



## جذب بیولوژیکی سرب و روی از محلول های آبی سنتتیک بوسیله پودر لجن تصفیه خانه فاضلاب اهواز

نویسندگان: افشین تکدستان<sup>۱</sup> آزاده اسلامی<sup>۲</sup> زهرا رضانی<sup>۳</sup> هدی تقی محب<sup>۴</sup>

۱. استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط و عضو مرکز تحقیقات فن آوری های زیست محیطی دانشگاه علوم پزشکی جندی

شاپور اهواز

۲. دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست-آب و فاضلاب، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران

۳. استادیار، گروه داروسازی دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، ایران

۴. نویسنده مسئول: کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست آب و فاضلاب، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات

خوزستان تلفن: ۰۹۱۶۳۰۳۱۰۹۳ Email: taghimoheb@yahoo.com

### چکیده

**مقدمه:** از آنجایی که روشهای موجود جهت جداسازی فلزات سنگین مشکلاتی به همراه دارد، اخیراً تمایل به استفاده از روش جذب بیولوژیکی توسط جاذبهای ارزان قیمت رو به گسترش است. در این تحقیق جذب فلزات سنگین سرب و روی توسط پودر لجن خشک شده حاصل از بسترهای لجن خشک کن تصفیه خانه فاضلاب شهری (بیوجاذب) بررسی شده است.

**روش بررسی:** آزمایشات بصورت ناپیوسته با دستگاه شیکر در دمای آزمایشگاهی ۲۰ تا ۲۶ درجه سلسیوس و دور اختلاط ۲۰۰ دور بر دقیقه با تهیه محلولهای ۱۰۰ میلی لیتری پودر لجن انجام گردیده است. پساب مورد بررسی در این پژوهش به صورت سنتتیک با محلول های استاندارد سرب و روی تهیه گردیده است. پارامترهای مورد بررسی عبارت از pH اولیه سیستم از ۲ تا ۶، زمان تماس ۵ تا ۳۰۰ دقیقه، غلظت اولیه یون فلز ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ mg/l و تعیین زمان تعادلی جذب می باشد. پیش تصفیه بیوجاذب شامل خشک سازی، خرد سازی و دانه بندی ذرات بین الک ۱۲۰ و ۲۳۰ بوده است.

**یافته ها:** بر اساس نتایج بدست آمده از فرآیند بیوجذب سرب و روی، حداکثر راندمان جذب یون سرب مربوط به غلظت ۱۵۰ mg/l و به میزان ۹۸/۸ درصد و در مدت زمان ۵ دقیقه و حداکثر راندمان جذب یون روی مربوط به غلظت ۵۰ mg/l و به میزان ۳۵/۶ درصد و در مدت زمان ۳۰ دقیقه بدست آمد. زمان تعادل برای یون سرب ۱۲۰ دقیقه و برای یون روی ۳۰۰ دقیقه مشاهده گردید و pH بهینه برای یون سرب و روی به ترتیب ۴ و ۶ بدست آمد. همچنین دوز بهینه بیوجاذب برای یون سرب و روی به ترتیب ۲ g/l با حداکثر راندمان حذف ۹۸/۷ درصد و ۴ g/l با حداکثر ۷۲/۷ درصد حذف برآورد شده است. ایزوترم جذب فروندلیچ مدل مناسبی برای هر دو فلز بود اما ایزوترم جذب لانگمویر تنها برای فلز روی برازش بسیار دقیقی داشته است و نتایج جذب سرب بسیار دور از آن بود.

**نتیجه گیری:** با توجه به نتایج پژوهش حاضر می توان گفت، پودر لجن دفعی فاضلاب شهری می تواند بعنوان جاذبی در دسترس و بسیار عالی برای حذف سرب بکار گرفته شود و همچنین نیز جاذب مناسبی برای حذف روی از پسابهای با غلظت متوسط باشد به شرط آنکه از لجنی استفاده شود که میزان غلظت روی اولیه آن پایین باشد.

**واژه های کلیدی:** جذب بیولوژیکی، سرب، روی، بیوجاذب، ایزوترم جذب.

## طلوع بهداشت

فصلنامه علمی پژوهشی

دانشکده بهداشت یزد

سال دوازدهم

شماره: چهارم - ۱۳۹۲

(ویژه نامه بهداشت محیط)

شماره مسلسل: ۴۲

تاریخ وصول: ۱۳۹۱/۵/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۱/۸

## مقدمه

روند سریع صنعتی شدن و توسعه شهرنشینی اثرات بسیار زیادی بر روی محیط های آبی گذاشته است. بسیاری از صنایع حاوی مقادیر بسیار زیادی از آلاینده های سمی (فلزات سنگین، ترکیبات آلی و نوکلئیدهای رادیواکتیو) می باشد (۱). وجود فلزات سنگین در محیط های آبی یکی از دغدغه های بزرگ زیست محیطی به حساب می آید (۲،۳). بدلیل پایداری طولانی مدت فلزات سنگین در سیستم های بیولوژیکی و تمایل آنها به تشکیل توده زیستی که منجر به ورود به زنجیره غذایی می شود، اثرات مهمی بر روی محیط زیست و سلامت انسان ایجاد می کند (۲).

روش های متداول حذف یون های فلزی از فاضلاب های صنعتی، شامل ترسیب شیمیایی، اکسیداسیون یا احیاء شیمیایی، تبادل یون، تصفیه الکتروشیمیایی، بازیابی تبخیری و جذب سطحی می باشد (۴). همچنین حذف فلزات سنگین از طریق تغییر pH و فیلتراسیون با روش های مختلف در بسیاری از تحقیقات مورد بررسی قرار گرفته است. این روش ها به ویژه در غلظت های کمتر از ۱۰۰ ppm فلزات سنگین اغلب غیر موثر یا گران هستند. علاوه بر این اکثر روش های مذکور بدلیل تولید مقادیر قابل توجه لجن و مشکلات دفع زائدات ایجاد شده از فرایندهای دوستدار محیط زیست به حساب نمی آیند (۵). علاوه بر این حذف این آلاینده ها به میزان حدود توصیه شده توسط آژانس های بین المللی توسط روش های مذکور به طور کامل انجام پذیر نیست (۶).

