

بررسی فرایند حذف فلزات نیکل و روی از محیط آبی با استفاده از پوست پرتقال

نرجس اکاتی^{*۱}

Narjes_okati@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۹۰/۱۲/۲۷

تاریخ دریافت: ۹۰/۰۸/۱۰

چکیده

زمینه و هدف: حذف فلزات سنگین از فاضلاب موضوعی قابل توجه در زمینه آلودگی آب است که یک معضل جدی در کاهش کیفیت آب می باشد. فلزات متعددی مانند کروم، جیوه، سرب، مس، کادمیوم، منگنز و غیره شناخته شده به میزان قابل توجهی سمی می باشد. هدف از این مطالعه بررسی فرایند فلزات سرب و مس با استفاده از پوست پرتقال به عنوان یک جاذب ارزان قیمت می باشد.

روش بررسی: پوست های پرتقال ابتدا با محلول های HNO_3 ، NaOH و آب مقطر دو بار تقطیر به طور جداگانه اصلاح شدند و توانایی جذب هر یک از آنها با یکدیگر مقایسه گردید. آزمایشات جذب در غلظت های مختلف جاذب، یونهای فلزی نیکل و روی و pH های مختلف انجام گرفت. ایزوترم های جذب یون های فلزی بر روی جاذب ها بر اساس آزمون مدل های ایزوترم جذب فروندلیچ و لانگمویر تعیین گردید.

یافته ها: بیشترین ظرفیت جذب سطحی یون های فلزی نیکل ($\text{Ni}= ۳۴\text{mg/g}$) با جاذب اصلاح شده با محلول بازی و برای یون های روی ($\text{Zn}=۴۷\text{ mg/g}$) با جاذب اصلاح شده با محلول اسیدی بدست آمد. آزمایشات نشان داد که pH بهینه ۶ بود و با کاهش pH میزان جذب سطحی کاهش می یابد. هرچه مقادیر غلظت اولیه یون فلزی در محلول افزایش داشته است، راندمان جذب کاهش می یابد.

نتیجه گیری: نتایج نشان داد که بهترین مدل ایزوترم جذب، مدل لانگمویر بود. مقایسه پارامترهای مدل های ایزوترم جذب نشان داد که ظرفیت جذب پوست پرتقال اصلاح شده برای فلز روی بیشتر از نیکل می باشد.

واژه های کلیدی: فلزات سنگین، پوست پرتقال، محیط آبی، جذب سطحی.

*۱- (مسئول مکاتبات): عضو هیئت علمی مربی گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل، ایران.

Studying the Removal Process of Heavy Metals (Ni and Zn) from Aqueous Solution Using Orange Peel

Narjes Okati ^{1*}

narjes_okati@yahoo.com

Abstract

Background and Objective: The removal of toxic metals from wastewater is of great interest in the field of water pollution, which is a serious cause of water degradation. Numerous metals such as chromium, mercury, lead, copper, cadmium, manganese, etc. are known to be significantly toxic. The purpose of this study is to investigate the Ni²⁺ and Zn²⁺ adsorption by using orange peel as a cheap adsorbent.

Method: The orange peel was pretreated separately with 0.4 mol/L NaOH, 0.4 mol/L HNO₃ and distilled water and the obtained adsorption abilities were compared. Adsorption experiments were performed at different initial concentrations of adsorbent, Ni²⁺ and Zn²⁺ ions and different pHs. Adsorption isotherms of metal ions on adsorbents were correlated with common isotherm equations such as Langmuir and Freundlich models.

Results: The maximum adsorption capacities were achieved for Ni²⁺ (34 mg/g) by alkali modified orange peel and for Zn²⁺ (47 mg/g) by acid modified orange peel. The experiments showed that optimum pH was 6 and the adsorption value was reduced with decrease of pH. Moreover, adsorption was decreased with rise of primary concentration of metal ions.

Conclusion: Results showed that isotherm models were best fit to Langmuir model for the modified orange peel. Comparison of the parameters of models revealed that the capacity of orange peel for adsorption of copper was higher than for adsorption of lead.

Keywords: Heavy metals, Orange peel, Aqueous area, Adsorption.

