

مطالعه کارایی پودر لجن فعال دفعی در جذب زیستی نیکل (II) و کادمیوم (II) از محیط آبی

رضا فولادی فرد^۱، علی اصغرابراهیمی^۲

نویسنده مسئول: مازندران، بهشهر، شرکت حفاری شمال rezafid@yahoo.com

پذیرش: ۸۹/۰۷/۲۴

دریافت: ۸۹/۰۴/۳۰

چکیده

زمینه و هدف: نیکل (II) و کادمیوم (II) از آلاینده های مهم در محیط زیست محسوب می شوند. روش جذب زیستی به علت کاهش دادن مشکلات لجن، صرفه اقتصادی، کارایی بالا و سازگاری با محیط زیست می تواند روشی موثر برای حذف و بازیابی یون های فلزی از محیط های آبی باشد.

روش بررسی: پودر لجن فعال دفعی فاضلاب شهری در راکتور ناپیوسته با محلول های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) در pH و میزان اختلاط های تعیین شده و دمای ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس تماس داده شد. نمونه ها بعد از دو ساعت (و یا زمان های متوالی در مطالعه سینتیک) از سیستم گرفته شده و توسط فیلتر صاف گردیدند و توسط دستگاه جذب اتمی جهت بررسی میزان جذب مورد سنجش قرار گرفتند.

یافته ها: مطالعات سینتیک نشان دادند که زمان تعادل جذب هر دو فلز در حدود دو ساعت بوده اما پروفیل جذب کادمیوم (II) منظم تر بوده است. جذب هر دو فلز از مدل لانگمیر تبعیت کرده و میزان حداکثر ظرفیت جذب (q_{max}) نیکل (II) و کادمیوم (II) توسط پودر لجن فعال دفعی به ترتیب ۰/۱۹۵ و ۰/۳۷ میلی مول بر گرم برآورد شد. افزایش pH تا چهار باعث افزایش جذب هر دو فلز شد. برای کادمیوم (II) در هر دو غلظت ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار در pH دو جذبی صورت نگرفته اما برای غلظت ۰/۲۵ میلی مولار نیکل جذب وجود داشت. میزان اپتیمم اختلاط برای هر دو فلز حدود ۲۰۰ دور بر دقیقه بوده که تاثیر میزان اختلاط در غلظت های بالاتر فلزات مشهودتر بوده است.

نتیجه گیری: هم چون دیگر جاذب ها زیستی، پودر لجن فعال دفعی برای فلز کادمیوم (II) نسبت به نیکل (II) ظرفیت جذب بیش تری داشت و فلز کادمیوم (II) در مدل سازی و نمودارهای بررسی شرایط جذب، تطابق بیش تری از خود نشان داده است.

واژگان کلیدی: جذب زیستی، محیط آبی، پودر لجن فعال دفعی، نیکل (II)، کادمیوم (II)

۱- کارشناس ارشد عمران (محیط زیست)، مسئول حفاظت محیط زیست شرکت حفاری شمال

۲- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی یزد

مقدمه

افزایش شدید پدیده صنعتی شدن و شهر نشینی منجر به آلودگی محیط زیست شده است (۱-۳). یکی از نگرانی‌های موجود حضور فلزات سنگین در محیط زیست است که این به علت سمیت و تمایل تجمع زیستی آنها در زنجیره غذایی حتی در غلظت‌های پایین است (۴-۶). فلزات سنگین به کار رفته شده در صنایع مختلف مثل آبکاری فلزات، روکش دادن فلزات، معدن کاری، سرامیک، باطری و رنگ سازی سبب آلودگی محیط زیست می‌شوند (۷ و ۸). آژانس حفاظت از محیط زیست امریکا در سال ۱۹۷۸ لیستی را که شامل آلاینده‌های آلی و غیر آلی موجود در فاضلاب‌ها که خطر جدی برای سلامتی انسان‌ها دارند، تهیه کرد که نیکل (II) و کادمیوم (II) جز لیست ۱۳ تایی فلزات سنگین در آن شمرده شده بودند (۹). حذف فلزات سنگین از محیط‌های آبی مساله مهمی در بحث کنترل آلودگی‌های آب است (۱۰).

جذب زیستی در مقایسه با روش‌های حذف فلزات سنگین از محیط‌های آبی نظیر ترسب شیمیایی و اسمز معکوس روشی سریع، برگشت پذیر، اقتصادی بوده و فناوری آن سازگار با محیط زیست است (۱۱ و ۱۲). جذب زیستی (Biosorption)، جذب فیزیکوشیمیایی فلزات سنگین توسط میکروارگانیسم‌های غیرزنده است که به وجود ساختار مولکولی ویژه در دیواره سلولی آنها بستگی دارد. در مقابل تجمع زیستی، (Bioaccumulation) حذف فعال و وابسته به متابولیسم فلزات سنگین در میکروارگانیسم‌های مقاوم و قادر به تجمع آنهاست (۱۳). مطالعه جذب زیستی فلزات سنگین بر روی لجن تصفیه خانه‌ها اعم از لجن فعال، لجن دفعی، گرانول هوازی و بی‌هوازی انجام گرفته است و لجن فاضلاب به علت وجود توده ناهمگن میکروارگانیسمی و کنسرسیوم میکروبی به عنوان جرم زیستی (Biomass) مناسب برای مطالعات جذب زیستی مطرح است (۱۴ و ۱۵). فرایند تصفیه زیستی فاضلاب تولید یک نوع لجن زیستی می‌کند که شامل مواد بی‌اثر و میکروارگانیسم هاست و به علت خطرات ناشی از پاتوژن‌ها

و فلزات سنگین دفع این لجن‌ها به صورت خام محدود شده است. لجن فعال دفعی دارای محتوای مواد جامدی در حدود ۱۳ درصد است (۱۵) و در این تحقیق به عنوان جاذب زیستی مورد مطالعه قرار گرفته و کارایی آن در جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) مورد مقایسه قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

الف. مواد شیمیایی

مواد شیمیایی مورد استفاده از بین مواد با درجه خلوص بالا به منظور تحقیقات آزمایشگاهی، انتخاب شد. محلول استوک فلزات با غلظت ۰/۱ مولار با توجه به رهنمودهای کتاب استاندارد متد از پودر نیترات کادمیوم چهارآب (Cd(NO₃)₂·۴H₂O) و پودر نیترات نیکل شش‌آب (Ni(NO₃)₂·۶H₂O) محصول مرک آلمان با جرم‌های مولی ۳۰۸/۴۷ و ۲۹۰/۷۹ گرم بر مول تهیه گردید. محلول‌ها با استفاده از ۱/۵ میلی لیتر اسید نیتریک در pH زیر دو و دمای یخچال نگه‌داری گردیدند.