این شرایط در سالهای اخیر منجر به افزایش علاقه مندی به کاربرد مواد آلی در حذف مقادیر جزئی فلزات سمی از فاضلاب های



رقیق شده است. مواد آلی شامل زائدات کشاورزی، جلبک، باکتری، قارچ، گیاهان و محصولات که از این ارگانسیم ها مشتق می شوند در حذف قطعی این ترکیبات نقش عمده ای دارند (۳). از آنجایی که اثرات سمی فلزات سنگین در سلول های زنده باقی می ماند و همچنین این سلول ها اغلب باعث افزایش مواد مغذی، COD, BOD در پساب می شوند، لذا در مطالعات اخیر استفاده رو به رشد بیومس غیرزنده بدلیل عدم تاثیرپذیری از سمیت فلزات سنگین، نیاز کمتر به مراقبت و نگهداری و ارزش اقتصادی کمتر و همچنین قابلیت استفاده مجدد، مورد توجه قرار گرفته است (۵). لجن فعال تثبیت شده از بسترهای لجن خشک کن یک محصول جانبی در تصفیه خانه فاضلاب به شمار می رود و حاوی مقادیر قابل توجهی فلزات سنگین، سموم آلی و میکروارگانسیم های بیماری زا که برای محیط زیست و همه ارگانسیم های زنده مضر هستند می باشد (۷). لجن فعال خشک شده می تواند به عنوان یک ماده فراوان ارزان قیمت در حذف فلزات سنگین بکار رود. این ماده به عنوان یک جایگزین برای جاذب های گران قیمت مانند کربن فعال می باشد. واژه عمومی "جذب بیولوژیکی" (biosorption) در توصیف ویژگی میکروارگانسیم ها در جذب فلزات سنگین سمی از محیط های آبی بکار رفته است. علیرغم مطالعات زیادی که در زمینه توانایی لجن فعال در حذف فلزات سنگین از محیط های آبی انجام گرفته است، توانمندی ها، مکانسیم های درگیر در فرایند جذب و فاکتورهای حاکم بر جذب به طور کامل شناخته نشده اند (۸-۱۰). همچنین این مسئله باید مورد توجه قرار گیرد که نتایج گزارش شده در این مطالعات در



به منظور اندازه گیری غلظت اولیه فلزات سنگین موجود در نمونه ۲gI لجن کاملاً خشک شده با اسید نیتریک ۶۵ درصد ترکیب شده و روی یک هیتز در زیر هود جوشاننده شده است. اضافه کردن اسید نیتریک و گرم کردن محلول تا هضم کامل نمونه لجن و ایجاد محلول شفاف ادامه پیدا کرده است. محلول بدست آمده از کاغذ صافی عبور داده شده و با آب مقطر به حجم رساننده شده و غلظت فلزات سرب و روی لجن با دستگاه جذب اتمی به ترتیب در طول موج های ۲۸۳/۳ و ۳۰۷/۶ نانومتر اندازه گیری شده است. جدول ۱ غلظت اولیه فلزات اندازه گیری شده در پودر لجن مورد استفاده را نشان می دهد.

آزمایشات جذب بر روی پساب سنتتیک ساخته شده از محلول های استاندارد سرب (تیترازول سرب  $\text{Pb(NO}_3)_2$  in  $\text{HNO}_3$ ) و روی (تیترازول روی  $\text{Zn(NO}_3)_2$  in  $\text{HNO}_3$ ) و ترفیق با آب مقطر دو بار تقطیر شده انجام شده است. محلول های سنتتیک سرب و روی در غلظت های ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۱۸۰، ۳۰۰ دقیقه روی شیکر با میزان اختلاط ثابت ۲۰۰ دور بر دقیقه انجام شده است و پس از طی مدت زمان معین هر آزمایش، کل نمونه از کاغذ صافی عبور داده شده و محلول زیر صافی در قوطی های پلاستیکی که از قبل کاملاً با مواد دترجنت شستشو داده شده و با آب مقطر ۲ بار آبکشی شده بود ریخته شده است و با اضافه کردن اسید نیتریک غلیظ pH آن به زیر ۲ رسانیده شده و در یخچال تا زمان اندازه گیری فلزات

شرایط آزمایش متفاوت (مانند pH، دما و ...) به نوع ماده جاذب بیولوژیک (لجن فعال فاضلاب شهری/ هوازی/ بیهوازی، حاوی ارگانسیم های زنده یا غیرفعال، سن لجن، ماهیت پساب خروجی و ...) و روش های متفاوت در انجام تحقیقات، انجام شده است (۱۶-۱۱). در این پژوهش جذب فلزات سرب و روی از محلول آبی سنتتیک توسط پودر لجن خشک شده حاصل از بسترهای لجن خشک کن تصفیه خانه فاضلاب غرب اهواز به صورت ناپیوسته (batch) مورد بررسی قرار گرفته است. آزمایشات در زمان های تماس مختلف، pHهای اولیه ۲ تا ۶ و غلظت های اولیه یون های فلزی به انجام رسیده است. معادلات تعادلی جذب فلزات سرب و روی توسط دو مدل جذب فروندلیچ (Freundlich) و لانگمویر (Langmuir) تشریح شده است.

### روش بررسی

لجن هضم شده از بسترهای لجن خشک کن تصفیه خانه فاضلاب غرب اهواز (چنیبه) به صورت یکجا از نقاط مختلف بستر و از لایه های میانی برداشت شده است. جهت آماده سازی لجن با آب مقطر شستشو داده شد و در دمای حدود  $105^\circ\text{C}$  به مدت ۲۴ ساعت در آون (Oven) خشک شد و با استفاده از دسیکاتور رطوبت گیری شده است. لجن خشک شده با آسیاب به شکل پودر تبدیل شده است. برای دستیابی به پودر لجن هایی با اندازه یکسان، تمامی پودر لجن خشک شده ابتدا با الک استاندارد مش ۱۲۰ با اندازه منافذ ۱۲۵ میکرون غربال گردیده و برای حذف ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون از الک استاندارد با مش ۲۳۰ استفاده شده است.



که  $q_m$  ظرفیت جذب تک لایه جاذب بیولوژیکی (mg/g)،  $q_e$  مقدار فلز جذب شده در حالت تعادل (mg/g)،  $C_e$  غلظت تعادلی یون فلزی در محلول (mg/l) و  $b$  ثابت جذب لانگمویر (1/mg) که با انرژی آزاد جذب رابطه دارد (۱۸).

