), 45-52. <https://doi.org/10.30492/ijcce.2016.22058>
- [20] Adhiambo, O. R., Lusweti, K. J., & Morang'a, G. Z. (2015). Biosorption of Pb²⁺ and Cr²⁺ using *Moringa Oleifera* and their adsorption isotherms. *Science Journal of Analytical Chemistry*, 3(6), 100-108. <http://hdl.handle.net/190/262>

- [21] Zhang, L., Zeng, Y., & Cheng, Z. (2016). Removal of heavy metal ions using chitosan and modified chitosan: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 214, 175-191. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.12.013>
- [22] Hossain, M., Ngo, H. H., Guo, W., & Nguyen, T. (2012). Removal of copper from water by adsorption onto banana peel as bioadsorbent. *International Journal of Geomate*, 2(2), 227-234. <https://doi.org/10.21660/2012.4.3c>
- [23] Jaafarzadeh, N., Mengelizadeh, N., Takdastan, A., Farsani, M. H., Niknam, N., Aalipour, M., Hadei, M., & Bahrami, P. (2015). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions onto chitin. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 4(1), 7. <https://doi.org/10.4103/2277-9183.153992>
- [24] HAQ, N. B., Rubina, K., & MUHAMMAD, A. H. (2011). Biosorption of Pb (II) and Co (II) on red rose waste biomass. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)* 30(4), 81-88. <https://doi.org/10.30492/ijcce.2011.6093>
- [25] Yang, C., Wang, J., Lei, M., Xie, G., Zeng, G., & Luo, S. (2010). Biosorption of zinc(II) from aqueous solution by dried activated sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5), 675-680. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60162-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60162-5)
- [26] Katal, R., Zare, H., Rahmati, H. T., & Darzi, G. N. (2012). Biosorption of zinc from aqueous solutions using dried activated sludge. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(4), 857-865. <https://doi.org/10.30638/eemj.2012.109>