مقدمه

فلزات سنگین در بیشتر نقاط دنیا در غلظت های متفاوت به عنوان آلوده کننده محیط زیست مطرح بوده و از طریق تخلیه پساب های صنعتی، مصرف سوخت، تخلیه فاضلاب های شهری، مصرف لجن حاصل از تصفیه فاضلاب به عنوان بارور کننده زمین، به محیط وارد می شوند (۱). متداول ترین فلزات یافت شده در فاضلاب ها، سرب، مس، روی، کادمیوم، کروم و نیکل هستند (۲). تا کنون روش های بسیاری برای تصفیه این فاضلاب ها ابداع و مورد استفاده واقع شده اند که از آن جمله می توان به فرایند ترسیب شیمیایی، اسمز معکوس، استفاده از مبادله کننده های یونی آلی و کربن فعال اشاره کرد که هر کدام دارای معایب خاص خود می باشند (۳). در دهه های اخیر جذب فلزات سنگین به وسیله جاذب های طبیعی به دلیل صرفه اقتصادی مورد توجه قرار گرفته است. برخی از این جاذب ها عبارتند از: پوست انواع درختان، پوست دانه های روغنی و غیر روغنی، خاک اره و غیره (۴). Kou و همکاران (۲۰۰۱) و Hongshang و همکاران (۲۰۰۳) به کارگیری مواد زیستی یا مواد زیستی بی مصرف را پیشنهاد دادند که مؤلفه اصلی ماده ی تشکیل دهنده ی آنها سلولز $(C_6H_{10}O_5)_n$ است (۵ و ۶). سطح سلولزی وقتی در آب فرو می رود به طور جزئی دارای بار منفی می شود و از این رو فعل و انفعالات کولومبیک^۱ با انواع کاتیون های موجود در آب انجام می دهد. ظرفیت بالای جذب انواع کاتیون ها روی جاذب ها نتیجه ی اصلی فعل و انفعالات کولومبیک است (۷). فراورده ها و فراورده های جنبی محصولات کشاورزی، مواد زائد فراوان و ضرورتاً دور ریختنی هستند، وقتی به وسیله سوزاندن در محلی آنها را از بین می برند CO_2 و دیگر اشکال آلودگی را تولید می کنند. این یک نیاز برای تبدیل فراورده ها و فراورده های جنبی محصولات کشاورزی به محصولات با ارزش، مفید و سودمند را ایجاد می کند. راه حل ممکن استفاده از این مواد به عنوان جاذب های ارزان یا مواد جاذبی که می توانند یون های فلزی سمی را از محلول آبی حذف کنند می باشد (۸).

نبی و فاضلی پیشه (۱۳۷۷)، در مورد جذب یون های فلزی Pb و Ni ، Cr ، Cd ، Zn توسط خاک اره اصلاح شده با $NaOH$ تحقیقی انجام دادند و گزارش نموده اند که عواملی نظیر نوع فلز، غلظت اولیه فلزات و pH محلول در میزان جذب مؤثر می باشند (۹).

Asadi و همکاران (۲۰۰۸) جذب سطحی خاک اره و پوسته شلتوک اصلاح شده برای حذف فلزات سنگین سرب، کادمیوم، روی، مس و نیکل از محلول های ترکیبی (سینتیک) و پساب ها را مورد مطالعه قرار دادند. در این تحقیق در pH برابر با ۵ بیشترین مقدار جذب را به ترتیب فلزات سرب، کادمیوم، مس، روی و نیکل نشان دادند. ماکزیمم جذب برای خاک اره برای یون مس مشاهده شد و همچنین ماکزیمم جذب برای پوسته شلتوک در روی و مس رخ داد (۱۰).

Montanher و همکاران (۲۰۰۵)، از سبوس برنج به عنوان یک جاذب طبیعی برای حذف فلزات سنگین $Zn(II)$ ، $Cu(II)$ ، $Cd(II)$ ، $Pb(II)$ استفاده کردند. آنها بیان نمودند که ماکزیمم درصد حذف برای تمام یون های فلزی در $pH=5-6$ به دست می آید و با افزایش مقدار جاذب از ۱ تا ۲۰ گرم بر لیتر، حذف یون های فلزی در واحد وزن جاذب کاهش می یابد. راندمان جذب نیز با افزایش غلظت ورودی یون فلزی، کاهش می یابد (۱۱).

مهراسی و فرهنگیان (۱۳۸۷) نیز به بررسی میزان حذف فلزات سرب و کادمیوم از محلول آبی با استفاده از پوست موز اصلاح شده پرداختند (۱۲).