مدلهای لانگمویر با فرض یکنواخت بودن سایتهای موجود، بر روی سطح جسم جاذب و یکسان بودن انرژی جذب در این جایگاهها معرفی می شوند اما در واقع انرژی جذب در سایتهای مختلف می تواند تغییر کند زیرا سطوح واقعی ناهمگون هستند. در ایزوترم جذب فروندلیچ با در نظر گرفتن این امر فرض شده است که نواحی موجود بر روی سطح جسم جاذب یکنواخت نبوده و قدرت جذب و انرژیهای جذب متفاوتی دارند. رابطه فروندلیچ پایه تئوری نداشته و بر اساس انطباق با اطلاعات تجربی استوار است. این ایزوترم دارای کاربرد گسترده ای در توجیه پدیده های جذب مورد استفاده در مهندسی محیط زیست می باشد (۱۸). معادله فروندلیچ به شکل زیر است:

(۲)

$$q_e = k_f c_e^{1/n}$$

که در آن  $q_e$  و  $C_e$  مشابه موارد مطرح شده در رابطه لانگمویر هستند.  $k_f$  و  $n$  ثابت های مدل فروندلیچ بوده که به ترتیب معرف ظرفیت جذب و شدت جذب هستند که به عبارتی این ثابتها به ترتیب از عرض از مبدأ و شیب نمودار خطی ترسیم شده از نمودار  $\text{Log} q_e$  بر حسب  $\text{Log} C_e$  بدست می آید (۱۹).

(۳)

$$\text{Log} q_e = \text{Log} k_f + \frac{1}{n} \times \text{Log}(C_e)$$

نگهداری شده است. جهت تعیین pH بهینه از pH ۵، ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ برای هر ۳ غلظت فلز استفاده شده است. جهت تنظیم pH محلول ۰/۱ NaoH مولار و ۰/۱ HCL مولار تهیه شده است. برای تعیین دوز بهینه بیوجاذب از ۴ دوز بیوجاذب ۱، ۲، ۳، ۴ گرم بر لیتر برای هر ۳ غلظت فلز استفاده شده است. شرایط pH یکسان یعنی pH=۴ و میزان اختلاط ثابت ۲۰۰ دور بر دقیقه و زمان تماس ۱۲۰ دقیقه برای کلیه آزمایشات در نظر گرفته شده است.

برای محاسبه میزان جذب هر یون فلزی بوسیله جاذب، از ایزوترم های جذب لانگمویر و فروندلیچ استفاده شده است. ایزوترم جذب سطحی لانگمویر که بر اساس ملاحظات استدلالی حاصل شده بر مبنای فرضیات ذیل معرفی شده است:

الف) مناطق جذب واقع بر سطح جاذب، یکنواخت بوده و همگی دارای قدرت جذب یکسانی هستند. به بیان دیگر انرژی جذب یکسان بوده و بستگی به مقدار ماده جذب شونده بر روی جاذب ندارد و قابلیت جذب همه سایتهای موجود در سطح یکسان و حضور ماده جذب شده در هر جایگاه تاثیری بر دیگری نخواهد داشت.

ب) اتصالات و پیوندهای جذب سطحی برگشت پذیر هستند.

ج) ماده جذب شده، لایه ای به ضخامت یک مولکول می باشد. یعنی جذب بصورت تک لایه انجام می شود (۱۷).

ایزوترم لانگمویر بر مبنای پوشش تک لایه ماده جذب شده بر سطح جاذب همگن به صورت زیر است.

(۱)

$$q_e = \frac{b q_m c_e}{1 + b c_e}$$



استفاده شده که در زمان های تماس به ترتیب ۱۲۰ دقیقه برای سرب و برای روی ۳۰۰ دقیقه در نظر گرفته شده است و میزان اختلاط ثابت ۲۰۰ دور بر دقیقه بوده است.

$$\text{Ln}q_e = \text{Ln}k_f + \frac{1}{n} \text{Ln}C_e$$

جهت انجام آزمایشات تعادل (تعیین ایزوترم بیوجذب) از ۴ دوز بیوجذب، ۱، ۲، ۳ و ۴ گرم بر لیتر برای هر ۳ غلظت فلز در ۴ pH

جدول ۱: میزان غلظت اولیه فلزات اندازه گیری شده در پودر لجن

عنصر	غلظت (میلی گرم بر گرم وزن خشک)	درصد غلظت (mg/g)
سرب	۰/۰۵۴	۵/۴
روی	۰/۸۶۷	۸۶/۷

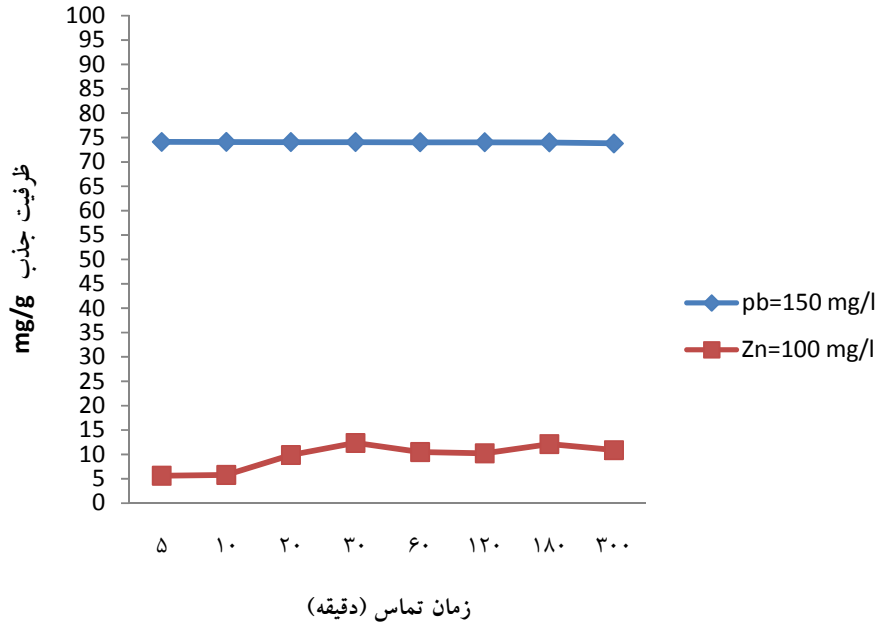
#### یافته ها

آزمایشات اولیه برای تعیین ظرفیت جذب فلزات سرب و روی در غلظت های ۱۰۰، ۵۰ و ۱۵۰ میلی گرم در لیتر و زمان های تماس ۳۰۰-۵ دقیقه به انجام رسیده است. در خصوص فلز سرب در pH ۴ و دوز بیوجذب ۰/۲g/l حداکثر ظرفیت جذب سرب در غلظت ۱۵۰mg/l و در مدت زمان ۵ دقیقه به میزان ۷۴/۱۱۴ mg/g اتفاق افتاده است.

