



## مدل سازی، سینتیک و ایزوترم جذب زیستی فلز سنگین سرب توسط جاذب *Chlorella vulgaris*

اکرم سادات نعیمی<sup>۱\*</sup>، جنت سرمد<sup>۱</sup>، نسترن محسنی<sup>۲</sup>، ناز چائی بخش<sup>۳</sup>

تاریخ دریافت: فروردین ۹۵

تاریخ پذیرش: خرداد ۹۵

### چکیده

یکی از تکنولوژی‌های موثر برای حذف فلزات سنگین، استفاده از جاذب‌های زیستی است. در پژوهش حاضر مدل‌سازی، سینتیک و ایزوترم جذب زیستی فلز سنگین سرب توسط جلبک سبز تک یاخته‌ای *Chlorella vulgaris* از محلول‌های آبی مورد بررسی قرار گرفت. پس از کشت *C. vulgaris* در محیط کشت زاینده مثبت و رسیدن به فاز لگاریتمی، برداشت جلبک انجام و پس از سانتریفوژ، توسط دستگاه فریز درایر خشک شد. در ادامه، ایزوترم‌ها و سینتیک جذب این فلز، با بررسی پارامترهای موثر بر جذب زیستی محاسبه و تعیین شد. نتایج نشان داد که با افزایش جرم جاذب، میزان جذب سطحی کاهش یافت. همچنین، با افزایش غلظت اولیه یون فلز درصد حذف فلز کاهش پیدا کرد. به علاوه، بررسی‌های سینتیک جذب نشان داد، جذب فلز سرب توسط *C. vulgaris* از مدل جذب سینتیکی درجه دوم پیروی می‌کند و ایزوترم جذب آن منطبق با مدل لانگمویر است. همچنین مدل‌سازی حذف فلز سنگین با استفاده از روش رگرسیون خطی چند متغیره نشان داد که فرآیند جذب و اثر پارامترها بر روی آن با یک معادله درجه دوم قابل توضیح است. این معادله نشان می‌دهد pH موثرترین عامل در حذف فلز سرب است.

**واژگان کلیدی:** جلبک *Chlorella*، فلزات سنگین، ایزوترم لانگمویر، جاذب، زمان تماس.

۱- استادیار گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

۲- کارشناس ارشد فیزیولوژی گیاهی، دانشکده علوم، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

۳- استادیار گروه شیمی، دانشکده علوم، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

\* نویسنده مسئول: [a\\_naeemi@guilan.ac.ir](mailto:a_naeemi@guilan.ac.ir)

## مقدمه

سرب به عنوان فلزی سنگین و استراتژیک به طور گسترده در صنعت مورد استفاده قرار می‌گیرد. آلودگی اصلی سرب ناشی از اتومبیل‌ها، کارخانجات باتری‌سازی، صنایع نساجی، رنگ، شیشه، چاپ و غیره است. حد مجاز مطرح شده توسط خدمات سلامت عمومی برای این فلز در آب آشامیدنی ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر است و مقادیر بالاتر آن مضرات مختلفی به همراه دارد. بنابراین باید پیش از تخلیه پساب‌های حاوی سرب به فاضلاب شهری یا دفع آن در محیط زیست، نسبت به جداسازی این فلز از آن‌ها اقدام شود (جوانبخت و همکاران، ۱۳۹۰). تجمع فلزات توسط میکروارگانیسم‌ها (جذب زیستی) می‌تواند توسط یک یا مجموعه‌ای از مراحل چهارگانه زیر اعمال شود: (۱) به دام افتادن به وسیله اجزای سلولی، (۲) انتقال فعال در سرتاسر غشای سلولی، (۳) تبادل کاتیونی و (۴) جذب سطحی (Harris and Ramelow, 1990). همچنین مطالعات نشان می‌دهد که جذب وابسته به غلظت زیست توده، مقدار pH، دما و در دسترس بودن فلزات سنگین است (Vogel et al., 2010). *Chlorella* جلبکی تک یاخته‌ای با ابعادی بین ۲ تا ۱۲ میکرون و کروی شکل است.

میزان فلزات سنگین به دلیل فعالیت‌های صنعتی و توسعه تکنولوژی به طور مداوم در حال افزایش بوده و این امر برای محیط زیست و سلامت عمومی بسیار خطرناک است (یوسفی و همکاران، ۱۳۹۰). بنابراین تصفیه و حذف فلزات سنگین قبل از تخلیه به منابع آبی لازم و ضروری است. روش‌های مرسوم برای حذف فلزات سنگین از قبیل رسوب شیمیایی، تبادل یونی، روش‌های الکتروشیمیایی، استخراج با حلال و فیلتراسیون غشایی و غیره گران قیمت و دارای محدودیت‌هایی هستند (Kant and Prakash, 2001). جذب زیستی فلزات سنگین، یک تکنولوژی نسبتاً جدید برای تصفیه پساب‌های صنعتی است و هدف از آن، حذف فلزات سمی و پاک‌سازی محیط زیست و همچنین بازیافت فلزات با ارزش است. از مزایای مهم تکنولوژی جذب زیستی، می‌توان به موثر بودن آن در کاهش غلظت یون فلز سنگین، قابلیت تولید مجدد جاذب، عدم تولید لجن، امکان بازیافت فلز و استفاده از مواد جاذب زیستی ارزان قیمت مثل جلبک طبیعی که به وفور یافت می‌شوند، اشاره کرد (ربانی و همکاران، ۱۳۸۸؛ Aung et al., 2013).

همچنین در مطالعه دیگری نشان داده شد که جلبک *C. vulgaris* کارایی بالایی در جذب زیستی دارد و معادله شبه درجه دوم، مدل مناسبی برای شرح جذب زیستی است (Aung et al., 2013). Rodrigues و همکاران در سال ۲۰۱۲ جذب زیستی فلزات سنگین را بر روی زیست‌توده خشک *C. vulgaris* و *Spirulina sp.* در سیستم‌های چندتایی فلزات مورد بررسی قرار دادند. نتایج مطالعات آن‌ها نشان داد که زیست‌توده خشک *C. vulgaris* جاذب بهتری نسبت به *Spirulina sp.* است و استفاده از آن را به عنوان جاذب برای حذف فلزات از فاضلاب پیشنهاد می‌کنند (Rodrigues et al., 2012).

در مطالعه حاضر علاوه بر بررسی جذب زیستی جلبک *C. vulgaris* از ابعاد مختلف، با استفاده از مدل رگرسیون خطی چند متغیره (MLR) نیز میزان و چگونگی جذب با استفاده از مدل‌های لانگمویر و فروندلیش و سینتیک جذب بررسی شد. در مدل لانگمویر، گونه‌های جذب شده فقط با سایت‌های جاذب سطح برهم‌کنش دارند. بنابراین جذب تنها به یک لایه بر روی سطح محدود می‌شود و به صورت یکنواخت انجام می‌گیرد. همچنین در این مدل، فرض بر این است که سایت‌های جذبی

کلروپلاست فنجانی شکل با هسته‌ای مشخص دارد و انواع گونه‌های آن در آب‌های شیرین و شور و خاک‌های نمناک یافت می‌شود (کیان‌مهر، ۱۳۸۴). استفاده از این جلبک به علت داشتن شرایط کشت سلولی ارزان، سرعت رشد بالا و نگهداری راحت و ساده در یک محیط کشت معدنی در زمینه‌های مختلف توسعه یافته است. برخی از مهم‌ترین زمینه‌های کاربرد این جلبک عبارت است از: تصفیه آب و فاضلاب، سم‌زدایی زیستی و کنترل فلزات سنگین در طبیعت و جریان فاضلاب‌ها (Shakya, 2007). مطالعات مختلفی در مورد بررسی جذب زیستی سرب توسط جلبک *Chlorella vulgaris* یا ریزجلبک‌های دیگر صورت گرفته است از جمله: در مطالعه‌ای که توسط Abdel Hameed در سال ۲۰۰۶ انجام گرفت، مشخص شد که جلبک *C. vulgaris* به طور قابل توجهی در حذف فلز سنگین سرب کارآمد است. در پژوهشی که توسط Inthorn و همکاران در سال ۲۰۰۲ انجام شد، مشخص شد که جلبک‌های *Scenedesmus sp.*، *Chlorococcum sp.*، *Lyngbya spiralis* و *Stigonema sp.*، *Tolypothrix tenuis* و *Phormidium moll* توانایی بالایی در حذف فلزات سنگین جیوه، کادمیوم و سرب دارند.