در این تحقیق ظرفیت جذب سطحی دو فلز نیکل و روی حل شده در محیط آبی بر روی پوست پرتقال اصلاح شده مورد بررسی قرار گرفته است. جهت اصلاح پوست پرتقال از آب مقطر، اسید و باز استفاده شده و ظرفیت جذب هر سه روش اصلاح، مورد ارزیابی قرار گرفت. اثرات غلظت اولیه یون فلزی، دز جاذب و pH در میزان جذب بررسی شد و همچنین با استفاده از مدل های ایزوترم جذب لانگ میر و فروندلیچ،

ایزوترم جذب ارزیابی گردید و فرایند جذب با استفاده از این مدل ها مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

روش بررسی

تهیه جاذب

ابتدای پسته های پرتقال در هوای آزاد خشک شده، سپس آنها را به تکه های کوچک خرد کرده و با استفاده از آب مقطر ۲ بار تقطیر شستشو داده شد. سپس به مدت ۲۴ ساعت درون آن در حرارت ۱۰۰ درجه سانتی گراد قرار داده شدند تا کاملاً خشک شوند. در مرحله بعد پوست های خشک شده را بوسیله آسیاب خرد کرده به طوری که ذرات ۵-۱ میلی متر بدست آمدند (۱۱).

روش اصلاح جاذب

دانه های تهیه شده از پوست پرتقال بطور جداگانه ابتدا به مدت ۲۴ ساعت در ۲۰۰ میلی لیتر محلول های $NaOH$ (۰/۴ مول در لیتر)، HNO_3 (۰/۴ مول در لیتر) و آب مقطر ۲ بار تقطیر خیس شده شدند. سپس توسط آب مقطر ۲ بار تقطیر آبکشی شدند تا به pH خنثی برسند. سپس جاذب ها به مدت ۲۴ ساعت در حرارت ۱۰۰ درجه سانتی گراد خشک شدند (۱۱).

تهیه محلول های حاوی یون فلزی

جهت تهیه محلول های حاوی فلزات نیکل و روی، از نمک های نیترات نیکل و سولفات روی ساخت شرکت Merck آلمان استفاده شد. لازم به ذکر است برای هریک از غلظت های یون های فلزی، محلول های اسیدی، بازی و خنثی ساخته شد. pH اولیه محلول های ساخته شده با استفاده از سدیم هیدروکسید ۰/۱-۱ مولار و هیدروکلریک اسید ۱-۰/۱ مولار (ساخت شرکت Merck آلمان) و به وسیله pH متر در مقادیر دلخواه تنظیم شد. کلیه آزمایشات در درجه حرارت آزمایشگاه (20 ± 2) درجه سانتی گراد انجام گردید.

در مرحله اول برای به دست آوردن محدوده غلظتی مناسب برای جذب، ۰/۳ گرم از جاذب مذکور به ازای هر ۱۰۰ سی سی از محلول استفاده می گردد و در مورد هر نمک از غلظت های ۱، ۱۰، ۲۵، ۷۵، ۱۵۰، ۳۰۰ و ۵۰۰ میلی گرم در لیتر استفاده گردید. در مرحله بعد ارن ها به مدت ۳ ساعت با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه همزده شدند. زمان ماندن ۳ ساعت جهت جذب فلزات توسط بسیاری از محققین طی آزمایشات گوناگون مناسب تشخیص داده شده است (۱۳). به این ترتیب بهترین جذب در محدوده غلظتی ۱ تا ۱۰ میلی گرم در لیتر به دست آمد. برای تعیین مناسب ترین pH برای جذب یون های فلزی، نمک های هر فلز به صورت جداگانه در غلظت های مختلف (۵/۵، ۲/۵، ۵/۵، ۷/۵ و ۱۰ میلی گرم در لیتر) توسط مقدار ۳ گرم بر لیتر جاذب در گستره pH ۲، ۳، ۴، ۵، ۶ و ۸ تکرار شد و نتایج مناسب ترین pH برای جذب بدست آمد. در pH بهینه بدست آمده، بهترین دز جاذب در آزمایشات بعدی بدست آمد.

پس از اتمام عمل همزنی، محتوای درون ارن ها در سانتریفیوژ با سرعت ۱۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۲۰ دقیقه گذاشته شد تا فاز جامد و مایع از یکدیگر جدا شوند (۱۲). مایع جدا شده بعد از جذب به دستگاه جذب اتمی داده شد.

غلظت فلزات در محلول ها قبل و بعد از جذب بوسیله دستگاه جذب اتمی (Atomic Absorption Spectro Photometer) مدل Konic Wonom 300 اندازه گیری شد. برای انجام این کار از دستورالعمل B ۳۱۱ کتاب "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" استفاده شد (۱۴).