ظرفیت جذب فلز روی در زمان های تماس مختلف و در غلظت های ۱۵۰-۵۰ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شده است. چنانچه در شکل ۱ مشخص شده است، بیشترین جذب روی در غلظت ۱۰۰mg/l و در زمان ۳۰ دقیقه اتفاق افتاده است. راندمان حذف فلزات سرب و روی در زمان های تماس مورد بررسی در شکل ۲ نشان داده شده است. می توان مشاهده کرد که با افزایش زمان تماس، راندمان حذف سرب افزایش می یابد.

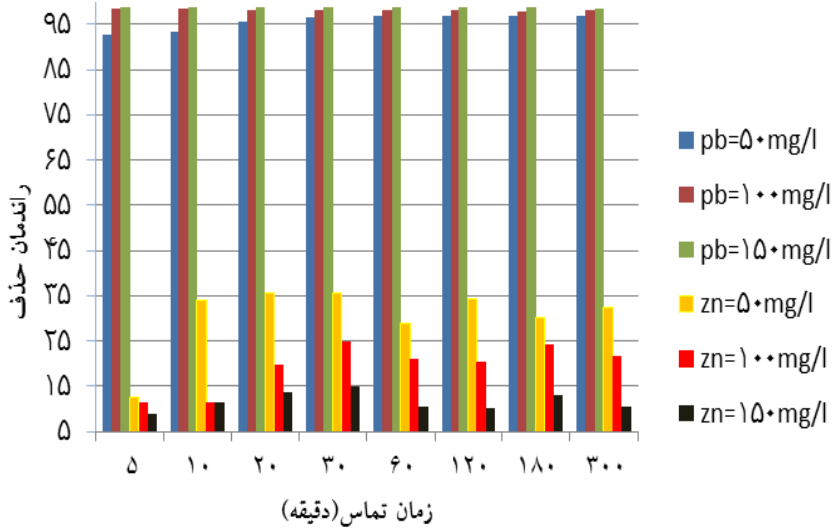
به منظور بررسی اثر pH بر راندمان جذب فلزات سرب و روی بوسیله بیوجذب، مقدار ۰/۲ گرم پودر لجن با ۱۰۰ میلی لیتر محلول فلز سرب و روی به طور جداگانه در غلظت های ۱۵۰-۵۰ میلی گرم در لیتر و pH های ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ ترکیب شده است. تمامی آزمایشات در زمان ۱۲۰ دقیقه مورد بررسی قرار گرفتند. راندمان جذب فلزات سرب و روی در شرایط مورد بررسی در شکل ۳ نشان داده شده است.

به منظور بررسی اثر دوز بیوجذب، مقادیر ۰/۱، ۰/۲، ۰/۳ و ۰/۴ گرم پودر لجن با ۱۰۰ میلی لیتر محلول سرب و روی به طور جداگانه ترکیب شده است. محلول های سنتتیک سرب و روی با غلظت های ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر در pH ثابت ۴ و مدت زمان ۱۲۰ دقیقه مورد آزمایش قرار گرفته است. شکل ۴ اثر دوز پودر لجن را بر روی راندمان جذب فلزات سرب و روی نشان داده است.



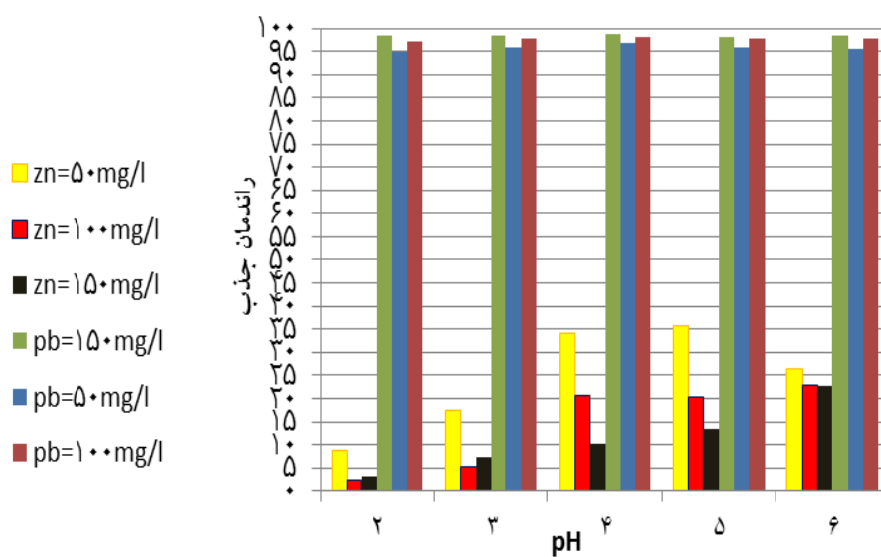
شکل ۱: ظرفیت جذب فلز سرب و روی در زمانهای تماس مختلف

(غلظت ورودی سرب ۱۵۰ میلی گرم در لیتر و غلظت ورودی روی ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، pH=۴ و دوز بیوجاذب ۰/۲۸ g/l)



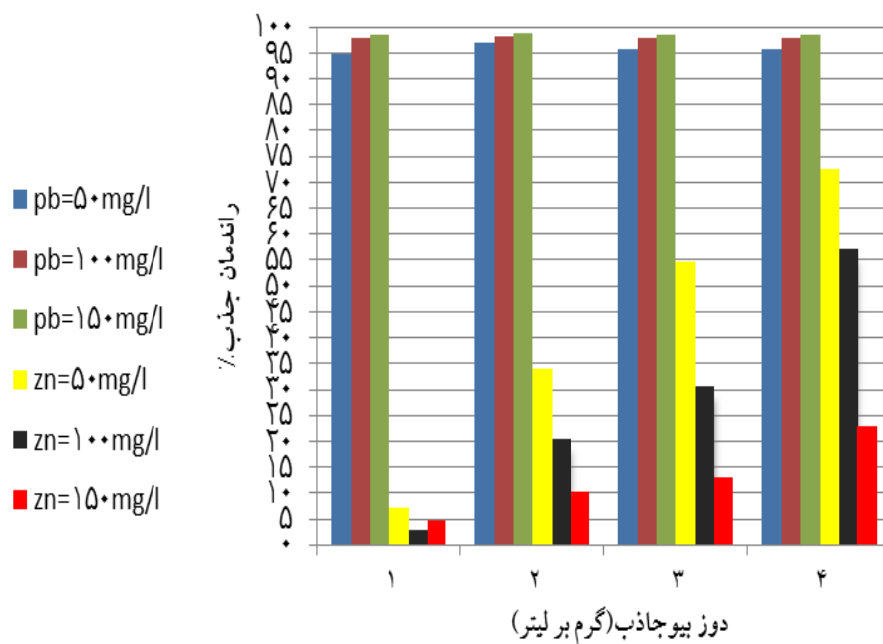
شکل ۲: راندمان حذف فلزات سرب و روی در زمانهای تماس مختلف