ب. آماده سازی ماده جاذب

جهت تهیه جاذب زیستی از لجن دفعی تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان تهران به دلیل شهری بودن محتوای فاضلاب و کم بودن میزان فلزات سنگین آن، استفاده شد. پیش تصفیه پودر لجن فعال دفعی، شامل خشک‌سازی تحت دمای ۱۰۴-۱۰۳ درجه سلسیوس و خردسازی بوده و لجن دفعی خشک و پودر شده توسط الک استاندارد بین مش ۵۰ تا ۱۲۰ دانه بندی گردید. محتوای اولیه نیکل (II) و کادمیوم (II) جاذب توسط روش هضم اسید نیتریک و آنالیز جذب اتمی اندازه‌گیری و مقادیر آن به ترتیب ۰/۰۰۲۹۳۴۱۵ و ۰/۰۰۰۰۱۳۱ میلی مول بر گرم ماده خشک به دست آمد که با توجه به ناچیز بودن اثر آن صرف نظر گردید.

ج. روش کار آزمایشگاهی

آزمایش‌ها در سیستم راکتور ناپیوسته با حجم ۸۰۰ میلی لیتر (بشرهای یک لیتری و دستگاه میکسر دیجیتال مدل

و. مطالعات تاثیر میزان اختلاط بر میزان جذب
به منظور ارزیابی تاثیر اندازه اختلاط بر میزان جذب ۸۰۰ میلی لیتر از محلول های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار فلزات با یک گرم پودر لجن فعال دفعی در دمای ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس و pH اولیه چهار در مدت زمان دو ساعت تماس داده شده و تاثیر میزان اختلاط های ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ دور بر دقیقه بر میزان جذب فلزات بررسی شد.

ز. مطالعات مدل سازی و بررسی ایزوترم جذب
جهت مطالعات ایزوترم جذب، ۸۰۰ میلی لیتر از محلول فلزات در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار با ۰/۵، ۱، ۲ و ۴ گرم پودر لجن فعال دفعی در pH چهار و میزان اختلاط ۲۰۰ دور بر دقیقه و دمای ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس به مدت دو ساعت مورد تماس واقع شده و نتایج مورد مطالعه ایزوترم جذب و مدل سازی آن قرار گرفت.

جهت مدل سازی جذب فلزات از ایزوترم لانگمیر که بیش تر جهت مطالعات جذب زیستی کاربرد دارد استفاده گردید معادله فرم خطی شده این معادله را نشان می دهد (۱) که در اینجا (C_{eq}) غلظت فلز باقی مانده، (q_{eq}) میزان تعادلی فلز جذب شده بر روی جاذب زیستی است. (K_d) برحسب میلی گرم بر لیتر بوده و به انرژی جذب وابسته است و هرگاه قدرت باند جذب افزایش یابد مقدار آن کاهش می یابد. با کشیدن رگرسیون خطی (q_{eq}/C_{eq}) در مقابل (C_{eq}) می توان مقادیر ثابت لانگمیر (K_d) را از به دست آوردن عرض از مبدا (یعنی K_d/q_m) و مقدار حداکثر جذب (q_m) را با به دست آوردن شیب معادله (یعنی $1/q_m$) را محاسبه نمود (۱۶ و ۱۷).

یافته ها

با توجه به نتایج آزمایش های سینتیک، مقادیر جذب هر فلز در زمان های مختلف محاسبه و پروفیل سینتیک جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار طبق شکل ۱ به دست آمد.

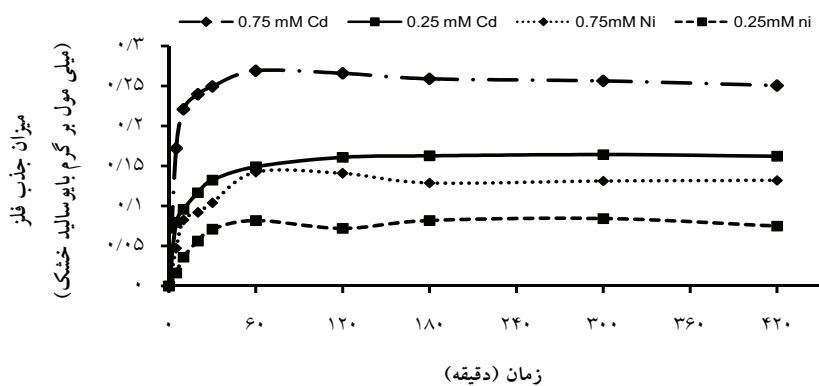
(Richmond 7790-402) در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. بر حسب نوع مطالعه انجام شده، غلظت های مختلف فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) با پودر لجن دفعی در جرم های تعیین شده، در دمای کنترل شده ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس و pH های معین، تماس داده شده و بعد از دو ساعت، (یا زمان های متوالی در آزمایش سینتیک) نمونه گیری ها به صورت همگن و توسط پی پت ۲۰ میلی لیتر به صورت وارونه (از سرگشاد) با مکش پوآر انجام پذیرفت. نمونه ها توسط فیلتر Millipore (۰/۴۵ نانومتر مدل ME25) صاف شده و در pH زیر دو و دمای یخچال نگه داری شده تا بعدا مورد آنالیز جذب اتمی قرار گیرند. سنجش غلظت فلزات نمونه ها توسط دستگاه جذب اتمی (مدل UNICAM 919) انجام شد. قابل ذکر است که رقیق سازی و تغلیظ در برخی از نمونه ها انجام شده و ضرایب ترقیق و تغلیظ در محاسبه میزان فلز جذب شده مد نظر قرار گرفته است. کلیه آزمایش ها با حداقل دو بار تکرار انجام شده و میانگین داده ها مورد استفاده قرار گرفت.