در نهایت با انجام آزمایش های جذب سینتیک حداکثر راندمان جذب محاسبه گردید. میزان جذب فلز بر روی جاذب با q نمایش داده شده است. مقادیر q و راندمان جذب با استفاده از معادله های زیر محاسبه گردید:

$$\text{فرمول ۱: Efficiency}(\%) = \frac{C_o - C_s}{C_o} \times 100$$

فرمول ۶:

$$\log q_e = \frac{1}{n} \log c_e + \log k \quad \text{مدل خطی}$$

$$q = (C_o - C_s)/m \quad \text{فرمول ۲:}$$

که در آنها:

 C_o : غلظت اولیه یون فلزی (قبل از جذب) (mg/l) C_s : غلظت ثانویه یون فلزی (بعد از جذب) (mg/l) m : جرم جاذب (g)

میزان یون فلزی جذب

شده در واحد جرم جاذب

مدل های جذب

برای مدل سازی ایزوترم جذب از مدل های جذب لانگمویر و فروندلیچ استفاده گردید.

مدل ایزوترم جذب لانگمویر مربوط به جذب تک لایه ای می شود. معادله لانگمویر به

صورت زیر بیان می شود:

فرمول ۳:

$$q_e = \frac{abc_e}{1 - ac_e} \quad \text{رابطه اصلی}$$

فرمول ۴:

$$1/q_e = \frac{1}{ab} \times \frac{1}{c_e} + \frac{1}{b} \quad \text{مدل خطی}$$

مدل ایزوترم فروندلیچ تجربی بوده در آن فرض می شود که مناطق موجود بر روی

سطح جسم جامد، یکنواخت نبوده و قدرت جذب متفاوتی دارند (۹). معادله آن به

صورت زیر بیان می شود:

فرمول ۵:

$$q_e = kc_e^{1/n} \quad \text{رابطه اصلی}$$

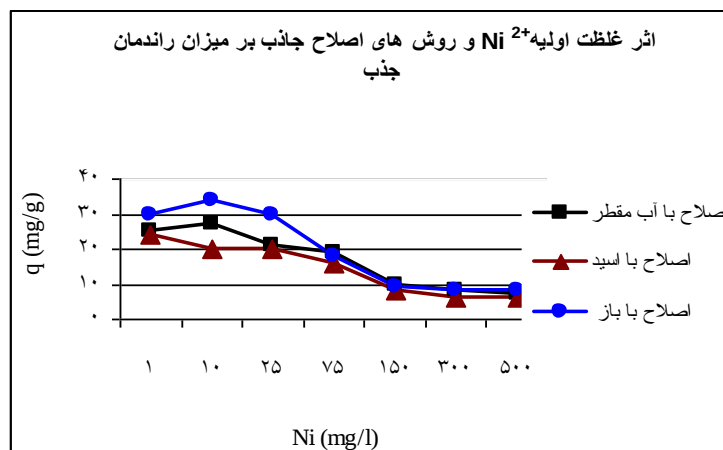
که در روابط بالا:

 a : ثابتی است که به پیوستگی محل های جذب و انرژی جذب بستگی دارد (L/mg) b : ماکزیمم یون فلزی جذب شده برای تکمیل یک لایه، ثابتی است که به ظرفیت جذب بستگی دارد (mg/g) C_e : غلظت ماده جذب شونده در حالت تعادل در فاز مایع (mg/L) q_e : مقدار یون ماده جذب شده در حالت تعادل (mg/g) n و k : ضرایب مدل فروندلیچ هستند که به ترتیب به ظرفیت جذب و شدت جذب جاذب نسبت داده می شود.ضرایب ثابت مدل ها و ضرایب همبستگی (R^2) از روی مدل های خطی در نظر گرفته شده با نتایج آزمایش های جذب با استفاده از نرم افزار اکسل بدست آمده و با یکدیگر مقایسه شدند.

یافته ها

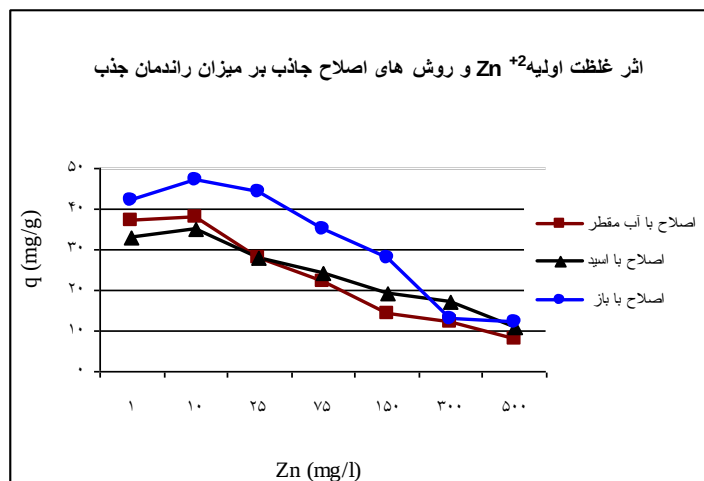
اثرات غلظت اولیه فلزات و روش های اصلاح جاذب بر میزان جذب