(غلظت ورودی ۱۰۰ میلی گرم در لیتر، pH=۴ و دوز بیوجاذب ۰/۲۸ g/l)



شکل ۳: میزان راندمان حذف فلزات سرب و روی در pH های مختلف

(غلظت های ورودی ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی گرم در لیتر، در زمان ۱۲۰ دقیقه و دوز بیوجاذب  $\frac{0.2 \text{ g}}{\text{L}}$ )



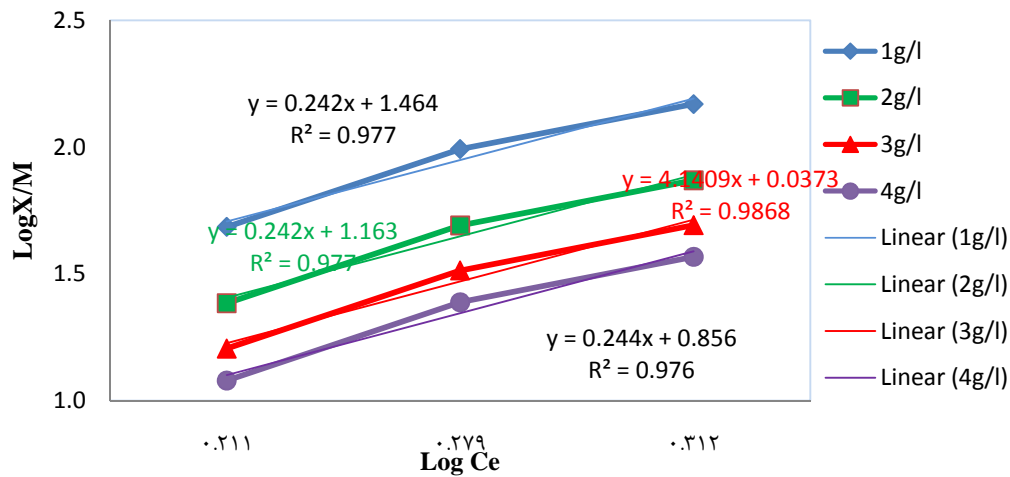
شکل ۴: میزان راندمان حذف فلزات سرب و روی در دوزهای مختلف بیوجاذب

(غلظت های ورودی ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی گرم در لیتر در  $\text{pH} = 4$  و زمان تماس ۱۲۰ دقیقه)

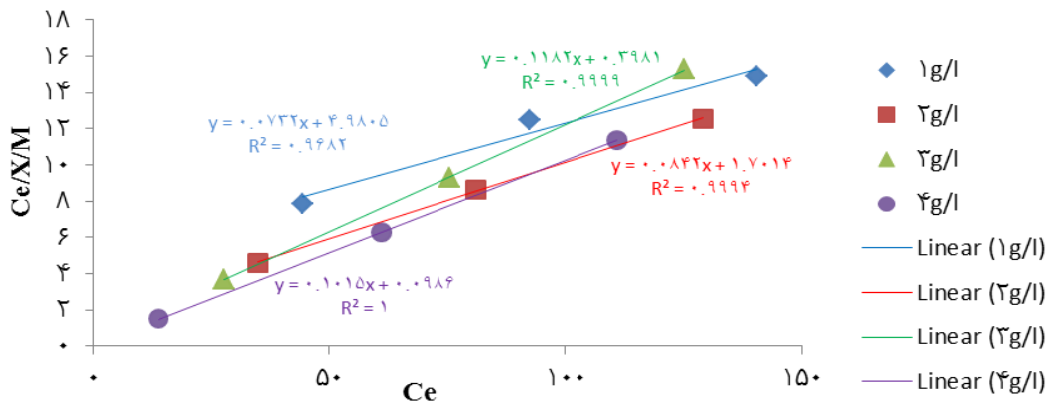


پودر لجن دفعی تا ۴ برابر، بازده فرآیند جذب را حدود ۶۰ درصد برای غلظت ۵۰mg/l افزایش داده است. در این پژوهش به بررسی ایزوترم های جذب فلزات سرب و روی در غلظت های مختلف بیوجاذب ۳,۲,۱ و ۴g/l پرداخته شده است. شکل ۵ فرایند جذب سرب را با مدل فروندلیچ نشان داده است. فرایند جذب فلز روی با دو مدل فروندلیچ ولانگمویر در شکل های ۶ و ۷ نشان داده شده است.

در خصوص فلز روی، همانگونه که در شکل ۴ مشخص است بیشترین راندمان حذف در دوز ۴g/l بیوجاذب و در غلظت ۵۰mg/l محلول روی و به میزان ۷۲/۷ درصد اتفاق افتاده است. با توجه به تغییرات شکل ۴ مشاهده می شود که از دوز ۱ تا ۴ گرم بر لیتر افزایش سریعی در راندمان حذف روی اتفاق افتاده است. یعنی با افزایش پودر لجن مصرفی به علت افزایش سطح و در دسترس بودن نقاط فعال، جذب افزایش یافته است. افزایش میزان

