

مطالعه سینتیکی و تعادلی جذب سزیم از محلول‌های آبی با استفاده از جلبک سارگاسوم اصلاح شده با نیکل هگزاسیانوفرات

هانیه طاهرزاده^{۱*} و محمد حسن خانی^۲

۱- گروه مهندسی شیمی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال

۲- گروه مهندسی شیمی، دانشگاه تهران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۲/۱۲ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۵/۱۸

چکیده

سزیم یکی از عناصر رادیواکتیو موجود در پساب‌های صنعتی است که به علت داشتن خاصیت پرتوزایی و نیمه عمر طولانی از تهدید کننده‌های عمده زیست محیطی محسوب می‌شود. برای حذف سزیم، استفاده از جاذب‌های بیولوژیکی، مورد توجه می‌باشد. هدف از تحقیق حاضر ارزیابی توان و ظرفیت جلبک قهوه‌ای سارگاسوم در جذب بیولوژیکی سزیم و تأثیر پارامترهای مختلف در مقدار جذب آن می‌باشد. برای اصلاح جلبک سارگاسوم، به منظور بالا بردن قدرت جذب فلز، به ترتیب از محلول‌های نیکل کلرید و پتاسیم هگزاسیانوفرات استفاده شد. در پژوهش انجام شده، زمان تعادل جذب فلز ۱۸۰ دقیقه بود و آزمایش‌ها در دمای ۲۵ درجه‌ی سانتی‌گراد انجام شده است. برای مطالعه تأثیرات سینتیکی مقدار ۰/۲ گرم از جلبک اصلاح شده به مدت ۳۰۰ دقیقه در حضور محلول سزیم با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در دمای ۲۵ درجه و برای بررسی شرایط تعادلی محلول‌های سزیم با غلظت‌های ۵۰، ۱۰، ۲۰ و ۱ میلی‌گرم بر لیتر با مقدار ۰/۲ گرم از جلبک و در $pH=7$ با زمان اختلاط ۱۵۰ دور بر دقیقه و دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۱۸۰ دقیقه در معرض تماس واقع شد و نمونه‌های حاصل توسط دستگاه جذب اتمی اسپکتروفتومتری مورد آنالیز قرار گرفت. بیشترین میزان جذب در pH خنثی مشاهده گردید. داده‌های به دست آمده با ایزوترم‌های مختلفی از جمله لانگمویر، فرندلیچ، تمکین و دوپینین رادوشکویچ مطابقت داده شد. بیشترین میزان جذب سزیم از محلول بر طبق مدل لانگمویر ۵۹/۷۷ میلی‌گرم بر گرم بدست آمد. همچنین داده‌های سینتیکی با ضریب R^2 برابر با ۰/۹۹ از مدل شبه مرتبه دوم پیروی نمود.

واژه‌های کلیدی: جذب بیولوژیکی، جلبک قهوه‌ای سارگاسوم، سزیم، سینتیک جذب، تعادل

مقدمه

سزیم در طبیعت به صورت سزیم ۱۳۳ یافت می‌شود و از نادرترین فلزات قلیایی در ساختار پوسته‌ی زمین است. از میان ۱۱ ایزوتوپ سزیم، تنها سه ایزوتوپ سزیم ۱۳۴، سزیم ۱۳۵ و سزیم ۱۳۷ دارای نیمه عمرهای طولانی از ۲ سال تا ۲ میلیون سال هستند. در پی تلاشی هرکدام از این یون‌ها که با ساطع کردن اشعه بتا صورت می‌گیرد، یک اشعه گاما نیز ساطع می‌شود که این مسئله نگران کننده می‌باشد (نوریان، ۱۳۹۲).