اثر غلظت اولیه فلزات بر میزان جذب بر روی جاذب های اصلاح شده در pH=۶ در شکل های ۱ و ۲ نشان داده شده است. حداکثر راندمان جذب نیکل، با جاذب اصلاح شده با محلول بازی و برای روی با جاذب اصلاح شده با محلول اسیدی بدست آمد. حداکثر راندمان جذب در تیمارهای نیکل ۳۴ و در تیمارهای جذب روی ۴۷ میلی گرم بر گرم جاذب بوده است. هرچه مقادیر غلظت اولیه یون فلزی در محلول افزایش داشته است، راندمان جذب کاهش می یابد.



شکل ۱- اثر غلظت اولیه نیکل و روش های اصلاح جاذب بر میزان راندمان جذب

Figure 1- The effect of primary concentration of Ni and modification process of adsorbent on the absorption efficiency



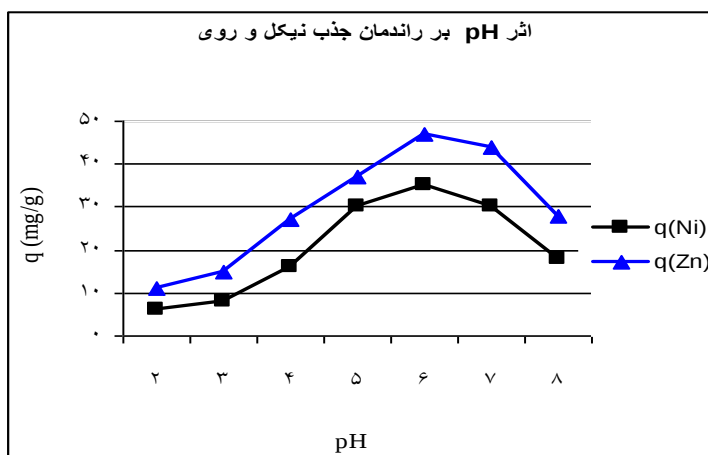
شکل ۲- اثر غلظت اولیه روی و روش های اصلاح جاذب بر میزان راندمان جذب

Figure 2e Ther effect of primary concentration of Zn and modification process of adsorbent on the absorption efficiency

شکل ۳ نشان داده شده است. غلظت اولیه فلزات ۱/۵ میلی گرم در لیتر بوده است و حداکثر و حداقل راندمان جذب به ترتیب در pH های ۶ و ۲ بدست آمد.

اثر pH بر میزان جذب فلزات

تاثیر pH بر میزان جذب فلزات نیکل و روی بر واحد جرم جاذب های اصلاح شده در



شکل ۳- اثر pH بر راندمان جذب نیکل و روی

Figure 3- Ther effect of pH on the Ni and Zn absorption efficiency

اثر دوز جاذب

شد. جهت انجام این آزمایش ها محلول هایی با غلظت اولیه یون فلزی برابر ۵۰ میلی گرم در لیتر تهیه شد. نتایج آزمایش در جدول ۱ آورده شده است.

جهت تعیین دز موثر جاذب که یکی از پارامترهای بسیار مهم در فرایند جذب است، یکسری آزمایشهای جذب در $pH = 6$ با مقادیر مختلف دز جاذب اصلاح شده انجام

جدول ۱- اثر دوز جاذب بر میزان جذب فلزات نیکل و روی

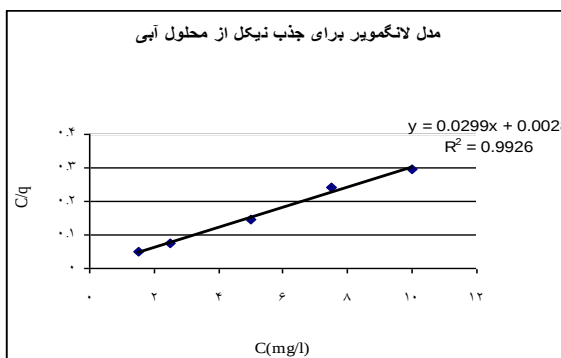
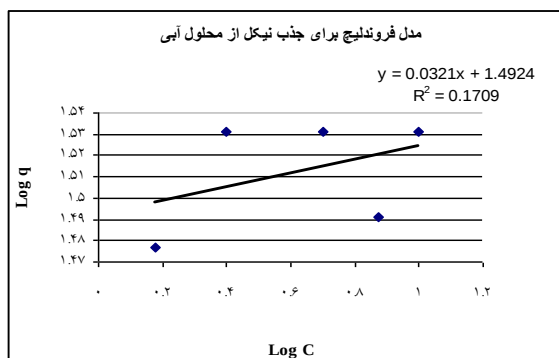
Table 1- The effect of adsorbent dose on the adsorption of Ni and Zn