د. مطالعات سینتیک جذب

در مطالعات سینتیک ۸۰۰ میلی لیتر از محلول فلزات با غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار با یک گرم پودر لجن فعال دفعی در pH اولیه چهار، دمای ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس و میزان اختلاط ۲۰۰ دور بر دقیقه در راکتور ناپیوسته تماس داده شده و در زمان های ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۱۸۰، ۳۰۰ و ۴۲۰ دقیقه از سیستم نمونه برداری صورت گرفته تا مورد آزمایش و بررسی قرار بگیرد.

ه. مطالعات تاثیر pH بر میزان جذب

جهت مطالعات تاثیر pH بر میزان جذب، محلول های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار فلزات در pH های ۴، ۳، ۲ و ۶ با یک گرم پودر لجن فعال دفعی در دمای ۲۶-۲۴ درجه سلسیوس و میزان اختلاط ۲۰۰ دور بر دقیقه تماس داده شده و بعد از دو ساعت از سیستم نمونه برداری صورت گرفت.

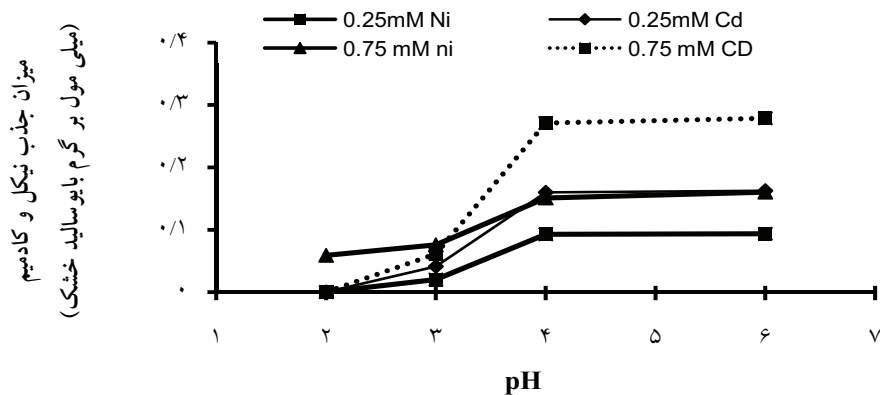


شکل ۱: پروفیل سینتیک جذب فلزات در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار

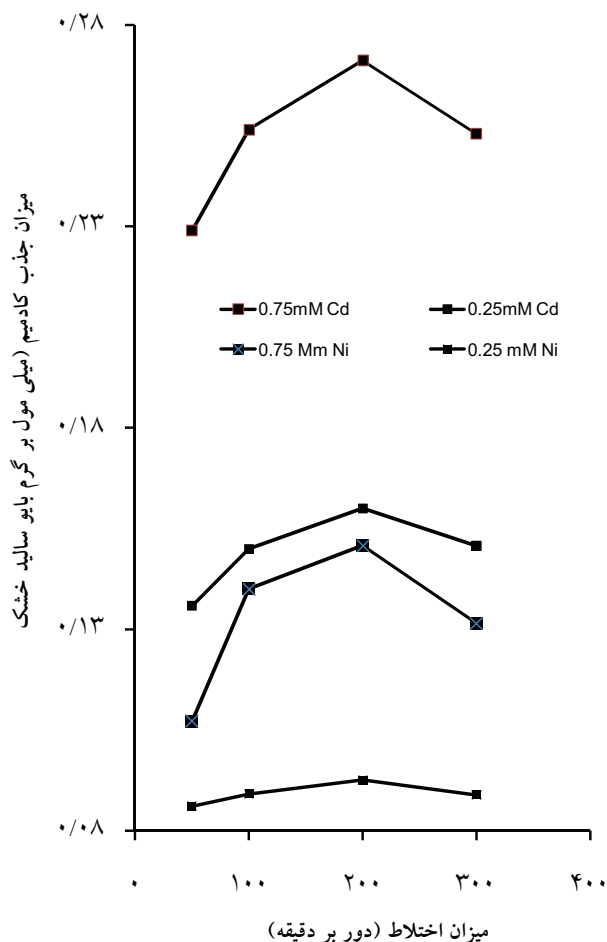
بعد از دو ساعت به تعادل جذب رسیده است (۱۸). آزمایش ها نشان دادند که تغییر pH محلول فلزات بر میزان جذب فلزات توسط جاذب موثر بوده شکل ۲ تاثیر تغییرات pH بر میزان جذب را در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار فلزات نشان می دهد.