دمای  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ ، شدت نوری ۲۵۰۰ لوکس و تناوب نوری ۱۲ ساعت روشنایی و ۱۲ ساعت تاریکی تحت شرایط هوادهی، در حجم بالا کشت و پس از ۱۲ روز برداشت شد. جلبک‌ها پس از سانتریفیوژ به مدت ۱۵ دقیقه با سرعت ۳۵۰۰ rpm، دو تا سه بار با آب مقطر دو بار دیونیزه شستشو داده شدند و در نهایت زیست‌توده آماده شده با دستگاه فریز درایر به مدت ۲۴ ساعت غیرفعال و خشک شد.

#### تهیه محلول‌های مورد نیاز آزمایش

برای تهیه محلول اولیه ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر فلز سرب، ۱/۵۹۸ گرم نمک نترات سرب با خلوص ۹۹/۹ درصد با آب مقطر بدون یون به حجم ۱۰۰۰ میلی‌لیتر رسانده شد و سپس غلظت‌های ۱۰، ۵۰، ۸۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر از محلول اولیه ساخته شد. در مرحله بعد به کمک اسید نیتریک ۰/۱ مولار و هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار pH محلول در میزان مورد نظر تنظیم و تثبیت شد.

#### بررسی اثر زمان تعادل

برای تعیین زمان تعادل، ارلن ۱۰۰ میلی‌لیتری حاوی محلول فلزی ۸۰ میلی‌گرم در لیتر یون سرب با pH ۵ در سه تکرار تهیه

تمایل یکسان برای جذب گونه مورد نظر دارند (Brown, 1983). مدل فرویندلیش یک رابطه تجربی دیگری است که به عنوان معیاری جهت توصیف کارایی جذب زیستی محسوب می‌شود. در مدل فرویندلیش فرض بر این است که فلز به لایه‌های زیرین نیز نفوذ می‌کند و جذب به صورت غیریکنواخت صورت می‌گیرد (Kaushik and Malik, 2009). سینتیک جذب، برای بررسی مکانیسم کنترل کننده در فرآیند جذب زیستی مانند انتقال جرم و واکنش شیمیایی به کار می‌رود. متداول‌ترین این مدل‌ها، مدل‌های شبه درجه اول و شبه درجه دوم هستند (ربانی و همکاران، ۱۳۸۸). بنابراین، هدف اصلی این مطالعه بررسی ظرفیت جذب جلبک *C. vulgaris* در حذف فلز سنگین سرب، بررسی سینتیک جذب فلز، بررسی ایزوترم‌های جذب و مدل‌سازی فرآیند جذب فلز توسط این جلبک است.

#### مواد و روش‌ها

##### تهیه جاذب

جلبک سبز تک یاخته‌ای *Chlorella vulgaris* از موسسه تحقیقات ماهیان خاویاری واقع در شهر رشت تهیه شد و در محیط کشت زاینده مثبت و pH حدود ۷، در اتاقک کشت با

غلظت سرب باقی مانده توسط دستگاه جذب اتمی آنالیز شد.

#### اثر غلظت اولیه یون فلز سرب

برای بررسی اثر این عامل در سه تکرار، ۱۲ ارلن حاوی محلول فلز یون سرب با غلظت‌های متفاوت ۱۰، ۵۰، ۸۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر با pH ۵ تهیه شد. سپس به هر ارلن پودر جلبک با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر افزوده شد و در مدت زمان ۶۰ دقیقه بر روی شیکر با سرعت چرخش ۱۲۵rpm در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. پس از آن نمونه‌ها در دور ۶۰۰۰rpm به مدت ۶ دقیقه سانتریفوژ شدند و محلول رویی برای تعیین غلظت سرب باقی مانده توسط دستگاه جذب اتمی آنالیز شد.

#### اثر مقدار جاذب

برای بررسی اثر این عامل، ۹ ارلن حاوی محلول فلز با غلظت ۸۰ میلی‌گرم با pH ۵ تهیه شد. سپس به هر ارلن غلظت‌های ۵، ۱۰ و ۲۰ گرم در لیتر از پودر جلبک در سه تکرار اضافه شد و در مدت زمان ۶۰ دقیقه بر روی شیکر با سرعت چرخش ۱۲۵rpm در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. سپس نمونه‌ها در دور ۶۰۰۰rpm به مدت ۶ دقیقه

شد و بر روی شیکر با سرعت چرخش ۱۲۵rpm با دمای ثابت ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت. پس از افزودن پودر جلبک *C. vulgaris* با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر به محلول، فرآیند جذب سرب از محلول توسط زیست‌توده شروع شد. در زمان‌های مختلف ۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ دقیقه هر بار ۱۰ میلی‌لیتر از نمونه برداشت شد. سپس نمونه‌ها در دور ۶۰۰۰rpm به مدت ۶ دقیقه سانتریفوژ شدند. محلول رویی برای تعیین غلظت سرب باقی مانده توسط دستگاه جذب اتمی آنالیز شد.

#### بررسی اثر pH

برای بررسی اثر pH در سه تکرار، ۱۵ ارلن جداگانه حاوی محلول فلز ۸۰ میلی‌گرم در لیتر یون سرب با pHهای ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ تهیه شد. سپس به هر ارلن پودر جلبک با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر افزوده شد. ارلن‌ها به مدت زمان ۶۰ دقیقه بر روی شیکر با سرعت چرخش ۱۲۵rpm در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. pH هر ارلن بعد از گذشت مدت زمان مورد نظر دوباره اندازه‌گیری شد و نمونه‌ها در دور ۶۰۰۰rpm به مدت ۶ دقیقه سانتریفوژ شدند. محلول رویی برای تعیین

برای رسم نمودار این دو ایزوترم از داده‌های به دست آمده در بررسی اثر غلظت‌های اولیه متفاوت از یون فلز سنگین مورد نظر، استفاده شد. همچنین برای مقایسه و بررسی میزان انحراف داده‌های آزمایشگاهی (حالت تجربی) از مدل موجود، پارامتر  $R^2$  (ضریب همبستگی)، مورد استفاده قرار گرفت. نزدیکی پارامتر  $R^2$  به عدد یک، نشان دهنده انحراف کمتر از مدل مورد نظر است (Kaushik and Malik, 2009).

#### سینتیک جذب

معادله شبه درجه اول لاگرگرین، که در آن ظرفیت اتصال سرب متناسب با تعدادی مکان‌های فعال اشغال شده بر روی جاذب است، طبق رابطه ۳ محاسبه شد (El-Naas et al., 2007):

رابطه ۳:

$$dq_t / dt = k (q_c - q_t)^2$$

k: ثابت تعادل سرعت در معادله شبه درجه اول (g/mg/min).  $q_t$ : مقدار فلز بر سطح جاذب در زمان t (mg/g).  $q_c$ : جذب در حال تعادل (mg/g)

سانتریفوژ و محلول رویی برای تعیین غلظت سرب باقی مانده توسط دستگاه جذب اتمی آنالیز شد.

#### بررسی فرآیندهای جذب زیستی

برای درک بهتر داده‌های به دست آمده در آزمایش جذب زیستی از مدل‌های ایزوترمی لانگمویر و فرویندلیش استفاده شد که می‌تواند ارتباط بین ظرفیت جذب زیستی و غلظت جاذب را در حالت تعادل بررسی کند (Akar et al., 2009). فرم خطی رابطه لانگمویر از رابطه ۱ به دست آمد (Brown, 1983):

رابطه ۱: رابطه لانگمویر

$$C_e / q_e = 1/b q_{max} + C_e / q_{max}$$

q: غلظت گونه جذب سطحی شده در فاز جامد (میلی‌گرم بر گرم جاذب).  $q_e$ : مقدار "q" در حالت تعادل.  $q_{max}$  بیشترین مقدار ممکن "q".