Zn ²⁺		Ni ²⁺		فلز دز جاذب (mg/g)
q (mg/g)	%A	q (mg/g)	%A	
۳۳	۶۶	۲۶	۵۲	۱
۴۲	۸۴	۳۱	۴۷	۲
۴۷	۵۹	۳۴	۴۶	۳
۲۶	۴۵	۲۸	۴۱	۴
۱۱	۲۸	۱۳	۲۶	۵
۵	۱۶	۸	۲۱	۶

ایزوترم های جذب

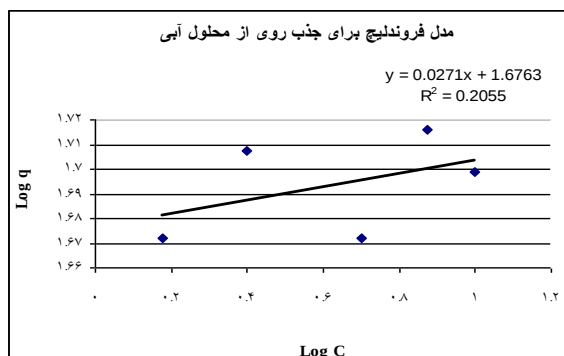
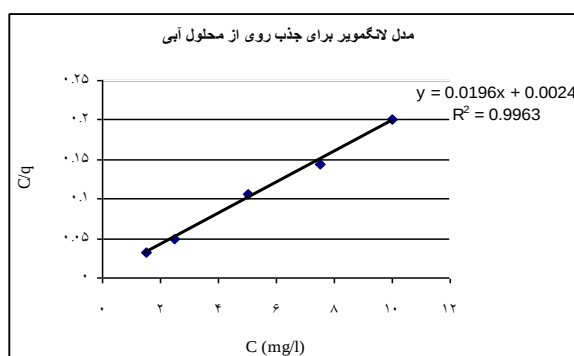
نتایج مدل سازی ایزوترم جذب نیکل و روی به وسیله پوست پرتقال اصلاح شده با استفاده از مدل های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ در شکل های ۴ و ۵ نشان داده شده است. بهترین مدل جذب برای نیکل و روی ایزوترم لانگمویر بوده است. ضریب

همبستگی (R^2) در ایزوترم لانگمویر برای هر دو فلز نیکل و روی ۰/۹۹ بدست آمد که بالاتر از مقادیر R^2 در ایزوترم فروندلیچ بوده است. پارامترهای مدل های ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ برای جذب نیکل و روی در جدول ۲ مشاهده می شود.



شکل ۴- نمودارهای برازش نتایج حاصل از آزمایشات جذب نیکل بر روی مدل های خطی لانگمویر و فروندلیچ

Figure 4- The graphs of the fitness results of Ni adsorption experiments on linear models Langmuir and Freundlich



شکل ۵- نمودارهای برازش نتایج حاصل از آزمایشات جذب روی بر روی مدل های خطی لانگمویر و فروندلیچ

Figure 5- The graphs of the fitness results of Zn adsorption experiments on linear models Langmuir and Freundlich

جدول ۲- پارامترها و ضرایب همبستگی مدل های ایزوترم جذب نیکل و روی بر روی پوست پرتقال اصلاح شده

Table 2- Ni and Zn adsorption isotherm parameters and correlation coefficients models on modified orange peel

فروندلیچ			لانگمویر			ایزوترم
n	K	R^2	b	a	R^2	یون فلزی
۳۱/۲۵	۳۱/۲۵	۰/۱۷	۵۰۰	۰/۰۶۸	۰/۹۹۲	نیکل
۴۷/۴۲	۴۷/۴۲	۰/۲۰	۵۰۰	۰/۱۰	۰/۹۹۶	روی

بحث و نتیجه گیری

در این تحقیق، پوست های پرتقال اصلاح شده با محلول بازی ظرفیت جذب بیشتری نسبت به نیکل و پوست های پرتقال اصلاح شده با محلول اسیدی ظرفیت جذب بیشتری نسبت به روی داشتند. وقتی محلول بازی یا اسیدی در خلل و فرج جاذب های پایه سلولزی نفوذ می کند، باعث می شود که سلولز نوع ۱ به نوع ۲ تبدیل شود و از طرفی با ورود عامل اسیدی و بازی کریستالیت سلولز کاهش یافته و سبب می گردد که سطح مخصوص و تخلخل جاذب افزایش یابد که همه این عوامل باعث افزایش میزان جذب می گردد (۱۵). این نتیجه را Hanafiah و Wan Ngah (۲۰۰۸) و همچنین مهراسبی و فرهنگ کیا (۱۳۸۷) که بر روی جذب سطحی جاذب اصلاح شده با باز و