همان طور که مشاهده می شود روند تاثیر pH بر جذب در دو فلز تقریباً یکسان است. به جز در غلظت ۰/۲۵ میلی مولار نیکل در pH دو جذبی صورت نگرفته است و می توان این pH های زیر دو را برای pH واجذبی پیشنهاد نمود. افزایش pH از دو به سمت سه باعث افزایش نسبی جذب می شود. افزایش pH از سه به چهار باعث افزایش چشمگیر جذب شده و افزایش pH از چهار به بعد افزایش کمی را در جذب ایجاد می کند، لذا بیش ترین میزان های جذب فلزات در حدود pH

نتایج نشان می دهد زمان تعادل جذب هر دو فلز در این غلظت ها تقریباً معادل دو ساعت است و با افزایش غلظت اولیه فلزات (صرف نظر از افزایش مقدار خالص جذب)، میزان درصد جذب (نسبت به محتوای اولیه فلز) کاهش می یابد یعنی در غلظت ۰/۲۵ میلی مولار حداکثر جذب ۸۲/۱ درصد از کل میزان کادمیوم (II) موجود در سیستم است، در ۰/۷۵ میلی مولار، ۴۴/۸ درصد و برای فلز نیکل (II) در غلظت ۰/۲۵ میلی مولار حداکثر جذب ۴۲/۱ درصد از کل میزان نیکل (II) موجود در سیستم است و در غلظت ۰/۷۵ میلی مولار حداکثر جذب به ۲۳/۷ درصد رسیده است و در کل درصد جذب کادمیوم (II) بیش از نیکل (II) بوده و پروفیل جذب کادمیوم (II) منظم تر از نیکل (II) است. پهلوان زاده و همکاران در مطالعه خود نشان دادند که جذب نیکل توسط جلیبک قهوه ای در pH ۶



شکل ۲: تاثیر تغییرات pH بر میزان جذب فلزات در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار



شکل ۳: تاثیر تغییرات اندازه اختلاط بر میزان جذب فلزات در غلظت های ۰/۷۵ و ۰/۲۵ میلی مولار

اختلاط بهینه را می توان حدود ۲۰۰ دور بر دقیقه (rpm) در نظر گرفت اما آنچه مشهود است با افزایش غلظت اولیه در مورد هر فلز این تاثیر بیش تر به چشم می خورد. مامری و همکاران در مطالعه ای که بر روی جذب فلز روی توسط باکتری استریپتومایسیس ریموسوس غیر فعال انجام دادند مشخص کردند که میزان اختلاط بهینه برای جذب فلز روی توسط سه گرم بایومس باکتری استریپتومایسیس در pH ۵/۶ دمای ۲۰ درجه و میزان غلظت اولیه ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر ۲۵۰ دور بر دقیقه می باشد (۲۱). نورتون و همکاران در مطالعه جذب روی توسط پودر لجن فعال دفعی میزان اختلاط بهینه را ۲۰۰ دور بر دقیقه انتخاب نمودند (۱۵). ونگ در مطالعه ای

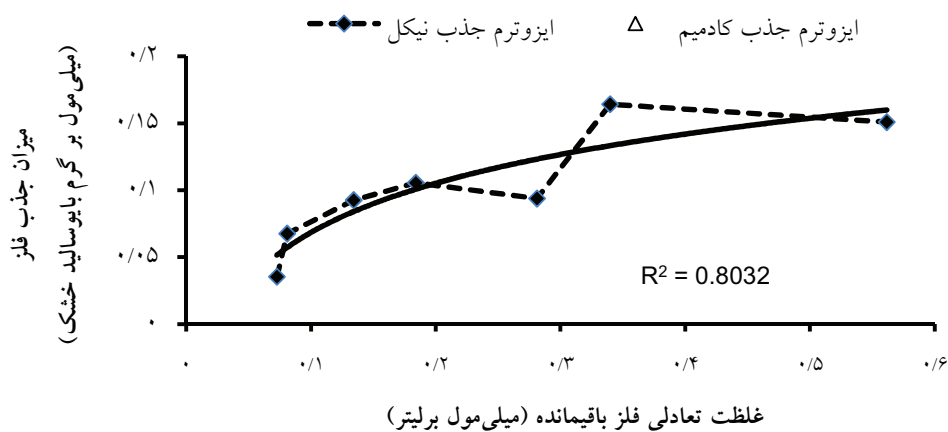
چهار مشاهده می شود. نورتون و همکاران در مطالعه ای که بر روی جذب فلز روی توسط پودر لجن فعال دفعی (لجن دفعی فاضلاب شهری) انجام دادند نشان دادند که در غلظت ۰/۰۷۶ میلی مولار در pH دو، واجذبی اتفاق افتاده و افزایش pH از دو به سه باعث افزایش چشمگیر جذب شده و تا pH شش این افزایش تغییر محسوس نداشته است. روند افزایش جذب نسبت به pH در غلظت ۰/۳ میلی مولار هم به همین ترتیب بوده با این تفاوت که در pH دو، جذب ناچیز بوده اما واجذبی اتفاق نیفتاده است (۱۵). هاماینی و همکاران در تحقیقی که بر روی جذب فلزاتی هم چون نیکل و کادمیوم بر روی لجن فعال انجام دادند به این نتیجه رسیدند که در زیر pH دو جذب مشاهده نشده و افزایش pH تا چهار باعث افزایش جذب و افزایش pH تا شش افزایش چشمگیری در جذب به همراه نداشته است (۱۹). کاوسارن نشان داد که جذب مس توسط جلبک پادینا تحت تاثیر pH می باشد. در pH های زیر دو جذب ناچیز بوده و با افزایش pH تا چهار مقادیر جذب افزایش چشمگیری داشته و بعد از آن افزایش جذب ناچیز است (۲۰). مامری و همکاران پایین بودن میزان جذب در pH های پایین را با توجه به نتایجی که به دست آوردند به علت تعویض یونی ما بین یون های فلزی کادمیوم و یون های هیدروژن (به علت این که در pH های پایین مقادیر یون هیدروژن بیشتر وجود دارد) در بایومس مورد نظر عنوان کردند (۲۱). به عبارت دیگر در pH پایین به علت وجود غلظت بالای پروتون (یون هیدروژن) و رقابت آن با فلز مورد جذب، سایت های باند کننده پروتونیزاسیون شده و لذا میزان جذب کاهش می یابد (۲۲).