فرم خطی رابطه فرویندلیش از رابطه ۲ به دست آمد (Kaushik and Malik, 2009):

رابطه ۲: رابطه فرویندلیش

$$\ln q = \ln k + (1/n) \ln C_e$$

k: ثابت فرویندلیش (وابسته به انرژی پیوند).  $1/n$ : شدت جذب یا ناهمگنی سطح.

مدل‌سازی حذف فلز سنگین با استفاده از روش رگرسیون خطی چند متغیره (MLR) برای مدل‌سازی حذف فلز سنگین از روش رگرسیون خطی چند متغیره (MLR) استفاده شد. متغیرهای مستقل در این مطالعه شامل مقدار pH، زمان، مقدار جاذب و غلظت فلز بودند که در محدوده ۲ تا ۶ برای pH، ۵ تا ۱۲۰ دقیقه برای زمان، ۵ تا ۲۰ گرم بر لیتر برای مقدار جاذب و ۱۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای غلظت فلز آزمایش شدند. داده‌های درصد حذف به دست آمده، برای مدل‌سازی مورد استفاده قرار گرفتند. از داده‌های تجربی به دست آمده برای تعیین تناسب معادله رگرسیون چند جمله‌ای درجه دوم (رابطه ۵) استفاده شد (Myers et al., 2016):

رابطه ۵:

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} x_i^2 + \left( \sum_{i=j}^{k-1} \sum_{j=i+1}^k \beta_{ij} x_i x_j \right)_{i < j}$$

y: پاسخ (حذف فلز سنگین). x: متغیر مستقل.  $\beta$ : ضریب مدل.

استفاده از آنالیز واریانس (ANOVA) یک‌طرفه توسط نرم‌افزار SPSS 16 انجام گرفت.

معادله سینتیک شبه درجه دوم نیز از رابطه ۴ به دست آمد (El-Naas et al., 2007):

رابطه ۴:

$$t/q_t = 1/k^2 q_e^2 + t/q^c$$

k: ثابت سرعت واکنش درجه دوم بر حسب مقدار فلز جذب سطحی شده در مدت زمان t (mg/g).

برای رسم این منحنی سینتیک از داده‌های موجود در بررسی اثر زمان تعادل استفاده شد (El-Naas et al., 2007).

برای مدل‌سازی با روش MLR، از نرم‌افزار

Design Expert (Stat-Ease, USA) ورژن ۶

استفاده شد. مطالعه آماری مدل ایجاد شده و

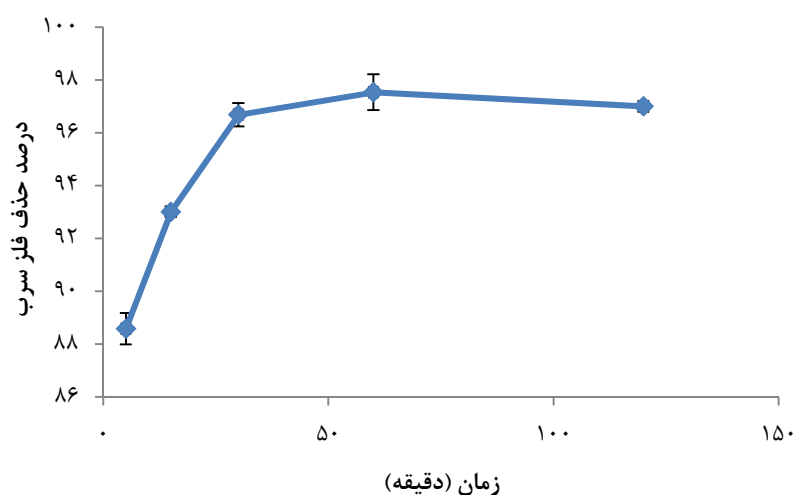
تعیین مقدار تطابق داده‌های تجربی با مدل با

## نتایج

## اثر زمان تعادل

جامد و کسر باقی مانده در محلول حدود ۶۰ دقیقه بود. همان طور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، بیش‌ترین جذب یون‌های سرب (حدود ۹۰٪) در همان ۵ دقیقه ابتدایی رخ داد و حداکثر جذب در زمان ۶۰ دقیقه دیده شد. بعد از این زمان، مقدار یون‌های جذب شده بر روی جاذب با افزایش زمان تغییر قابل توجهی پیدا نکرد.

نتایج حاصل از بررسی تعیین زمان تعادل در شکل ۱ نشان داده شده است. بر اساس نتایج، با افزایش زمان تماس کارایی جذب فلز سنگین سرب توسط جاذب *Chlorella vulgaris* افزایش پیدا کرد و زمان لازم برای ایجاد تعادل میان فلز جذب شده روی سطح



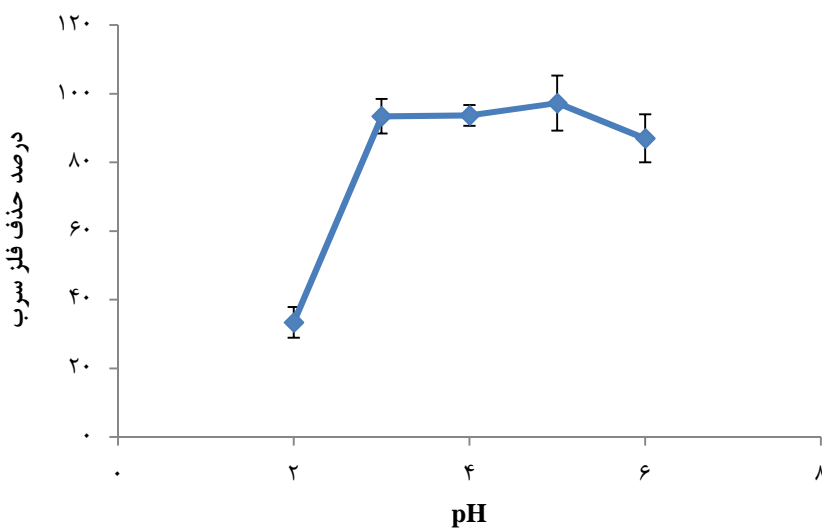
شکل ۱: اثر زمان تماس در حذف یون سرب در محلول فلزی ۸۰ mg/L یون سرب با pH ۵ بر روی شیکر ۱۲۵ rpm با دمای ۲۵°C و غلظت ۱۰ g/L پودر جلبک *Chlorella vulgaris* (میانگین  $\pm$  خطای استاندارد)

## اثر pH

( $pH < 3$ )، درصد حذف یون سرب بسیار پایین است. در pH ۳ تا ۵ مقدار جذب تقریباً ثابت بود و در pH ۵ بالاترین جذب مشاهده شد. مقدار جذب یون سرب در محیط با pH ۶ کاهش یافت.

نتایج حاصل از بررسی تاثیر pH بر جذب یون سرب در شکل ۲ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۲، در محیط‌های بسیار اسیدی





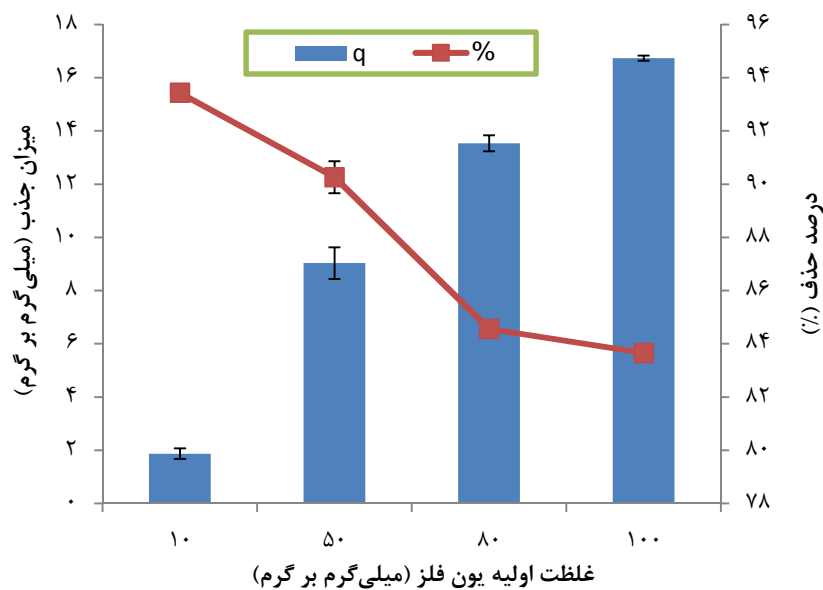
شکل ۲: اثر pH در حذف یون فلز سرب در محلول فلزی ۸۰ mg/L یون سرب بر روی شیکر ۱۲۵rpm با دمای ۲۵°C و غلظت ۱۰g/L پودر جلبک *Chlorella vulgaris* در زمان ۶۰ دقیقه (میانگین ± خطای استاندارد)