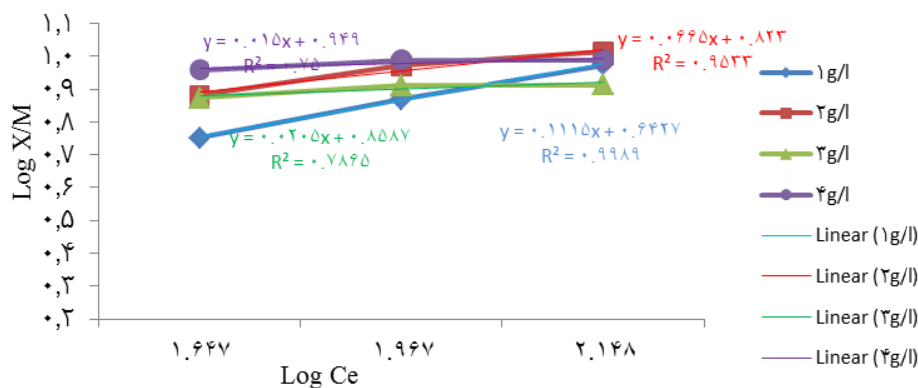


شکل ۵: ایزوترم فروندلیچ دوزهای مختلف بیوجاذب برای فلز سرب



شکل ۶: ایزوترم لانگمویر دوزهای مختلف بیوجاذب برای فلز روی





شکل ۷: ایزوترم فروندلیچ دوزهای مختلف بیوجاذب برای فلز روی

## بحث و نتیجه گیری

در خصوص ظرفیت جذب فلزات سرب و روی بر بیوجاذب، همانگونه که در شکل ۱ نشان داده شده است سرعت جذب در ابتدا به دلیل وجود مکان های فعال زیاده تر بر روی بیوجاذب بالاتر است. چنانچه این مکان های جذب پر شوند، سرعت ربایش با میزان ماده جذب شده ای که از محل های جذب بیرونی به مکان های جذب داخلی ذرات جاذب نقل مکان می کنند، کنترل می شود (۲۰). با توجه به شکل ۱ مشاهده می شود که با افزایش زمان تماس ظرفیت جذب افزوده شده است و پس از مدتی حالت ثابت و کاهشی به خود می گیرد که این مسئله می تواند به خاطر وجود ساختار ریز خلل و فرج دار بر روی سطح جاذب باشد. در تحقیقی که اسماعیلی و همکاران در حذف نیکل از پساب صنعتی با گیاه دریایی گراسیلاریا انجام دادند، بیشترین میزان جذب در ۱۵ دقیقه اول مشاهده شده است (۱۶).

بر اساس نتایج حاصله راندمان حذف سرب برای غلظت ۵۰ mg/l در ۶۰ دقیقه اول تقریباً سریع بود. در طول زمان تماس بعد از یک ساعت، میزان افزایش راندمان حذف جزئی بوده و در زمان تماس بیش از ۱۲۰ دقیقه تقریباً راندمان حذف سرب ثابت بوده است. بنابراین زمان تعادل ۱۲۰ دقیقه تخمین زده شد. اما در مورد غلظت های ۱۰۰ و ۱۵۰ mg/l بیشترین راندمان حذف در ۵ تا ۱۰ دقیقه اول و به میزان ۹۸/۸ درصد صورت پذیرفته و سپس حالت ثابت به خود گرفته است. تأثیر پارامتر مدت زمان بر روی راندمان حذف فلز روی نشان می دهد که برای غلظت ۵۰ mg/l بازده فرآیند بیشتر از غلظت های ۱۰۰ و ۱۵۰ mg/l می باشد و همانگونه که مشاهده می شود با ۳ برابر شدن غلظت یون روی در محلول اولیه بازده ای فرآیند تقریباً ۲ تا ۳ برابر کاهش می یابد. در مورد غلظت ۵۰ mg/l می بینیم که پس از طی ۳۰ دقیقه اول به بالاترین راندمان حذف یعنی ۳۵/۵۸ درصد می رسد و بعد از این مدت اندکی نوسان کاهش و افزایش مشاهده می شود. در مورد غلظت



محلول به دو شکل توصیف می شود: اول اینکه یون های فلزی در pH های مختلف می توانند رفتارهای منحصر به فرد متفاوتی داشته باشند و دیگر آنکه سطح بیوجاذب از پلیمرهایی با گروه های عمل بسیار زیادی تشکیل شده است و بنابراین بار خالص جاذب بیولوژیکی وابسته به pH می باشد (۳). در پژوهش ال- کوده (Al-Qodah) حداکثر جذب فلزات مس، کادمیم و نیکل بر بیوجاذب لجن فعال، در pH حدود ۵ اتفاق افتاده است (۵). pH بهینه در مطالعه پاموکوگلو (Pamukoglu) برای حذف مس بوسیله پودر لجن فعال به میزان ۵ بیان گردیده که در این pH حداقل پتانسیل زتا بر روی ذرات پودر لجن مشاهده شده است (۱۲). در مطالعه همایینی (Hammaini) و همکاران pH بهینه برای جذب فلزات کادمیم، مس و سرب توسط لجن فعال، ۴ و برای نیکل و روی ۵ بوده است (۶).

بررسی اثر دوز بیوجاذب بر راندمان جذب نشان می دهد که بیشترین میزان جذب فلز سرب در دوز ۲g/l اتفاق افتاده است و بیشترین راندمان جذب مربوط به غلظت ۱۵۰mg/l محلول سرب و به میزان ۹۸/۷ درصد می باشد. البته در غلظت ۵۰mg/l تغییر دوز بیوجاذب تاثیر بیشتری بر راندمان جذب داشته است. یافته ها بیانگر آن است که از دوز جاذب ۰/۱ تا ۰/۲ گرم افزایش در راندمان جذب سرب دیده می شود و پس از آن به سمت ۰/۳ کاهش و سپس تا ۰/۴ گرم حالت ثابتی در راندمان جذب بدست آمده است. دلیل این امر آن است که علی غم اینکه افزایش میزان بیومس باعث افزایش مکانهای جذب برای یون های فلزی می گردد، زمانی که غلظت بیومس در محلول پایین است علاوه بر جذب سطحی،

۱۰۰ و ۱۵۰ mg/l در مدت زمان ۳۰ دقیقه بالاترین راندمان جذب مشاهده شده است. در کل بدون در نظر گرفتن اندکی نوسان پس از رسیدن به حداکثر راندمان حذف می توان همان روند کلی افزایش راندمان حذف با افزایش مدت زمان تماس را مشاهده کرد. بنابراین با توجه نوسانات، زمان تعادل ۳۰۰ دقیقه در نظر گرفته شده است. در پژوهش ایدو (Iddou) که در جذب کروم از پساب با لجن فعال دفعی انجام گرفته است زمان رسیدن به تعادل ۳۰ دقیقه اعلام شده است (۲۱).