سزیم (سزیم ۱۳۷) یکی از محصولات شکافت هسته‌ای و آزمایش‌های سلاح هسته‌ای است، با توجه به نیمه عمر ۳۰ ساله و زیست - سمیت سزیم ۱۳۷، فرایندهای جداسازی و حذف آن از محیط آبی، خصوصاً بعد از حادثه چرنوبیل و فوکوشیما که سزیم ۱۳۴ و سزیم ۱۳۷ را به محیط زیست وارد ساخت و سبب آلودگی هوا، خاک و آب گردید، اهمیت یافت. مقادیر بالای سزیم ۱۳۷ می‌تواند باعث دیستروفی مغزی، اختلالات عملکرد باروری و تاثیرات نامطلوب کبدی و کلیوی شود. (Manolopoulou *et al.*, 2011; Namiki *et al.*, 2012; Thammawong *et al.*, 2013). سزیم پس از رها شدن در محیط زیست و پس از ورود به زنجیره‌ی غذایی خاک - گیاه - حیوان و سپس انسان، از طریق نوشیدن آب یا استفاده از زنجیره‌ی غذایی آلوده، به بدن وارد می‌شود (Skuteru *et al.*, 2009). در انتشار سزیم رادیواکتیو، معیار شاخص برای ایمنی برآورد می‌شود، زیرا قابلیت ورود به آب‌های زیرزمینی را دارد، گرچه سزیم به راحتی در آب‌ها نشر می‌یابد، اما از طریق مواد جاذب می‌توان غلظت آن را کاهش داد (Osmanlioglu, El-Kamash *et al.*, 2006; 2006). در دهه‌های اخیر، تلاش‌های متمادی و فرایندهای کمتر توسعه یافته و اولیه جهت جداسازی رادیواکتیوها از محیط آبی صورت گرفته است (Volesky, 2001).

روش‌هایی که برای خارج کردن فلزات سنگین و

رادیونوکلوئیدها، مانند رسوب فلزات و عوامل چیلاته کننده در رسوب سزیم استفاده می‌شوند، بی اثرند. تاکنون برای خارج کردن ایزوتوپ‌های رادیواکتیو سزیم، از روش‌های تعویض یونی یا زئولیت های طبیعی یا مصنوعی (مانند آلومینا سیلیکات‌ها) از پساب‌های رادیواکتیو غنی و کمترغنی در مقیاس بزرگ استفاده می‌شد، یک ضعف بزرگ در استفاده از زئولیت ها به واکنش رقابتی دیگر کاتیون‌ها مانند Na^+ و K^+ موجود در پساب که بطور جدی جذب سزیم را متوقف می‌کند مربوط می‌شود، بنابراین استفاده از تعویض یون کننده‌های با قابلیت انتخابی بیشتر مانند هگزاسیانوفرات غیرمحلول برای جذب سزیم ۱۳۷ از محلول‌هایی که مقادیر زیادی Na^+ و K^+ دارند، مورد نیاز است (Avery, 1995).

حذف یون سزیم از محیط آبی براساس جذب و فرایندهای تبادل یونی بوده است. زئولیت های طبیعی یا مصنوعی، خاک رس معدنی و آلی، اصلاح پسماندهای کشاورزی، پوست و برگ درختان، روغن میوه‌ها و گیاهان و گرانول‌ها در مقیاس وسیع برای حذف سزیم ۱۳۷ از پساب‌ها یا آب‌های آلوده استفاده می‌شد (Sangvanich *et al.*, 2010; Sarin & Pant, 2006). هر چند بیشتر این مواد به لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه بوده‌اند ولی کارایی کمی داشتند و با این حال برای عملیات تصفیه مورد نیاز می‌باشند (Inoue *et al.*, 2014). گندزدایی رادیواکتیو از پساب‌ها، شامل رسوب دهی شیمیایی، روش‌های غشایی، تبادل یونی، انعقاد و لخته سازی است (Bayulken *et al.*, 2011).