#### اثر جرم جاذب

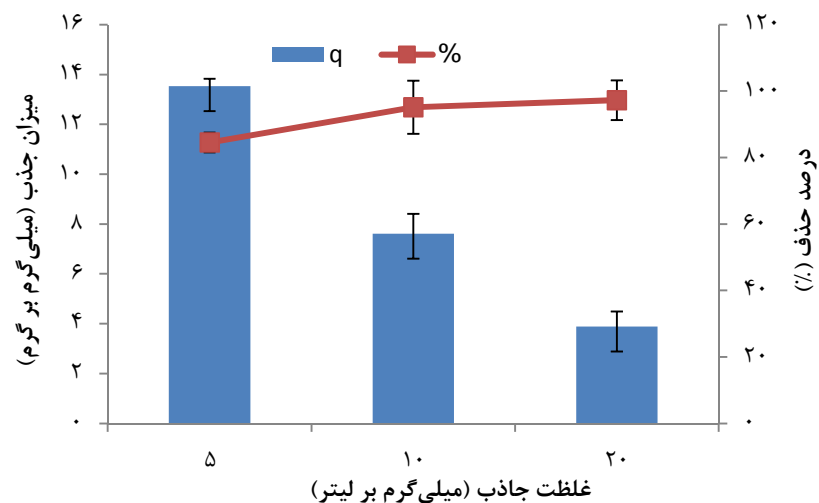
نتایج حاصل از بررسی این پارامتر در شکل ۴ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود با افزایش جرم جاذب در هر لیتر (غلظت جاذب)، میزان جذب کلی فلز توسط جاذب افزایش یافت و در صد بیش تری از فلز از محلول حذف شد، اما میزان جذب فلز به ازای هر گرم جاذب (q) کاهش یافت.

#### اثر غلظت اولیه یون فلز سرب

با بررسی نتایج به دست آمده در شکل ۳ مشخص می شود که در شرایطی که زمان تماس تعادلی معادل ۶۰ دقیقه، pH بهینه ۵ و دمای محیط ۲۵ درجه سانتی گراد بود، با افزایش غلظت اولیه یون فلزی در محلول، میزان جذب فلز به ازای هر گرم جاذب (q) افزایش، اما درصد حذف کاهش یافت.

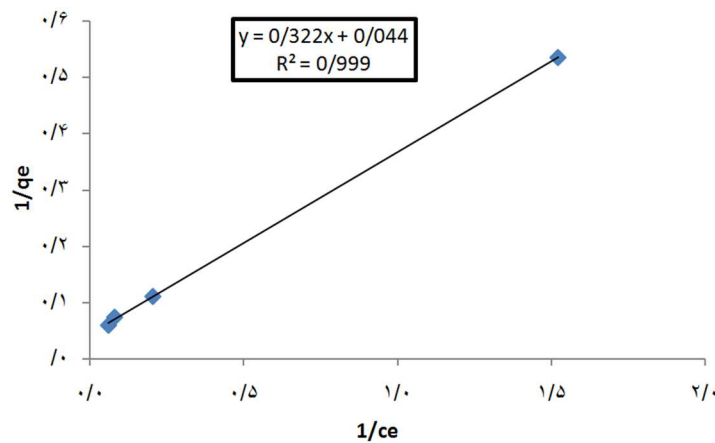


شکل ۳: اثر غلظت اولیه یون فلز سرب در حذف این یون در pH ۵ بر روی شیکر ۱۲۵rpm با دمای ۲۵°C و غلظت ۱۰g/L پودر جلبک *Chlorella vulgaris* در زمان ۶۰ دقیقه (میانگین ± خطای استاندارد)

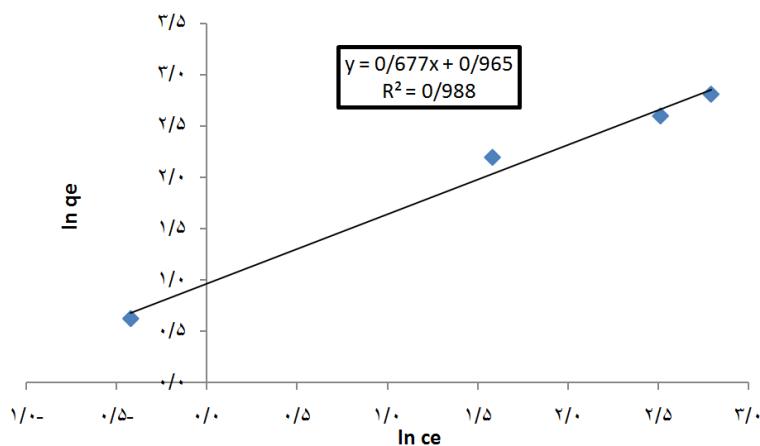


شکل ۴: اثر غلظت جاذب بر میزان جذب و حذف یون سرب در محلول فلزی ۸۰mg/L یون سرب با pH ۵ بر روی شیکر ۱۲۵rpm با دمای ۲۵°C و در زمان ۶۰ دقیقه (میانگین ± خطای استاندارد)

بررسی فرآیندهای جذب زیستی اثر غلظت‌های اولیه از یون فلز سرب رسم منحنی‌های ایزوترم لانگمویر و فرویندلیش شده‌اند به ترتیب در شکل‌های ۵ و ۶ نشان داده شده‌اند. که بر اساس داده‌های به دست آمده از بررسی



شکل ۵: منحنی ایزوترم لانگمویر برای جذب زیستی یون فلز سرب بر روی جاذب.  $q_e$ : غلظت جذب سطحی در فاز جامد (میلی‌گرم بر گرم جاذب) در حالت تعادل.  $c_e$ : غلظت جذب شونده در حالت تعادل.



شکل ۶: منحنی ایزوترم فرویندلیش برای جذب سطحی یون فلز سرب بر روی جاذب.  $q_e$ : غلظت جذب سطحی در فاز جامد (میلی‌گرم بر گرم جاذب) در حالت تعادل.  $c_e$ : غلظت جذب شونده در حالت تعادل.

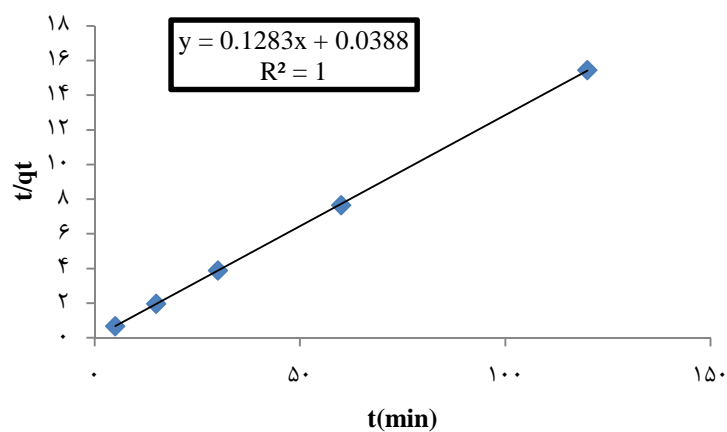
ضرایب همبستگی ذکر شده در شکل‌های ۵ و ۶ و ثابت‌های محاسبه شده مدل لانگمویر و فرویندلیش در جدول ۱ نشان می‌دهد که حذف یون سرب توسط جاذب *C. vulgaris* بیش‌تر از مدل لانگمویر تبعیت کرد.