سایت های باندکننده شامل گروه های فعالی برای جذب بوده که در جاذب های بیولوژیک شامل گروه های فعال ضعیف بازی یا اسیدی هستند گروه های کربوکسیلی (COOH...) از مهم ترین آنها بوده که مسئول جذب فلزات هستند (۱۵). شکل ۳ تغییرات میزان جذب فلزات با تغییر میزان اختلاط را نمایش می دهد. همان طور که مشاهده می شود میزان

بحث

اخیرا مطالعات زیادی در خصوص جذب زیستی توسط جاذب های مختلف انجام شده (که به طور خلاصه در جدول ۱ به نتایج برخی از آنها در خصوص جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) پرداخته شده است). چویی و یان در مطالعه خود انواع لجن ها را درمورد جذب کادمیوم مورد بررسی قرار دادند. لجن تصفیه خانه آب، لجن شیرابه لندفیل، لجن هضم بی هوازی فاضلاب و لجن تصفیه فاضلاب در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفت که در این میان لجن تصفیه فاضلاب بیش ترین راندمان را (۰/۳۸ میلی مول بر گرم تحت مدل لانگمیر) از خود نشان داده است (۲۵). هامایینی و همکاران عنوان نمودند که جذب فلزات نیکل و کادمیوم بر روی لجن فعال از مدل لانگمیر پیروی کرده و حداکثر جذب آنها را به ترتیب ۰/۱۵ و ۰/۲۵ میلی مول بر گرم گزارش نمودند (۱۹). جدول ۱ با توجه به نتایج مقالات مربوط در حوزه جذب زیستی

میزان اختلاط بهینه را در جذب نیکل توسط خاکستر لجن را ۱۷۰ دور بر دقیقه انتخاب نمود (۲۳) و پاموگولو و کارگی در مطالعه خود بر روی بر روی جذب زیستی یون مس توسط پودر لجن دفعی پیش تصفیه شده، میزان اختلاط را ۱۵۰ دور بر دقیقه انتخاب کردند (۲۴). کاهش جذب در میزان اختلاط های پایین را می توان به علت جمع شدن جاذب در یک قسمت سیستم (پایین بشر) و عدم پراکندگی آن در تمام محلول و لذا عدم تماس مناسب با تمام سیستم و عدم اختلاط مناسب و لذا کاهش میزان تماس مناسب جاذب و جذب شونده باشد. هم چنین کاهش میزان جذب در سرعت های بالاتر می تواند به علت ایجاد پدیده ورتکس یا پدیده گردابی باشد (۲۱). شکل ۴ تعادل ایزوترمی جذب نیکل و کادمیوم را نشان می دهد. تحذب رو به بالای این منحنی نشان دهنده مطلوب بودن این ایزوترم هاست (۱۷). با توجه به منحنی ها نتایج نشان دهنده مطلوب تر بودن ایزوترم جذب کادمیوم نسبت به نیکل است.



شکل ۴: تعادل ایزوترمی جذب کادمیوم و نیکل توسط پودر لجن فعال دفعی در pH ۴

نیکل (II) و کادمیوم (II) توسط جرم های زیستی مختلفی نظیر قارچ، مخمر، جلبک، خزه، باکتری و لجن را نشان داده که در آن، نوع جرم زیستی، جنس و گونه مربوطه، ظرفیت جذب بر اساس میلی مول بر گرم جرم زیستی برای فلزات مختلف همراه با ذکر منبع مشخص شده است. مقایسه نتایج به دست آمده از تحقیق حاضر با نتایج تحقیقات فوق نشان می دهد که

نتایج نشان می دهد که جذب هر دو فلز از مدل لانگمیر تبعیت کرده (ضریب همبستگی نموداری کادمیوم (II) بیش از نیکل (II) بوده است) و میزان حداکثر ظرفیت جذب (q_{max}) کادمیوم (II) و نیکل (II) توسط پودر لجن فعال دفعی به ترتیب ۰/۳۷ و ۰/۱۹۵ میلی مول بر گرم پودر لجن فعال دفعی خشک (۴۱/۵ و ۱۱/۴۴۲ میلی گرم بر گرم) تحت مدل لانگمیر است.