اسید مطالعه نمودند، نیز بدست آورده اند (۱۲ و ۱۶). با افزایش غلظت اولیه فلزات کارایی جذب کاهش می یابد. علت این است که با افزایش غلظت یون های فلزی به دلیل اشغال شدن سریع مکان های جذبی (به دلیل زیاد بودن بار گذاری سطحی) ناشی از غلظت زیاد، نفوذ یون فلزی به داخل منافذ جاذب کاهش یافته و در نتیجه راندمان جذب کاهش می یابد (۱۷).

نتایج نشان داد که با افزایش دز جاذب میزان جذب یون فلزی در واحد جرم جاذب کاهش می یابد زیرا مقدار یون های فلزی موجود در سیستم ثابت است، استفاده از مقدار بیشتر جاذب، میزان جذب کمتری را در واحد جرم جاذب انجام می دهد (۱۸).

- 4- (4) Mirghaffari, N., Gabaleh, I. and Reddy, B. R. (1997). Removal and recycling of copper from aqueous solution using treated Indian bark. *Resources, Conservation and Recycling*, 21: 227-225.
- 5- Hongshang, S., Ouyang, T., Yang, F. and Kou, Y. (2003). A biomass- supported Na_2CO_3 sorbent for flue gas desulfurization. *Environ. Sci. Technol*, 37: 2596- 2599.
- 6- Kou, Y., Shang, H. S., Yang, F. and Yan, Z. (2001). China pat. Appl. Number: 01115505.
- 7- Weixing, S., Xiangjing, X. and Gang, S. (1998). Chemically modified sunflower stalks as ent for colour removal from textile wastewater. *J. of Appl. Poly. Sci.* 71: 1841- 1850.
- 8- Kumar, U. and Bandyadhyay, M. (2006). Sorption of cadmium from aqueous solution using pretreated rice husk. *Bioresearch Technology*, 97: 104- 109.
- 9- نبی، غ.، فاضلی پیشه، ح. ۱۳۷۷. بررسی جذب فلزات سنگین توسط خاک اره. محیط شناسی، دوره ۲۴، شماره ۲۱، ۱۵-۲۲.
- 10- Asadi, F., Shariatmadari, H. and Mirghaffari, N. (2008). Modification of rice hull and sawdust sorptive characteristics for remove heavy metals from synthetic solutions and wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 451-458.
- 11- Montanher, S. F., Oliveira, E. A. and Rollemberg, M.G. (2005). Removal of metal ions from aqueous solution by sorption onto rice bran. *Journal of Hazardous Materials*, B 117: 207- 211.
- ۱۲- مهراسبی، م.ر.، فرهمندکیا، ز. ۱۳۸۷. حذف فلزات سنگین از محیط آبی توسط جذب سطحی بر روی پوست موز اصلاح شده. سلامت و محیط، دوره اول، شماره ۱، ۶۶-۵۷.
- 13- Karnitz, J.r.O., Gurgel, L.V.A., Júlio, C. P., Melo, J.C., Botaro, V.R., Sacramento, M. T.M., de Freitas, G.R.P., and Frédéric, G.L. (2007). Aqueous single metal solution by chemically modified sugarcane biogases. *Bioresource Technology*, 89: 1291-1297.
- 14- Norton, L., Baskaran, K., and McKenzie, T. (2004). Biosorption of zinc from aqueous solutions using biosolids. *Advances in Environmental Research*, 8 (3-4): 629-635.
- 15- Gurgel, L.V.A., Junior, O.K., Gil, R.P.F., Gil, L.F. (2008). Adsorption of Cu (II), Cd (II), and Pb (II) from aqueous single metal solution by cellulose and mercerized cellulose chemically modified with succinic anhydride. *Bioresource Technology*, 99: 3077-3083.
- 16- Wan Ngah, W.S., Hanafiah, M.A.K.M. (2008). Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review, 99 (10): 3935-3943.
- ۱۷- دیانتهی تیلکی، ر.، ناصری، س.، شریعت، س.م. ۱۳۸۱. بررسی میزان حذف کادمیوم از آب به وسیله کربن فعال دانه ای (GAS). مجله علمی و پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی مازندران، سال دوازدهم، شماره ۳۷، ۱۱-۱۹.