جدول ۱: ثابت‌های محاسبه شده مدل لانگمویر و فرویندلیش برای جذب زیستی یون فلز سرب

یون فلز	$q_{max}$	$b$	$k$	$n$	$1/n$
$Pb^{+2}$	۲۲/۶۸	۱	۲/۶۳	۱/۴۹	۰/۶۷

$q_{max}$ : ظرفیت جذب تک‌لایه جاذب.  $b$ : ثابت جذب لانگمویر.  $k$ : ثابت جذب فرویندلیش.  $1/n$ : ضریب ناهمگنی سطح.

سینتیک جذب  
شد. منحنی سینتیک درجه دوم در شکل ۷  
برای رسم منحنی سینتیک از داده‌های به  
دست آمده در بررسی اثر زمان تعادل استفاده



شکل ۷: منحنی سینتیک درجه دوم.  $q_t$  (میلی گرم بر گرم): مقدار فلز بر سطح جاذب در زمان  $t$  (دقیقه).

نتایج این پژوهش نمایانگر تطابق بسیار زیاد داده‌ها در سینتیک درجه دوم بود (جدول ۲). مطابق جدول ۲،  $q$  تئوری و تجربی در سینتیک درجه دوم به هم نزدیک بودند. همچنین ضرایب همبستگی حاصل از نمودار

سینتیک درجه دوم، عدد ۱ را نشان داد. بنابراین همه شواهد نشان دهنده این است که سینتیک جذب فلزات سنگین توسط جلبک از مدل درجه دوم تبعیت می‌کند.

جدول ۲: نتایج مربوط به سینتیک درجه دوم

یون فلزی	تجربی	تئوری	ثابت درجه ۲	$R^2$
	$q_e$	$q_e$	$k$	
<b>Pb</b>	۷/۸۲	۷/۷۹	۰/۴۳۳۲	۱

$k$ : ثابت سرعت واکنش درجه دوم (g/mg/min).  $q_e$ : مقدار فلز جذب سطحی شده در حالت تعادل.  $R^2$ : ضریب همبستگی.

مدل‌سازی و آنالیز آماری با استفاده از روش رگرسیون خطی چند متغیره (MLR) ماتریس متغیرها و درصد حذف فلز سنگین به دست آمده در جدول ۳ نشان داده شده است. تطبیق داده‌های تجربی به دست آمده با مدل‌های مختلف نشان داد که بهترین مدل برای توصیف حذف فلز سنگین مدل درجه دوم با رابطه ۶ بود:

رابطه ۶:

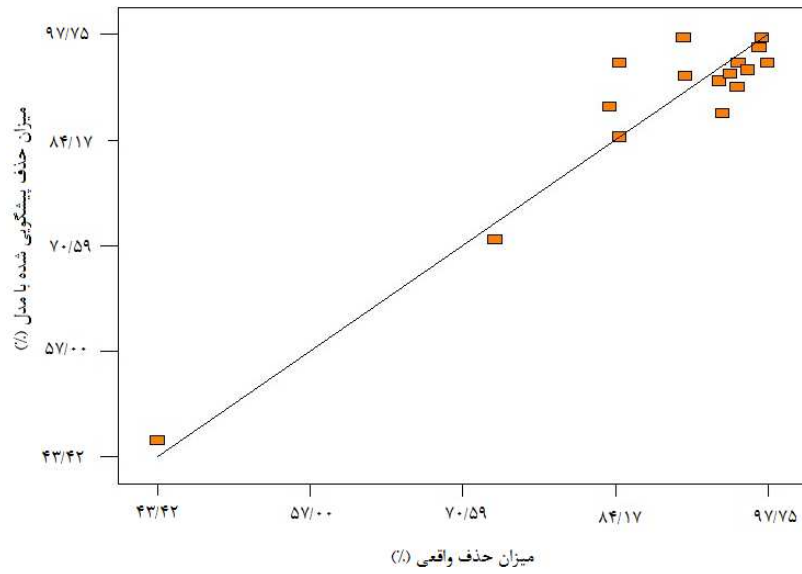
$$\text{Removal (\%)} = +93.58 + 22.73A + 1.84B + 6.35C - 1.68D - 19.36A^2 - 5.97C^2 - 7.18D^2$$

A: pH. B: زمان. C: جاذب. D: غلظت فلز

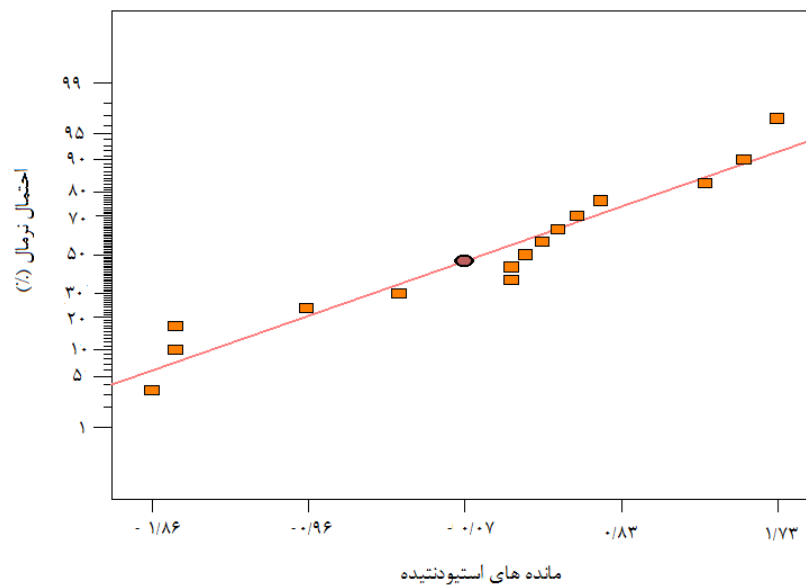
ضریب تعیین ( $R^2$ ) مدل به دست آمده ۰/۹۰۷۸ و مدل رگرسیون خطی چند متغیره در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنی‌دار بود ( $P=0/0005$ ). تطابق داده‌های حذف فلز سنگین تجربی و پیشگویی شده توسط مدل در شکل ۸ نشان داده شده است. شکل ۹ نیز احتمال نرمال مانده‌ها را نشان می‌دهد و بیانگر آن است که خطاها دارای توزیع نرمال بودند.

جدول ۳: آزمایش‌های انجام شده و درصد حذف فلز سنگین

ردیف آزمایش	pH	زمان (دقیقه)	غلظت جاذب (گرم بر لیتر)	غلظت فلز (میلی‌گرم بر لیتر)	درصد حذف فلز سنگین
۱	۲	۶۰	۱۰	۸۰	۴۳/۴۲
۲	۳	۶۰	۱۰	۸۰	۷۳/۴۶
۳	۴	۶۰	۱۰	۸۰	۹۳/۷۰
۴	۵	۶۰	۵	۸۰	۸۴/۵۶
۵	۵	۵	۱۰	۸۰	۹۰/۴۱
۶	۵	۱۵	۱۰	۸۰	۹۴/۴۱
۷	۵	۳۰	۱۰	۸۰	۹۶/۰۰
۸	۵	۶۰	۱۰	۸۰	۹۷/۷۵
۹	۵	۶۰	۱۰	۸۰	۹۵/۱۳
۱۰	۵	۶۰	۱۰	۱۰	۹۳/۴۳
۱۱	۵	۶۰	۱۰	۵۰	۹۰/۲۶
۱۲	۵	۶۰	۱۰	۸۰	۸۴/۵۶
۱۳	۵	۶۰	۱۰	۱۰۰	۸۳/۶۶
۱۴	۵	۶۰	۱۰	۸۰	۹۵/۱۳
۱۵	۵	۱۲۰	۱۰	۸۰	۹۷/۰۰
۱۶	۵	۶۰	۲۰	۸۰	۹۷/۲۶
۱۷	۶	۶۰	۱۰	۸۰	۹۵/۰۵



شکل ۸: تطابق داده‌های حذف فلز سنگین تجربی و پیشگویی شده توسط مدل رگرسیون خطی چند متغیره.



شکل ۹: احتمال نرمال مانده‌ها توسط مدل رگرسیون خطی چند متغیره.