مرجع	ظرفیت جذب	فلز	جنس و گونه	جاذب	مرجع	ظرفیت جذب	فلز	جنس و گونه	جاذب
	mmol/g					mmol/g			
(۳۹) Vijayaraghavan, 2005	۰/۳۲۱	نیکل	Sargassum wightii	جلبک	(۲۶) Arica, 2004	۱/۴۶	کادمیوم	Funalia trogii	قارچ
(۴۰) Gökşungur, 2005	۰/۲۸۲	کادمیوم	Saccharomyces cerevisiae	مخمر	(۲۷) Dilek, 2002	۰/۹۷۱	نیکل	Polyporus versicolor	قارچ
(۳۳) Weng, 2002	۰/۲۷۴	نیکل	Digested sludge	لجن	(۱۸) Pahlavanzadeha2010	۰/۹۴۶	نیکل	Sargassum glaucescens	جلبک
(۱۹) Hammaini2007	۰/۲۵	کادمیوم	activated sludge	لجن	(۲۸) Aksu, 2002	۰/۸۱۹	نیکل	Chlorella vulgaris	جلبک
(۱۰) Martins, 2004	۰/۲۴۹	کادمیوم	Fontinalis antipyretica	خزه	(۲۹) Davis, 2000	۰/۷۹	کادمیوم	Sargassum vulgare	جلبک
(۳۳) Weng, 2002	۰/۲۰۲	نیکل	Activated sludge	لجن	(۳۰) Özer, 2003	۰/۷۸۹	نیکل	Saccharomyces cerevisiae	قارچ
همین تحقیق	۰/۱۹۵	نیکل	waste activated sludge	لجن	(۳۱) Aksu, 2001	۰/۷۵۹	کادمیوم	C. vulgaris	جلبک
(۴۱) Padmavathy, 2003	۰/۱۹۴	نیکل	Baker's yeast	مخمر	(۳۲) Gupta, 2010	۰/۶۹۷	نیکل	Oedogonium hatei	جلبک
(۲۲) Yan, 2003	۰/۱۸۹	نیکل	Mucor rouxii	قارچ	(۳۳) Inthorn, 2002	۰/۶۷۶	کادمیوم	Chlorella vulgaris BCC15	جلبک
(۴۲) Padmavathy 2008	۰/۱۶۷	نیکل	protonated Baker's yeast	مخمر	(۳۴) Rangsayatorn, 2004	۰/۶۳۱	کادمیوم	Spirulina platensis	باکتری
(۴۳) Hashim, 2004	۰/۱۶	کادمیوم	Gracilaria salicornia	جلبک	(۳۵) Selatnia, 2004	۰/۵۶۳	کادمیوم	Streptomyces rimosus	باکتری
(۴۴) Akar, 2005	۰/۱۵۲	کادمیوم	Botrytis cinerea	قارچ	(۳۶) 2006, Hawari	۰/۵۳	کادمیوم	Anaerobic granules	لجن
(۱۹) Hammaini2007	۰/۱۵	نیکل	activated sludge	لجن	(۳۷) Kaewsarn, 2002	۰/۵۳	کادمیوم	Padina sp	جلبک
(۲۵) Li, 2004	۰/۱۳۵	کادمیوم	Phanerochaete chrysosporium	قارچ	(۳۶) 2006, Hawari	۰/۴۴	نیکل	Anaerobic granules	لجن
(۲۲) Yan, 2003	۰/۱۰۸	نیکل	Mucor rouxii	قارچ	(۲۵) Choi 2006	۰/۳۸	کادمیوم	sewer sludge	لجن
(۲۲) Yan, 2003	۰/۰۷۴	کادمیوم	Mucor rouxii	قارچ	(۳۸) Tuzüin, 2005	۰/۳۷۹	کادمیوم	Chlamydomonas reinhardtii	جلبک
(۳۳) Weng, 2002	۰/۰۰۵	نیکل	Sludge-Ash	لجن	همین تحقیق	۰/۳۷	کادمیوم	waste activated sludge	لجن

تشکیل دهنده پیوند با فلزات موجود در آن شامل کربوکسیلات، آمین، فسفات، سولفیدریل، سولفات، هیدروکسیل و ایمیدازول (Imidazole) می‌باشد. گروه‌های عامل ایمیدازول و آمین در زمان پروتونیزاسیون (Protonation) (پیش تصفیه جاذب زیستس با استفاده از اسید) دارای بار مثبت شده و قادر به تشکیل پیوند با فلزات آنیونی (مانند کروم (VI) و آرسینک (V)) می‌گردند. دیواره سلولی جلبک‌های قهوه‌ای حاوی فوکویدین و اسید آلژینیک است. در pH خنثی اسید آلژینیک دارای گروه‌های عامل کربوکسیلات و سولفات با بار منفی است. جلبک‌های آب شیرین نیز حاوی اسید گالاکتورونیک و پلیمرهای پکتین آن بوده که دارای محل‌های با بار منفی برای

جلبک‌ها و قارچ‌ها ظرفیت جذبی بیش‌تری دارند و لجن‌ها و باکتری‌ها ظرفیت جذب کم‌تری از خود نشان داده‌اند که خود این ظرفیت جذب برای فلزات مختلف نیز متفاوت خواهد بود و با توجه تحقیق حاضر و نتایج جدول ۱ میزان میلی‌مول جذبی کادمیوم (II) نسبت به نیکل (II) به‌طور قابل ملاحظه‌ای بیش‌تر است و ظرفیت‌های بالای یک میلی‌مول به جذب این فلز اختصاص دارد که نشان دهنده ظرفیت جذب بالای این فلز توسط اغلب جاذب‌های زیستی است. بیش‌تر بودن ظرفیت جذب را در جلبک‌ها و قارچ‌ها را می‌توان در دیواره سلولی آنها جستجو کرد. ترکیب اصلی دیواره سلولی اکثر جلبک‌ها، سلولز است و گروه‌های عامل

جذب (q_{max}) آنها به ترتیب ۰/۱۹۵ و ۰/۳۷ میلی مول بر گرم پودر لجن فعال دفعی خشک به دست آمد. که مانند نتایج دیگر مطالعات انجام شده در حوزه جذب زیستی ظرفیت جذب لجن فعال دفعی برای کادمیوم بیش از نیکل بوده است. ۴. به صورت کلی می توان ظرفیت جذب جلبک ها و قارچ ها را در جذب فلزات بیش از لجن ها و باکتری ها دانست که این موضوع بیش تر، از خصوصیات دیواره سلولی آنها ناشی می شود.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از شرکت سهامی مدیریت منابع آب وابسته به وزارت نیرو که از لحاظ مالی از این تحقیق، تحت عنوان پروژه تحقیقاتی با کد ۸۳۱۲۳-ENV-۱، حمایت نمودند و نیز از پرسنل محترم آزمایشگاه دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران جهت همکاری در انجام آزمایش های این تحقیق سپاس گزاری می گردد.

جذب فلزات سنگین است (۴۶). در میان جرم های زیستی، قارچ ها به دلیل دارا بودن دیواره سلولی ویژه، خصوصیات جذب قابل ملاحظه ای را از خود نشان می دهد (۴۹-۴۷). در دیواره سلولی قارچ ها، گروه های فسفات و کربوکسیل در جذب فلزات شرکت می کنند (۲۲ و ۴۶).