- در این تحقیق محدوده pH بین ۲ تا ۸ بوده است. ماکزیمم راندمان جذب نیکل و روی در pH=۶ رخ داد. تحقیقات انجام شده توسط سایر محققین نیز نشان داده است که pH بهینه، بین ۴ تا ۸ متغیر است (۱۹). کاهش در حذف یونهای فلزی در pH های پایین به علت وجود غلظت بالای یونهای H^+ در محلول می باشد که با یونهای فلزی برای مکانهای جذب در سطح جاذب رقابت می کنند. کاهش در جذب در pH های بالا به دلیل تشکیل گروههای هیدروکسیل قابل حل می باشد (۲۰). در صورتی که مقدار pH از ۶ بالاتر رود، یون های فلزی رسوب می کنند و حذف یون های فلزی از محلول و جداسازی آنها باعث کاهش راندمان جذب می شود (۱۸).
- نورتون و همکاران (۲۰۰۴) در مطالعه ای که در مورد جذب فلز روی توسط بایوسالید انجام دادند، به این نتیجه رسیدند که در غلظت ۰/۰۷۶ میلی مولار در pH برابر ۲، واجدبی اتفاق افتاده و افزایش pH از ۲ به ۳ باعث افزایش چشمگیر جذب شده است و تا pH معادل ۶ این افزایش تغییر محسوسی نداشته است (۱۴).
- در مطالعه حاضر، با توجه به ضریب همبستگی بالا، مدل ایزوترم لانگمویر برای پیش بینی رفتار جذب برای جذب نیکل و روی از محیط آبی توسط جاذب پوست پرتقال اصلاح شده، انتخاب و معرفی می گردد.
- بنابر این جذب یونهای فازی به صورت تک لایه بوده است. همچنین مقادیر b که از مدل لانگمویر محاسبه می شود نیز نشان دهنده انرژی جذب می باشد و نشان می دهد که انرژی جذب در فرایند جذب روی بیشتر از این مقدار در جذب نیکل است. مقدار n و K در مدل فروندلیچ نشان دهنده انرژی جذب می باشند و همان گونه که در جدول ۲ مشاهده می شود، این مقادیر در جذب روی بیشتر از مقادیر مربوط به جذب نیکل بدست آمده اند. به طور کلی مطالعه ایزوترم ها نشان می دهد که جذب روی بر روی پوست پرتقال اصلاح شده با قدرت و انرژی بیشتر صورت می گیرد. عوامل مختلفی از قبیل شعاع یونهای فلزی، طبیعت پارامگنتیک و الکترونگاتیوی در راندمان و قدرت جذب تاثیر دارند (۱۲).
- نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که:
- ۱- پوست پرتقال اصلاح شده با محلول های اسیدی کارایی خوبی را در جذب یونهای نیکل و جاذب اصلاح شده با محلول اسیدی کارایی خوبی در جذب یونهای روی دارد و از این جاذب با توجه به قیمت ارزان، سادگی تهیه و روش اصلاح راحت آن می توان در حذف فلزات سنگین از آب و فاضلاب ها استفاده نمود.
- ۲- pH بهینه جذب برای فلزات نیکل و روی برابر ۶ می باشد.
- ۳- افزایش غلظت اولیه فلز باعث افزایش میزان جذب در واحد جرم جاذب می شود ولی این افزایش با کاهش درصد جذب همراه است.
- ۴- با افزایش دز جاذب میزان جذب یون فلزی در واحد جرم جاذب کاهش می یابد. جذب یون های فلزی تیکل و روی از مدل ایزوترم لانگمویر تبعیت می کند.

منابع

۱- پیوی، ه. ۱۳۷۴، مهندسی محیط زیست (آب و فاضلاب). جلد اول، تهران: انتشارات کنکاش. ۶۵.

2- Kietlinska, A. (2004). Engineered wetlands and reactive bed filters for treatment of landfill leachate. Bsc.Thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm.

۳- پروین پور، ا. ۱۳۸۰. پیش بینی رفتار جذب نمونه های کربن فعال و کربن غربال مولکولی با استفاده از مدل های مختلف جذب. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علم و صنعت ایران.

- sawdust –based activated carbon. Indian Journal of Engineering & Materials Sciences, 4: 254-260.
- ۲۰- جمالی ارمندی، ح. ۱۳۸۷. مقایسه فرآیند حذف سرب از محلول آبی توسط پوسته شلتوک و کربن فعال. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه زابل.
- 18- Sud, D., Mahajan, G., Kaur, M.P.(2008). Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions. Areview. Bioresource Technology, 99: 6017-6027.
- 19- Raji, C., Manju, G.N., and Anirudhan, T.S.(1997). Removal of heavy metal ions from water using