براساس نتایج بدست آمده، حداکثر جذب برای فلز سرب در غلظت ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر و در pH ۴ اتفاق افتاده است. در خصوص فلز روی بیشترین راندمان جذب در غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر و در pH ۴ تا ۵ اتفاق افتاده است و پس از آن راندمان جذب کاهش پیدا کرده است. بطور کلی با توجه به تغییرات نمودار مشاهده می شود که در غلظت ۵۰ppm از pH ۲ تا ۵ راندمان جذب افزایش یافته اما در pH ۶ کاهش ناگهانی دارد که این کاهش را می توان به این علت دانست که در غلظت های کمتر یون OH<sup>-</sup> بیشتر می تواند برای تشکیل رسوب عمل کند تا در غلظت های بالاتر. همان گونه که می بینیم برای غلظت ۱۰۰ و ۱۵۰mg/l بیشترین راندمان جذب مربوط به pH ۶ می باشد و pH بهینه را می توان ۶ در نظر گرفت. ولی برای غلظت ۵۰ mg/l حداکثر راندمان جذب در pH ۵، ۳۵/۸ درصد می باشد. پژوهش ها بیانگر آن است که لجن فعال در سطح خود دارای بار منفی است که اتصال کاتیون های فلزی مثبت را به آن تسهیل می نماید (۲۰). بر هم کنش ماده جذب شونده و جاذب تحت تاثیر pH



اخیر دو معادله ایزوترمی مورد آزمون قرار گرفته است که ایزوترم های فروندلیچ ولانگمویر نام دارند. کیفیت ایزوترم های داده های آزمایشگاهی، براساس بزرگی ضریب همبستگی رگرسیون ارزیابی می شود (۳). نتایج ایزوترم های فلز سرب نشان می دهد که نمودارهای ایزوترم لانگمویر برای توصیف فرایند جذب سرب مناسب نمی باشند. نمودار خطی با شیب مثبت و ضرایب همبستگی بالا نشان می دهد که جذب سرب از مدل فروندلیچ به خوبی تبعیت می کند.

با توجه به خطی بودن نمودارها و ضرایب همبستگی ( $R^2$ ) بدست آمده برای فلز روی، همخوانی مناسب داده های جذب با هر دو ایزوترم لانگمویر و فروندلیچ به خوبی مشخص است. لذا فرایند بیوجذب فلز روی از هر دو مدل پیروی می کند. همایی و همکاران در بیوجذب فلز سرب و روی با لجن فعال اعلام نمودند که وابستگی جذب به غلظت یون های فلزی با ایزوترم لانگمویر تناسب بیشتری نسبت به ایزوترم فروندلیچ دارد (۶).

در مطالعه کارگی (Kargi) در حذف یون روی بر پودر لجن دفعی پیش تصفیه شده ایزوترم های لانگمویر نسبت به سایر ایزوترم های تست شده تطابق بیشتری را نشان داده است (۲۴).

با توجه به نتایج پژوهش حاضر می توان گفت، پودر لجن دفعی فاضلاب شهری می تواند بعنوان جاذبی در دسترس و بسیار عالی برای حذف سرب بکار گرفته شود و همچنین نیز جاذب مناسبی برای حذف روی، از پسابهای با غلظت متوسط باشد به شرط آنکه از لجنی استفاده شود که میزان غلظت اولیه یون روی در آن پایین باشد.

یونهای فلزی می توانند به داخل سلولها نیز نفوذ کرده و در نتیجه میزان جذب به ازاء هر گرم بیومس را افزایش دهند، در حالی که بالا بودن غلظت بیومس مانع از انجام چنین فرآیندی می شود. توجیه دیگر این است که تراکم و تجمع فراوان اجزای سلول در غلظتهای زیاد بیومس اتفاق می افتد که باعث کاهش مکانهای فعال برای جذب مناسب فلزات سنگین می گردد. در خصوص فلز روی، حداکثر راندمان حذف برای دوز بیوجذب معادل ۰/۴ گرم و برای غلظت فلز روی برابر با ۵۰ ppm، ۷/۷ درصد بدست آمده است. در مطالعه پاموگلو، بالاترین ظرفیت جذب یون مس (II) با پودر لجن دفعی ۰/۲۵g/l بدست آمده است (۱۲). در پژوهشی که توسط ارهان (Orhan) و همکاران انجام گرفت، دوز بهینه بیوجذب در حذف یون های کروم، نیکل، مس، روی و کادمیم ۰/۳g/l بیان گردیده است (۲۲).

در تحقیقی که توسط ندیم (Nadeem) و همکاران بر روی اصلاح فیزیکی و شیمیایی لجن حاصل از تقطیر بر روی بیوجذب سرب انجام گرفت بهترین دوز بیوجذب ۰/۰۵g اعلام شده است (۲۳).

داده های تعادلی که اغلب به عنوان ایزوترم های جذب شناخته شده اند، نیازمندی های اولیه برای طراحی سیستم های جذب به شمار می روند. این داده ها اطلاعات مربوط به ظرفیت جاذب یا مقادیر مورد نیاز برای حذف جرم واحد آلاینده تحت شرایط سیستم را فراهم می نمایند. به منظور بهینه کردن طراحی سیستم جذب در حذف آلاینده ها از پساب، مهم این است که مناسب ترین همبستگی برای نمودار تعادلی را ایجاد نماییم. در مطالعات



## References

- 1-Remenarova L, Pipiska M, Hornik M, et al. Biosorption of cadmium and zinc by activated sludge from single and binary solutions: Mechanism, equilibrium and experimental design study *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2012; 43: 433–43.
- 2- Xuejiang W, Ling C, Siqing X, et al. Biosorption of Cu(II) and Pb(II) from aqueous solutions by dried activated sludge *Minerals Engineering Journal* 2006; 19: 968–71.
- 3- Benaïssa H, Elouchdi M A. Biosorption of copper (II) ions from synthetic aqueous solutions by drying bed activated sludge. *Hazardous Materials* 2011; 194: 69–78
- 4- Hussein H, Ibrahim S.F, Kandeel K Moawad H. Biosorption of heavy metals from waste water using *Pseudomonas sp.* *Electronic J Biotechnol* 2004; 7(1):. Online Available from:  
<http://www.ejbiotechnology.info/content/vol2/issue3/full/3/index.html>.
- 5- Al-Qodah Z. Biosorption of heavy metal ions from aqueous solutions by activated sludge. *Desalination* 2006; 196: 164–76
- 6- Hammami A, Gonzalez F, Ballester A. et al. Biosorption of heavy metals by activated sludge and their desorption characteristics. *Environmental Management* 2007; 84: 419–26
- 7- Jindarom C, Meeyoo V, Kitiyanan B, et al. Surface characterization and dye adsorptive capacities of char obtained from pyrolysis/ gasification of sewage sludge *Chem. J* 2007; 133: 239–46.
- 8- Bouzid J, Elouear Z, Ksibi M, et al. A study on removal characteristics of copper from aqueous solution by sewage sludge and pomace ashes. *Hazard Mater* 2008; 152 (2): 838–45.
- 9- Gulnaz O, Saygideger S, Kusvuran E. Study of Cu (II) biosorption by dried activated sludge: effect of physico-chemical environment and kinetics study. *Hazard Mater* 2005; 120 (1–3): 193–200.
- 10- Hawari A H, Mulligan CN. Biosorption of lead (II), cadmium (II), copper (II) and nickel (II) by anaerobic granular biomass. *Bioresour Technol* 2006; 97 (4): 692–700.
- 11- Hsieh CH, Lo SL, Kuan WH, Chen CL. Adsorption of copper ions onto microwave stabilized heavy metal sludge. *Hazard Mater* 2006; 136 (2): 338–44.
- 12- Pamukoglu MY, Kargi F. Cu (II) ion recovery by biosorption onto powdered waste sludge (PWS) in a fed-batch reactor: particle size effects. *Sep Sci Technol* 2007; 42 (2): 285–98.