نتیجه گیری

با توجه به دستاوردهای تحقیق می توان نتایج را در موارد زیر جمع بندی نمود:

۱. پروفیل سینتیک جذب، زمان تعادل را برای جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) در غلظت های ۰/۲۵ و ۰/۷۵ میلی مولار، در حدود دوساعت نشان می دهد.
۲. تغییرات pH و میزان اختلاط بر میزان جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) موثر بوده که pH چهار و میزان اختلاط ۲۰۰ دور بر دقیقه را می توان به عنوان اپتیمم پیشنهاد نمود.
۳. ایزوترم جذب فلزات نیکل (II) و کادمیوم (II) توسط لجن فعال دفعی از مدل لانگمیر تبعیت کرده و میزان حداکثر ظرفیت

منابع

- Mishra SP, Tiwari D, Dubey RS, Mishra M. Biosorptive behaviour of casein for Zn²⁺, Hg²⁺ and Cr³⁺: effects of physico-chemical treatments. *Bioresour Technol.* 1998;63:1-5.
- Selvaraj K, Manonmani S, Pattabhi S. Removal of hexavalent chromium using distillery sludge. *Bioresour Technol.* 2003;89:207-11.
- Karabulut S, Karabakan A, Denizli A, Yurum Y. Batch removal of copper(II) and zinc(II) from aqueous solutions with low-rank Turkish coals. *Sep Purif Technol.* 2000;18:177-84.
- Malakul P, Srinivasan KR, Wang HY. Metal adsorption and desorption characteristics of surfactant-modified clay complexes. *Ind Eng Chem Res.* 1998;37:4296-301.
- Viraraghavan T, Rao GAK. Adsorption of cadmium and chromium from wastewater by flyash. *J Environ Sci Health A.* 1991;26:721-53.
- Mohan D, Singh KP. Single-and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse-an agricultural waste. *Water Res.* 2002;36:2304-18.
- Iqbal M, Edyvean RGJ. Biosorption of lead, copper and zinc ions on loofa sponge immobilized biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. *Miner Eng.* 2004;17:217-23.
- Puranik PR, Paknikar KM. Biosorption of lead and zinc from solutions using *Streptovorticillium cinnamomeum* waste biomass. *J Biotechnol.* 1997;55:113-24.
- Ramos RL, Jacome LAB, Barron JM, Rubio LF, Coronado RMG. Adsorption of zinc(II) from an aqueous solution onto activated carbon. *J Hazard Mater.* 2002;90:27-38.
- Martins RJE, Pardo R, Boaventura RAR. Cadmium(II) and zinc(II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness. *Water Res.* 2004;38:693-99.
- Ahuja P, Gupta R, Saxena RK. Zn²⁺ biosorption by *Oscillatoria angustissima*. *Process Biochem.* 1999;34:77-85.
- Filipovic-Kovacevic Z, Sipos L, Briski F. Biosorption of chromium, copper, nickel and zinc ions onto fungal pellets of *Aspergillus niger* 405 from aqueous solutions. *Food Technol Biotechnol.* 2000;38:211-16.
- Volesky B. *Biosorption of Heavy Metals.* Boca Raton: CRC Press; 1990.
- Volesky B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy.* 2001;59:203-16.
- Norton L, Baskaran K, McKenzie T. Biosorption of zinc from aqueous solutions using biosolids. *Advances in Environmental Research.* 2004;8:629-35.
- Liu HL, Chen BY, Lan YW, Cheng YC. Biosorption of Zn(II) and Cu(II) by the indigenous *Thiobacillus thiooxidans*. *Chemical Engineering Journal.* 2004;97:195-201.
- AWWA. *Water Quality and Treatment.* 4th ed. New York: McGraw-Hill Inc; 1990.
- Pahlavanzadeh H, Keshtkar AR, Safdari J, Abadi Z. Biosorption of nickel(II) from aqueous solution by brown algae: Equilibrium, dynamic and thermodynamic studies. *Journal of Hazardous Materials.* 2010;175:304-10.
- Hammami A, Gonzalez F, Ballester A, Blazquez ML, Munoz JA. Biosorption of heavy metals by activated sludge and their desorption characteristics. *Journal of Environmental Management.* 2007;84:419-26.
- Kaewsarn P. Biosorption of copper(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine algae *Padina* sp. *Chemosphere.* 2002;47:1081-85.
- Mameri N, Boudries N, Addour L, Belhaine D, Lounici H, Grib H, Pauss A. Batch zinc biosorption by a bacterial nonliving *streptomyces rimosus* biomass. *Water Res.* 1999;33:1347-54.
- Yan G, Viraraghavan T. Heavy-metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. *Water Research.* 2003;37:4486-96.
- Weng CH. Removal of nickel from dilute aqueous solution by sludge-ash. *Journal of Environmental Engineering.* 2002;128(8):716-22.
- Yunus Pamukoglu M, Kargi F. Effects of operating parameters on kinetics of copper(II) ion biosorption onto pre-treated powdered waste sludge (PWS). *Enzyme and Microbial Technology.* 2007;42:76-82.
- Choi SB, Yun YS. Biosorption of cadmium by various types of dried sludge: An equilibrium