مکانیسم بسیار مؤثر در زمینه‌ی حذف فلزات سنگین و رادیونوکلوئیدها، استفاده از جاذب‌های بیولوژیکی مانند قارچ، جلبک و باکتری است (Bishnoi *et al.*, 2007; Ozturk, 2007). از این میان جلبک‌ها و قارچ‌ها از ظرفیت جذب بالاتری برخوردارند. جلبک‌ها به عنوان منابع تجدیدپذیر، قابل دسترس، دارای سطح زیاد، میل ترکیبی بالا و ارزان قیمت بودن،

شده در شیکر گذاشته شد. در نهایت توده جلبکی با فیلتراسیون جدا شده و در کوره با دمای 55°C خشک گردید (Jalalirad, 2004).

برای تهیه محلول حاوی یون سزیم از نمک CsCl محصول شرکت مرک آلمان با خلوص بالا استفاده شد. آزمایش‌ها با روش ناپیوسته انجام گردید. برای تهیه محلول سزیم، ابتدا محلول 1000 ppm تهیه شد. برای این منظور 1/27 گرم نمک سزیم کلرید در آب مقطر دیونیزه حل و سپس به حجم 1000 میلی لیتر رسانده شد. از این محلول، غلظت‌های مختلف (50-1) تهیه شد. برای تنظیم pH محلول در دمای آزمایشگاه (25°C) از محلول 1 مولار HCl و NaOH استفاده شد. محلول سزیم با غلظت اولیه 1000 ppm تهیه شد و اثر پارامترهایی مانند غلظت اولیه محلول (1، 5، 10، 20 و 50 میلی گرم بر لیتر)، مقادیر مختلف جاذب (1/1، 0/2، 0/3، 0/4 گرم) در زمان‌های ماندگاری (5، 10، 15، 20، 30، 60، 90 و 300 دقیقه) و تأثیر pH های محدوده‌ی 2، 4، 7، 10 و 11 در دمای آزمایشگاه (25°C) اندازه‌گیری و غلظت نهایی سزیم توسط دستگاه جذب اتمی بررسی شد (Dinga et al., 2014). همچنین آزمون میزان جذب بر روی جلبک اصلاح نشده، برای مقایسه با میزان جذب در جلبک اصلاح شده انجام گردید.

برای سنجش غلظت سزیم محلول از دستگاه طیف سنجی جذب اتمی ساخت شرکت واریان، مدل Spectra AA200 استفاده شد. برای محاسبه‌ی میزان جذب سزیم و درصد حذف به ترتیب از معادلات (1) و (2) استفاده شده است.

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m \times 1000} \quad (1)$$

$$R = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

در این روابط C_0 و C_e به ترتیب غلظت اولیه و نهایی سزیم در محلول بر حسب میلی گرم بر لیتر، q میزان فلز جذب شده بر روی جاذب بر حسب میلی گرم بر

قادر به جذب بیولوژیکی فلزات سنگین و رادیونوکلئیدها با راندمان بالا و هزینه پایین هستند. محققین پس از آزمایش انواع مختلفی از جلبک‌ها به عنوان جاذب بیولوژیکی فلزات، جلبک قهوه‌ای را بسیار مؤثرتر از دیگر گونه‌ها نشان دادند (Ding et al., 2013; Hansen et al., 2006). در سال‌های اخیر تکنولوژی استفاده از مواد بیولوژیکی و جاذب‌های زیستی برای حذف مواد خطرناک پرتوزا مانند رادیواکتیوها و همچنین بازیابی فلزات سنگین از آب‌های آلوده، رو به گسترش و توسعه نهاده است (Gurung et al., 2013). جذب زیستی ظرفیت بالاتری نسبت به تصفیه پساب‌های صنعتی به روش فیزیکی و شیمیایی داراست (Gupta & Rastogi, 2008). لذا در تحقیق حاضر، استفاده از جلبک قهوه‌ای سارگاسوم در مطالعه سینتیکی و تعادلی جذب سزیم از محلول‌های آبی مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

در تحقیق حاضر، ماکرو جلبک قهوه‌ای سارگاسوم از جزیره قشم در خلیج فارس جمع آوری شد و پس از شستشو خشک گردید. جلبک‌های خشک به آزمایشگاه منتقل شده و به قطعات کوچک خرد گردیدند (40-1 میلی متر)، سپس با آب مقطر شستشو و در آن با دمای 60°C خشک شدند.