- 13- Pamukoglu MY, Kargi F. Elimination of Cu(II) toxicity by powdered waste sludge (PWS) addition to an activated sludge unit treating Cu(II) containing synthetic wastewater. *Hazard Mater* 2007; 148 (1-2): 274-80.
- 14- Pamukoglu MY, Kargi F. Biosorption of copper (II) ions onto powdered waste sludge in a completely mixed fed-batch reactor: estimation of design parameters. *Bioresour Technol* 2007; 98(6): 1155-62.
- 15- Pan SC, Lin CC, Tseng DH. Reusing sewage sludge ash as adsorbent for copper removal from wastewater. *Resour Conserv Recycl* 2003; 39 (1): 79-90.
- 16- Esmaeeli A. et al. Investigation of Ni(II) removal from industrial effluents with *Grasilaria* plant. *Medicinal planet* 2008; 26(2):45-52. [Persian]
- 17- Rajabzadeh Seke M, Saeedi M. Biosorption of Pb, Ni, Cr with Jajrood river precipitant and suspended material and comparison with sorption equations. *Environmental engineering Conference*. 1387; 1-9. [Persian]
- 18- Aloma I, Martin-Lara MA, Rodriguez IL, et al. Removal of nickel (II) ions from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse. *Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2012; 43:275-81
- 19- Erfani Javdani A, Khodadadi A, Ayati B. Surveying the effect of nano clay in removing Pb and Zn from leachate in landfill and industrial wastewater. *Engineering Geology and Environment Conference, Tarbiyat Modares University*, 2008; 1297-1308
- 20- Kumar AV, Darwish NA, Hilal N. Study of various parameters in the biosorption of heavy metals on activated sludge. *World Applied Sciences J (Special Issue for Environment)* 2009;5:32-40.
- 21- Iddou A, Ouali M.S. Waste-activated sludge (WAS) as Cr (III) sorbent biosolid from waste water effluent, colloids and surfaces B: *Biointerfaces* 2008; 6: 240-5.
- 22- Orhan y, Hrenovic J, Buyukgungor H. Biosorption of Heavy metals from wastewater by Biosolids, *Eng. Life Sci.*, 2005; 6 (4): 399 – 402
- 23- Nadeem R, et al. Physical and chemical modification of distillery sludge for pb(II) biosorption. *Hazardous Materials* 2008; 150: 335 –42
- 24- Kargi F, cikla S. Biosorption of Zinc (II) ions on to powdered waste sludge (PWS): Kinetics and isotherms. *Enzyme and microbial technology* 2006; 38: 705- 10



## Biosorption of lead and Zink ions from Synthetic Aqueous Solutions by Ahvaz WWTP powdered activated sludge

Takdastan A(Ph.D)<sup>1</sup>, Eslami A(MS.c)<sup>2</sup>, Ramezani Z(ph.D)<sup>3</sup>, Taghi Moheb H(MS.c)<sup>4</sup>

1.Assistant Professor,Department of Environmental Health Engineering and Environmental Technology Research Centre, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran.

2.Department of Environmental Engineering, College of Energy and Environment, Tehran Science and Research branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

3.Assistant Professor Department of Pharmaceutics, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran

4.Corresponding author:MS.c of Environmental Engineering, Khuzestan University, Sciences and Research Branch, Ahvaz, Iran,

### Abstract

**Introduction:** Since the existing methods to remove the hazardous material are associated with problems, recently, the tendency is to use Biosorption methods by Low-cost adsorbents: this was investigated in our project. This study was conducted to investigate the adsorption of lead and zinc from aqueous solution by using powdered excess sludge (biosolid) from sludge drying beds of municipal wastewater.

**Methods:** Experiments were carried out as batch system with the shaker device at 20 to 26°C and a stirring rate of 200 rpm by preparing solutions in 100 ml of sludge powder. The experiments were carried out with synthetic effluent prepared by zinc and lead standard solutions. Parameters affecting the adsorption of this research was determined by solution pH at 2 to 6, contact time 5 to 300 minutes, initial metal ion concentration 50, 100 and 150mg/l as well as determining the equilibrium adsorption. The pretreatment of biosolids consisted of dewatering, grinding and grainsizing with sieves (mesh dimensions between 120 and 230).

**Results:** According to the results of biosorption process, maximum lead adsorption efficiency in 150 mg/l concentration was 98.8% at 5 minutes contact time, and maximum zinc adsorption efficiency in 50mg/l concentration, 35.6% at 30 minutes. The equilibrium time for lead ion was observed after 120 minutes, and 300 minutes for zinc ion. Optimum pH was found 4 and 6 for lead and zinc ions respectively. Optimum concentration of biosolid was observed in 2g/l with maximum adsorption efficiency of 98.7% and 4g/l with maximum adsorption efficiency of 72.7% for lead and zinc ions respectively. Freundlich Isotherm was an appropriate method to describe the adsorption for both metals. Langmuir isotherm is highly appropriate for zinc linear regression, and the results out of lead adsorption were far-reaching.

**Conclusion:** According to the results, excess municipal sludge can be used as an available and very excellent adsorbent for lead ions, and also an appropriate adsorbent to remove zinc from effluents with average concentration in biosolids with low initial concentration of zinc.

**Keywords:** Biosorption, Lead, Zink, Biosolid, Adsorption, Isotherms