- study and investigation of mechanisms. Journal of Hazardous Materials. 2006;138(2):378-83.
26. Arica MY, lu GB, Yılmaz M, Bekta S, Genç Ö. Biosorption of Hg²⁺, Cd²⁺, and Zn²⁺ by Ca-alginate and immobilized wood-rotting fungus *Funalia trogii*. Journal of Hazardous Materials. 2004;109(1-3):191-99.
 27. Dilek FB, Erbay A, Yetis U. Ni(II) biosorption by Polyporous *versicolor*. Process Biochemistry. 2002;37(7):723-26.
 28. Aksu Z. Determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of the batch biosorption of nickel(II) ions onto *Chlorella vulgaris*. Process Biochemistry. 2002;38(1):89-99.
 29. Davis TA, Volesky B, Vieira RHF. Sargassum seaweed as biosorbent for heavy metals. Water Res. 2002;34:4270-78.
 30. Özer A, Özer D. Comparative study of the biosorption of Pb(II), Ni(II) and Cr(VI) ions onto *S. cerevisiae*: determination of biosorption heats. Journal of Hazardous Materials. 2003;100(1-3):219-29.
 31. Aksu Z. Equilibrium and kinetic modelling of cadmium(II) biosorption by *C. vulgaris* in a batch system: effect of temperature. Separation and Purification Technology. 2001;21(3):285-94.
 32. Gupta VK, Rastogi A, Nayaka A. Biosorption of nickel onto treated alga (*Oedogonium hatei*): Application of isotherm and kinetic models. Journal of Colloid and Interface Science. 2010;342(2):533-39.
 33. Inthorn D, Sidtitoon N, Silapanuntakul S, Incharoensakdi A. Sorption of mercury, cadmium and lead by microalgae. ScienceAsia. 2002;28:253-61.
 34. Rangsayatorn N, Pokethitoyook P, Upatham ES, Lanza GR. Cadmium biosorption by cells of *Spirulina platensis* TISTR 8217 immobilized in alginate and silica gel. Environment International. 2004;30(1):57-63.
 35. Selatnia A, Bakhti MZ, Madani A, Kertous L, Mansouri Y. Biosorption of Cd²⁺ from aqueous solution by a NaOH-treated bacterial dead *Streptomyces rimosus* biomass. Hydrometallurgy. 2004;75(1-4):11-24.
 36. Hawari AH, Mulligan CN. Biosorption of lead(II), cadmium(II), copper(II) and nickel(II) by anaerobic granular biomass. Bioresource Technology. 2006;97(4):692-700.
 37. Kaewsarn P. Biosorption of copper(II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine algae *Padina* sp. Chemosphere. 2002;47:1081-85.
 38. Tuzün I, Bayramoğlu G, Yalçın E, Başaran G, Çelik G, Arica MY. Equilibrium and kinetic studies on biosorption of Hg(II), Cd(II) and Pb(II) ions onto microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*. Journal of Environmental Management. 2005;77(2):85-92.
 39. Vijayaraghavan K, Jegan J, Palanivelu K, Velan M. Biosorption of cobalt(II) and nickel(II) by seaweeds: batch and column studies. Separation and Purification Technology. 2005;44:53-59.
 40. Gökşungur Y, Üren S, Güvenç U. Biosorption of cadmium and lead ions by ethanol treated waste baker's yeast biomass. Bioresource Technology. 2005;96:103-109.
 41. Padmavathy V, Vasudevan P, Dhingra SC. Biosorption of nickel(II) ions on Baker's yeast. Process Biochemistry. 2003;38:1389-95.
 42. Padmavathy V. Biosorption of nickel(II) ions by baker's yeast: Kinetic, thermodynamic and desorption studies. Bioresource Technology. 2008;99:3100-109.
 43. Hashim MA, Chu KH. Biosorption of cadmium by brown, green, and red seaweeds. Chemical Engineering Journal. 2004;97:249-55.
 44. Akar T, Tunali S. Biosorption performance of *Botrytis cinerea* fungal by-products for removal of Cd(II) and Cu(II) ions from aqueous solutions. Minerals Engineering. 2005;18:1099-109.
 45. Li Q, Wu S, Liu G, Liao X, Deng X, Sun D, Hu Y, Huang Y. Simultaneous biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions by pretreated biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. Separation and Purification Technology. 2004;34:135-42.
 46. Gupta R, Ahuja P, Khan S, Saxena RK, Mohapatra H. Microbial biosorbents Meeting challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions. Current Science. 2000;78:967-73

47. Smith JE, Berry DR. *The Filamentous Fungi*. London: Edward Arnold; 1975.
48. Paknikar KM, Paknikar US, Puranik PR, in *Biohydrometallurgical Technologies*(eds Torma, A. E., Apel ML, Brierely CL. *The Minerals: Materials Society*. Wyoming, USA: TMS

Publication; 1993.

49. Gadd GM. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms. *Experientia*. 1990;46:834-40.

Efficiency Study of Nickel (II) and Cadmium (II) Biosorption by Powder of Waste Activated Sludge from Aqueous Solutions

Fouladi fard R.¹, Ebrahimi A.A.²

¹Expert of North Drilling Company

² Department of Environmental Health, Faculty of Health, Yazd University of Medical Sciences, Yazd, Iran

Received; 21 July 2010 Accepted; 16 October 2010

ABSTRACT

Background and Objective: Nickel (II) and cadmium (II) are important in environmental pollutant. Biosorption of heavy metals can be an effective process for the removal and recovery of heavy metal ions from aqueous solutions because of the decrease in sludge problems, economical issues, high efficiency and compatibility with the environment.

Materials and Methods: power of wasted activated sludge have been contact with nickel (II) and cadmium (II) solutions in 0.25 and 0.75 milli molar invarious pHs and mixing pace, at 24-26 °C temperature on batch reactor system .After two hours (continuously 5-420 min in kinetic study) samples were analyzed with atomic absorption spectrophotometer.

Results:The kinetic study results show that equilibrium adsorption time for nickel (II) and cadmium (II) reached within 2 hr, but the profile curve of cadmium (II) biosorption was smoother than nickel (II) biosorption. Both metals adsorption followed the Langmuir model and the maximum adsorption capacity (q_{max}) for nickel (II) and cadmium (II) was 0.195 and 0.37 milli mole per gram respectively. The increase in pH resulted in adsorption increase for both metals. For cadmium (II) at 0.25 and 0.75 mM initial concentration there was no adsorption at pH 2 where as nickel (0.25 mM) adsorption was observed at the same pH. The optimum mixing rate for both metals was 200 rpm and this effect was more obviously in greater concentration.

Conclusion: Like othe biosorbents ,wasted activated sludge showed greater capacity for cadmium (II) biosorption than nickel (II). Cadmium (II) in modeling and biosorption characteristics study had more conformity than nickel (II).

Key words: Biosorption, Aqueous solutions, Powder of waste activated sludge, Nickel (II), Cadmium (II)

*Corresponding Author: Rzafd@yahoo.com

Tel: +98 152 5522 542 Fax: +98 152 5522 542