جدول ۴: نتایج آنالیز واریانس مدل درجه دوم به دست آمده

منبع	مجذور مربعات	درجه آزادی	متوسط مربعات	F value	P value
مدل	۲۵۶۶/۶۸	۷	۳۶۶/۶۷	۶۵/۱۲	۰/۰۰۰۵
A (pH)	۱۶۱۵/۰۴	۱	۱۶۱۵/۰۴	۵۵/۷۳	<۰/۰۰۰۱
B (زمان)	۹/۳۳	۱	۹/۳۳	۰/۳۲	۰/۵۸۴۲
C (غلظت جاذب)	۸۰/۶۴	۱	۸۰/۶۴	۲/۷۸	۰/۱۲۹۶
D (غلظت فلز)	۷/۴۰	۱	۷/۴۰	۰/۲۶	۰/۶۲۵۴
A <sup>2</sup>	۳۸۲/۷۱	۱	۳۸۲/۷۱	۱۳/۲۱	۰/۰۰۵۵
C <sup>2</sup>	۴۳/۲۳	۱	۴۳/۲۳	۱/۴۹	۰/۲۵۲۹
D <sup>2</sup>	۴۵/۷۳	۱	۴۵/۷۳	۱/۵۸	۰/۲۴۰۶
باقیمانده	۲۶۰/۸۰	۹	۲۸/۹۸	-	-
عدم تطابق	۱۵۸/۰۲	۶	۲۶/۳۴	۰/۷۷	۰/۶۴۲۶
خطای خالص	۱۰۲/۷۹	۳	۳۴/۲۶	-	-
تصحیح کل	۲۸۲۷/۴۹	۱۶	-	-	-

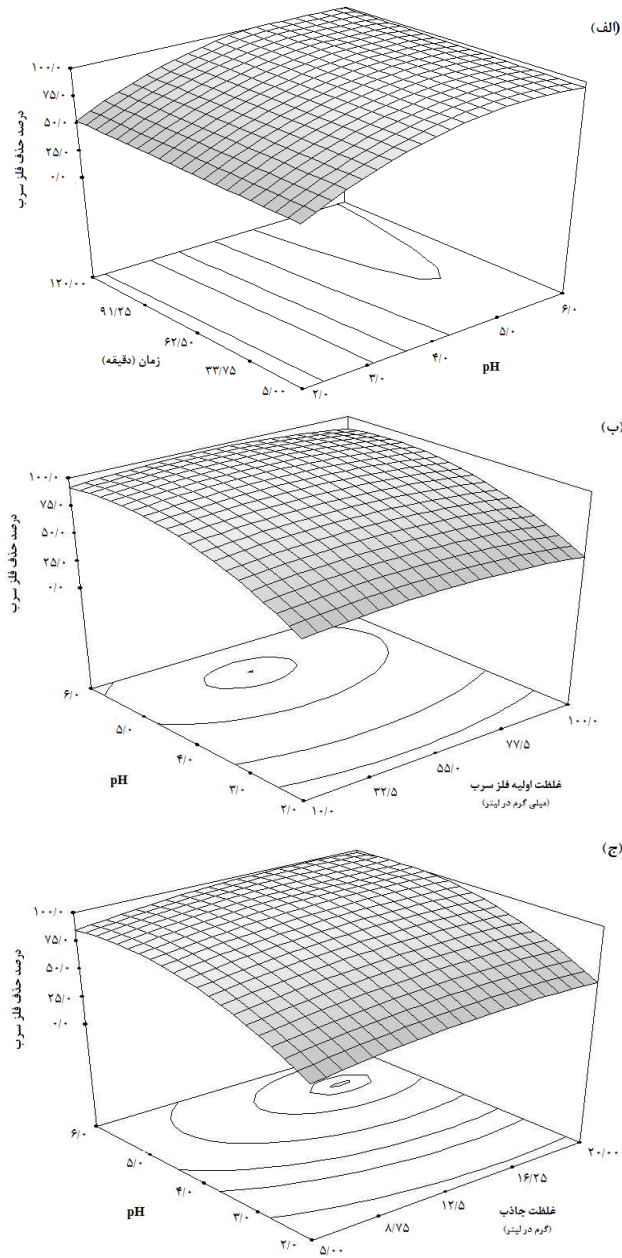
پارامترهای مدت زمان جذب (۶۲/۵ دقیقه) و میزان غلظت جاذب (۱۲/۵ گرم بر لیتر) نشان می‌دهد، ماکزیمم حذف فلز سنگین در pH ۵/۱ و غلظت‌های پایین‌تر فلز مشاهده شد. شکل ۱۰- ج اثر متقابل پارامترهای pH و غلظت جاذب را در مقادیر ثابت مدت زمان جذب ۶۲/۵ دقیقه و میزان غلظت فلز ۵۵ میلی‌گرم در لیتر نشان می‌دهد. مطابق شکل، ماکزیمم حذف فلز سنگین در pH ۵/۱ و مقدار جاذب ۱۶/۴۱ گرم بر لیتر مشاهده شد.

بررسی اثر متقابل پارامترها با استفاده از مدل

#### MLR

اثر متقابل پارامترها در میزان ثابت غلظت جاذب (۱۲/۵ گرم بر لیتر) و فلز سرب (۵۵ میلی‌گرم در لیتر) در شکل ۱۰- الف نشان داده شده است. ماکزیمم حذف فلز سنگین در pH ۵/۱ مشاهده شد. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود به ویژه در pH های زیر ۵، افزایش زمان تاثیر زیادی بر افزایش حذف فلز نداشت. مطابق شکل ۱۰- ب که اثر متقابل پارامترهای pH و غلظت فلز سرب را در صورت ثابت بودن





شکل ۱۰: نمودار سه بعدی نشان دهنده اثر متقابل الف: pH و زمان، ب: pH و غلظت اولیه فلز سرب، ج: pH و غلظت جاذب.

## بحث

دقیقه را نشان داد ( Abdel-Aty et al., 2013). اثر متقابل پارامترهای زمان و pH که در شکل ۱۰-الف نشان داده شده است نیز این نتیجه را تایید می‌کند که افزایش زمان تأثیری در راندمان حذف ندارد. در pH ۶ که با افزایش زمان بیش‌ترین افزایش حذف فلز دیده شد، از ۵ تا ۱۲۰ دقیقه تنها ۴ درصد میزان جذب فلز افزایش یافت (از ۹۵ تا ۹۹ درصد).

pH محلول نقش بسیار مهمی را در جذب یون‌های فلز ایفا می‌کند ( EL-Naas et al., 2007) و به عنوان مهم‌ترین پارامتری که می‌تواند در جذب یون‌های فلز از محلول تأثیرگذار باشد در نظر گرفته می‌شود (Abdel-Aty et al., 2013). در مطالعه حاضر، نتایج حاصل از بررسی اثر pH نشان داد (شکل ۲) که در pH کم‌تر از ۳، جذب یون فلز سرب بسیار پایین بود. با افزایش pH از ۳ به ۶ میزان جذب نیز افزایش پیدا کرد و در pH برابر ۵ بیش‌ترین جذب مشاهده شد. El-Naas و همکاران در سال ۲۰۰۷ در مطالعه‌ای که بر روی اثرات تداخل رقابتی در جذب یون سرب توسط جلبک *Chlorella vulgaris* انجام شد، pH بهینه برای انجام آزمایش را ۵ اعلام کردند. به نظر می‌رسد که وابستگی جذب فلز به pH به نوع گروه‌های عملکردی بر روی

زمان تماس، فاکتوری بسیار مهم برای کسب موفقیت در کاربرد عملی یک جاذب و بیانگر سرعت جذب فلزات است (یوسفی و همکاران، ۱۳۹۰). همان طور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، بیش‌ترین جذب یون‌های سرب (حدود ۹۰٪) در همان ۵ دقیقه ابتدایی رخ می‌دهد و حداکثر جذب در زمان ۶۰ دقیقه دیده شد و بعد از این زمان، مقدار یون‌های جذب شده بر روی جاذب با افزایش زمان تغییر قابل توجهی پیدا نکرد. علت سیر صعودی جذب در زمان‌های نخست، وفور سایت‌های جذب در سطح دیواره سلولی جلبک است. ولی به تدریج، با گذشت زمان، به دلیل کاهش تعداد سایت‌های فعال و افزایش رقابت برای اشغال سایت‌های فعال باقی مانده توسط یون‌های فلز، روند صعودی کند می‌شود و نهایتاً به یک مقدار ثابت می‌رسد (رسالت و همکاران، ۱۳۹۱). Feng و Aldrich (۲۰۰۴) در مورد جذب زیستی فلزات مس، کادمیوم و سرب توسط جلبک دریایی *Ecklonia maxima* زمان ۶۰ دقیقه را به عنوان زمان تعادل گزارش کردند. مطالعات جذب زیستی کادمیوم و سرب توسط زیست‌توده جلبک *Anabana sphaerica* از محلول‌های آبی، به ترتیب زمان تعادل ۶۰ و ۹۰

در نتیجه میزان جذب به ازای هر گرم جاذب (q) افزایش می‌یابد. مطابق معادله مدل حاصله از روش رگرسیون خطی چند متغیره، اثر فاکتور «غلظت فلز» دارای ضریب منفی بود که نشان می‌دهد با افزایش این فاکتور، مقدار حذف فلز کاهش یافت. اثر متقابل پارامترها در شکل ۱۰- ج نشان می‌دهد که با افزایش فلز راندمان حذف کاهش یافت ولی میزان این کاهش قابل توجه نبود.

مقدار جاذب به طور قابل توجهی می‌تواند در فرآیند جذب تاثیرگذار باشد. همان‌طور که در شکل (۴) مشاهده می‌شود با افزایش وزن خشک جلبک *C. vulgaris* میزان حذف فلز سرب افزایش پیدا کرد ولی میزان جذب به ازای هر گرم جاذب (q) کاهش یافت. نتایج مشاهدات مطالعه حاضر با مطالعات Fraile و همکاران در سال ۲۰۰۴ مطابقت دارد. آن‌ها گزارش کردند که با افزایش وزن خشک جلبک از ۱ به ۳ گرم میزان حذف فلزات سنگین مس، روی، کادمیوم و نیکل افزایش پیدا کرد ولی میزان جذب فلزات در هر گرم از جاذب کاهش یافت (Fraile et al., 2004). به نظر می‌رسد که علت کاهش "q" می‌تواند به دلیل شکل‌گیری زیست‌توده به صورت توده‌ای باشد که ناحیه موثر سطح جاذب را برای فرآیند جذب کاهش

دیواره سلول جاذب و شیمی فلز در محلول بستگی دارد (Gulay et al., 2006). Fraile و همکاران در سال ۲۰۰۴ نشان دادند که افزایش pH تاثیر مثبتی بر جذب فلز داشت که علت آن را کاهش رقابت بین پروتون‌ها و کاتیون‌های فلزی برای مکان‌های فعال زیست توده بیان کردند.

یکی دیگر از پارامترهای بسیار مهم در حذف فلزات سنگین به روش جذب زیستی، غلظت اولیه یون فلز در محلول است. با بررسی این پارامتر می‌توان ظرفیت جاذب را در حذف فلزات سنگین مورد نظر، به دست آورد (Abdel-Aty et al., 2013). در نتایج مطالعه حاضر (شکل ۳) مشخص شد که با افزایش غلظت اولیه یون فلز در محلول، میزان جذب به ازای هر گرم جاذب (q) افزایش یافت ولی درصد حذف کاهش پیدا کرد. به این علت که در غلظت‌های پایین، نسبت مکان‌های اتصال در سطح زیست‌توده به یون فلز بیش‌تر است، ولی در نتیجه افزایش غلظت فلز، درصد حذف فلز به علت کمبود تعداد مکان‌های فعال در دسترس، در سطح زیست‌توده جلبک کاهش می‌یابد (Abdel-Aty et al., 2013)، ولی از آن جا که با افزایش غلظت یون فلزی احتمال تماس یون با سایت‌های پذیرنده بیش‌تر می‌شود

است. سایر مطالعات از جمله، جذب زیستی فلزات سنگین جیوه، کادمیوم و سرب از محلول‌های آبی توسط ریز جلبک *Chlamydomonas reinhardtii* (Gulay et al., 2006)، بررسی جذب زیستی فلزهای کادمیوم و نیکل توسط جلبک *Cystoseira indica* به صورت خام و فرآوری شده (ربانی و همکاران، ۱۳۸۸) و بررسی ویژگی‌های جذب جلبک سبز تک‌سلولی *Chlorella sorokiniana* برای حذف یون کروم (Akhtar et al., 2008) نیز انطباق بیشتر رفتار جذب زیستی را با مدل لانگمویر نشان دادند.

نتایج حاصل از مطالعه سینتیکی در جدول (۲) و شکل (۷) نشان داده شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، مقدار  $R^2$  (ضریب همبستگی) به دست آمده از رسم منحنی ( $R^2=1$ ) و نیز نزدیکی مقدار  $q$  (جذب تعادلی) به دست آمده از طریق مدل (۷/۷۹) با مقدار  $q$  حاصل از داده‌های آزمایشگاهی (۷/۸۲)، نمایانگر تطابق بسیار زیاد داده‌ها در سینتیک درجه دوم بود. بنابراین طبق نتایج به دست آمده سینتیک جذب فلز سنگین سرب توسط جذب *C. vulgaris* از مدل درجه دوم تبعیت می‌کند. نتایج سایر مطالعات، از جمله

می‌دهد (Abdel-Aty et al., 2013). Itoh و همکارانش در سال ۱۹۷۵ پیشنهاد کردند که واکنش‌های الکتروستاتیک بین سلول‌ها در جذب سطحی یون‌های فلزی اهمیت زیادی دارند، زیرا هنگامی که فاصله بین سلول‌ها بیشتر است مقادیر بالاتری از یون‌های فلزی توسط سلول‌ها جذب سطحی می‌شوند. به این دلیل، افزایش غلظت توده زیستی سبب کاهش جذب سطحی یون‌های فلزی می‌شود. اثر متقابل پارامترها در شکل ۱۰-ج نشان می‌دهد که بالاترین درصد حذف فلز سنگین در pH ۵/۱ و ۱۶/۲۴ گرم در لیتر جاذب مشاهده شد. این مقدار به طور دقیق در مطالعه تک متغیر (شکل ۴) قابل تعیین نیست، زیرا تنها مقادیر ۱۰ و ۲۰ گرم بر لیتر جاذب مورد مطالعه قرار گرفتند.

مقادیر  $R^2$  به دست آمده در ایزوترم‌های لانگمویر و فرویندلیش (به ترتیب ۰/۹۹۹۸ و ۰/۹۸۸۱) بیانگر این مطلب است که حذف یون فلز سرب توسط جاذب زیستی *C. vulgaris*، بیشتر از مدل لانگمویر تبعیت می‌کند. طبق نتایج به دست آمده می‌توان گفت که جذب سرب توسط *C. vulgaris* بیشتر به صورت جذب سطحی و تک‌لایه است و فلز سرب به طور یکنواخت در سطح جلبک جذب شده

زیستی فلزات سنگین از معادله سینتیک درجه دوم تبعیت نموده است.

مدل‌سازی فرآیند جذب فلز سرب با روش رگرسیون خطی چند متغیره نشان می‌دهد که فرآیند جذب و اثر پارامترها بر روی آن با یک معادله درجه دوم قابل توضیح است. مدل به دست آمده می‌تواند برای پیشگویی راندمان حذف فلز سنگین در هر شرایطی از متغیرها به کار برده شود.

بررسی اثرات تداخل رقابتی در جذب یون سرب توسط جلبک *C. vulgaris* (El-Naas et al., 2007)، جذب زیستی فلزات سنگین جیوه، کادمیوم و سرب از محلول‌های آبی توسط ریز جلبک *Chlamydomonas reinhardtii* (Gulay et al., 2006) و همچنین مطالعه سینتیک و ایزوترم جذب زیستی فلزات مس، کادمیوم، روی و سرب توسط جلبک *Ulothrix zonata* از فاضلاب‌های صنعتی (ملکوتیان و همکاران، ۱۳۹۰) نیز نشان داده‌اند که جذب

## منابع

- جوانبخت و، زیلویی ح. و کریمی ک. ۱۳۹۰. بررسی نقش pH در حذف سرب از محلول‌های آبی توسط قارچ موکورايندیکوس. نشریه علمی تخصصی آب و فاضلاب، ۱: ۷۶-۸۳.
- ربانی پ.، عبدالعلی ع.، منتظر رحمتی م.م.، کشتکار ع.ر. و دباغ ع. ۱۳۸۸. جذب زیستی فلزهای کادمیم و نیکل توسط جلبک *Cystoseira indica* به صورت خام و فراوری شده. نشریه تخصصی مهندسی شیمی و نفت، ۳۴(۱): ۳۷-۴۵.
- رسالت ا.، منتظری ن. و متین فر م. ۱۳۹۱. نقش کیوی در حذف آلودگی‌های زیست‌محیطی و بررسی عوامل موثر بر آن (مطالعه منطقه‌ای کیوی در تنکابن). ششمین همایش ملی immobilized waste biomass. Journal of Hazardous Materials, 163: 1134-1141.
- Akhtar N., Iqbal M.Z., Saeed I. and Iqbal J. 2008.** Biosorption characteristics of unicellular green alga *Chlorella sorokiniana* immobilized in loofa sponge for removal of Cr (III). Journal of Environmental Sciences, 20: 231-239.
- Aung W.L., Haling N.N. and Aye K.N. 2013.** Biosorption of lead (Pb<sup>2+</sup>) by using *Chlorella vulgaris*. International Journal of Chemical, Environmental and Biological Sciences, 1: 408-412.
- مهندسی محیط زیست. تهران، دانشگاه تهران، دانشکده محیط زیست. ص: ۴۵۷.
- کیان‌مهر ه. ۱۳۸۴. بیولوژی جلبک‌ها. دانشگاه فردوسی مشهد. ۳۳۴ص.
- ملکوتیان م.، موسوی س.غ.ر. و طولایی ع. ۱۳۹۰. مطالعه سینتیکی و ایزوترم بیوجذب فلزات سنگین به وسیله جلبک اولوتریکس زوناتا از فاضلاب‌های صنعتی. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی ایلام، ۱۹(۴): ۳۷-۲۶.
- یوسفی ج.، یونسی ح. و حاج احمدی ز. ۱۳۹۰. تعیین دمای بهینه در جذب زیستی فلزات سنگین از محلول آبی توسط بیومس آماده‌سازی شده قارچ اسپرژیلوس نیجر. نشریه علمی و تخصصی آب و فاضلاب، ۲۲(۸۰): ۴۲-۳۷.
- Abdel Hameed M.S. 2006.** Continuous removal and recovery of lead by alginate beads, free and alginate immobilized *Chlorella vulgaris*. African Journal of Biotechnology, 5(19): 1819-1823.
- Abdel-Aty A.M., Nabila S.A., Hany H., Abdel G. and Rizka K.A. 2013.** Biosorption of cadmium and lead from aqueous solution by fresh water alga *Anabaena sphaerica* biomass. Journal of Advanced Research, 4: 1-8.
- Akar T., Kaynak Z., Ulusoy S., Yuvaci D., Ozsari G. and Akar S.T. 2009.** Enhanced biosorption of nickel (II) ions by silica-gel-

- Brown G.I. 1983.** Introduction to physical chemistry. Longman, UK. 496P.
- El-Naas M.H., Abu Al-Rub F., Ashour A., Al Marzouqi M. 2007.** Effect of competitive interference on the biosorption of lead (II) by *Chlorella vulgaris*. Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 46(12): 1391–1399.
- Feng D. and Aldrich C. 2004.** Adsorption of heavy metals by biomaterials derived from the marine alga *Ecklonia maxima*. Journal of Hydrometallurgy, 73: 1–10.
- Fraile A.S., Penche F., Gonzalez M.L. and Blazquez J.A. 2004.** Biosorption of copper, zinc, cadmium and nickel by *Chlorella vulgaris*. Journal of Chemistry and Ecology, 21: 61–75.
- Gulay B., Ilhami T., Gokce C., Meltem Y.M. and Yakup A. 2006.** Biosorption of mercury (II), cadmium (II) and lead (II) ions from aqueous system by microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* immobilized in alginate beads. Journal of Mineral Processing, 81: 35–43.
- Harris P.O. and Ramelow G.J. 1990.** Binding of metal ions by particulate biomass derived from *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda*. Environmental Science and Technology, 2(24): 220–228.
- Inthorn D., Sidtitoon N., Silapanuntakula S. and Incharoensakd A. 2002.** Sorption of mercury, cadmium and lead by microalgae. Science Asia, 28: 253–261.
- Itoh M., Yuasa M. and Kobayashi T. 1975.** Adsorption of metal ions on yeast cells at varied cell concentrations. Journal of Plant Cell Physiology, 16: 1167–1169.
- Kant M.S. and Prakash G.J. 2001.** Removal of Ni and Cu from single and binary metal solutions by free and immobilized *Chlorella vulgaris*. Journal of Protistology, 37: 261–271.
- Kaushik P. and Malik A.J. 2009.** Fungal dye decolourization: Recent advances and future potential. Environment International, 35: 127–133.
- Myers R.H., Montgomery D.C. and Anderson-Cook C.M. 2016.** Response surface methodology: Process and product optimization using designed experiments. John Wiley and Sons, USA. 704P.
- Rodrigues M.S. Ferreira L.S.J., Carlos M., Carvalho L.A. and Finocchib E.C. 2012.** Metal biosorption onto dry biomass of *Arthrospira (Spirulina) platensis* and *Chlorella vulgaris*: Multi-metal systems. Journal of Hazardous Materials, 2(217): 246–255.

- Shakya P.R. 2007.** Nickel adsorption by wild type and nickel resistant isolate of *Chlorella* sp. Pakistan Journal of Analytical and Environmental Chemistry, 8: 86–90.
- Vogel M., Gunther A., Rossberg A., Li B., Bernhard G. and Raff J. 2010.** Biosorption of U (VI) by the green algae *Chlorella vulgaris* in dependence of pH value and cell activity. Science of the Total Environment, 406: 384–395.





## Modeling, kinetics and isotherm of lead biosorption by *Chlorella vulgaris*

Akram Sadat Naeemi<sup>1\*</sup>, Jannat Sarmad<sup>1</sup>, Nastaran Mohseni<sup>2</sup>, Naz Chaibakhsh<sup>3</sup>

Received: April 2016

Accepted: June 2016

### Abstract

One of the most effective technology to remove heavy metals is using of bio-adsorbent. In the present study modeling, kinetics and isotherm of lead sorption by the unicellular green algae *Chlorella vulgaris* from aqueous solutions was assessed. After culturing algae in Z+ medium and reaching the logarithmic phase, it was harvested and centrifuged, then dried by freeze dryer. Afterward, through the evaluation of parameters affecting the biological absorption, the isotherms and adsorption kinetics of the metal were calculated and determined. Results indicated that with increasing of adsorbent amount, adsorption was decreased. Also, after increasing of the initial concentration of metallic ion, metal removal rate was reduced. Furthermore, adsorb kinetic studies showed that the biosorption of lead by *C. vulgaris* following second-order kinetics and adsorption isotherm is well fitted to the Langmuir model. Also, modeling heavy metal removal using multivariate linear regression indicated that the biosorption process and the effect of parameters on it can be described by a quadratic equation. This equation revealed that pH is the most effective parameter on metal removal by *C. vulgaris*.

**Key words:** *Chlorella* Algae, Heavy Metals, Langmuir Isotherm, Adsorbent, Contact Time.

1- Assistant Professor in Department of Biology, Faculty of Science, University of Guilan, Rasht, Iran.

2- M.Sc. in Plant Physiology, Department of Biology, Faculty of Science, University of Guilan, Rasht, Iran.

3- Assistant Professor in Department of Chemistry, Faculty of Science, University of Guilan, Rasht, Iran.

\*Corresponding Author: [a\\_naeemi@guilan.ac.ir](mailto:a_naeemi@guilan.ac.ir)