برای تهیه‌ی جلبک اصلاح شده با نیکل هگزاسیانوفرات، از نمک‌های $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ و $\text{C}_6\text{FeK}_4\text{N}_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (ساخت شرکت مرک آلمان) استفاده شد. برای تهیه این ترکیب، مقدار 3 گرم جلبک خشک را با 100 میلی لیتر محلول نیکل کلرید ترکیب کرده و سپس در 150 rpm و دمای 30°C به مدت 18 ساعت درون شیکر قرار داده شد. پس از آن ترکیب را صاف نموده و با آب مقطر شستشو داده شد. توده زیستی بدست آمده را با 100 میلی لیتر محلول 25 گرم بر لیتر پتاسیم هگزاسیانوفرات ترکیب کرده و به مدت زمان 24 ساعت و در شرایط اشاره

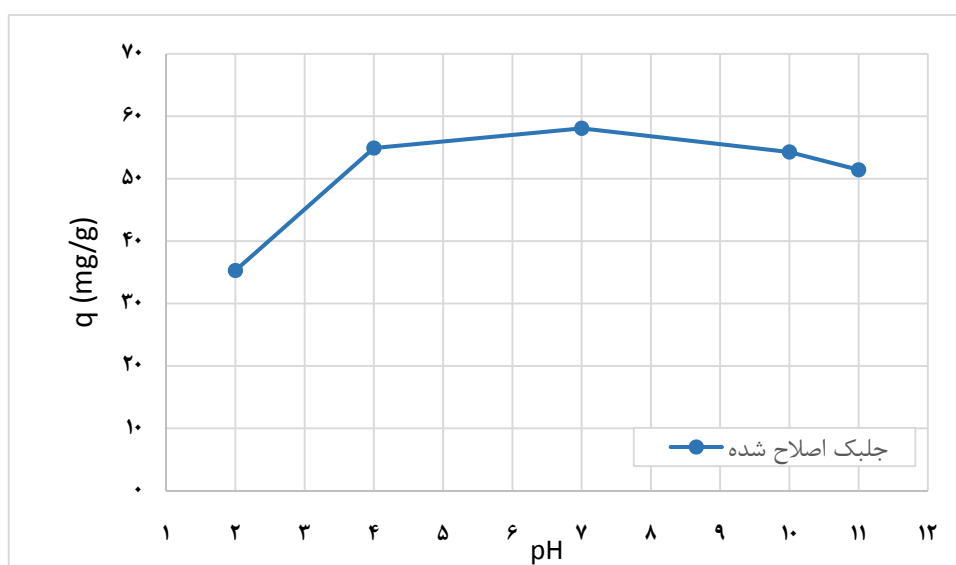
فلزات مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد که مقدار pH محلول می‌تواند بر مقدار جذب مؤثر باشد. این مطالعه بر روی جلبک سارگاسوم در جذب سزیم در محدوده‌ی pH ۲ تا ۱۱ انجام گرفت و بهینه جذب اندازه‌گیری شده در $pH = 7$ مشاهده شد. بر اساس نتایج به دست آمده با افزایش pH میزان جذب کاهش پیدا کرده است (شکل ۱).

گرم، m جرم جاذب مصرفی بر حسب گرم و V حجم محلول بر حسب میلی لیتر و نیز R درصد حذف سزیم می‌باشد.

نتایج

اثر pH

در تحقیق حاضر، تأثیر pH بر روی جذب زیستی



شکل ۱- تأثیر pH بر میزان جذب سزیم در زمان تماس ۱۸۰ دقیقه

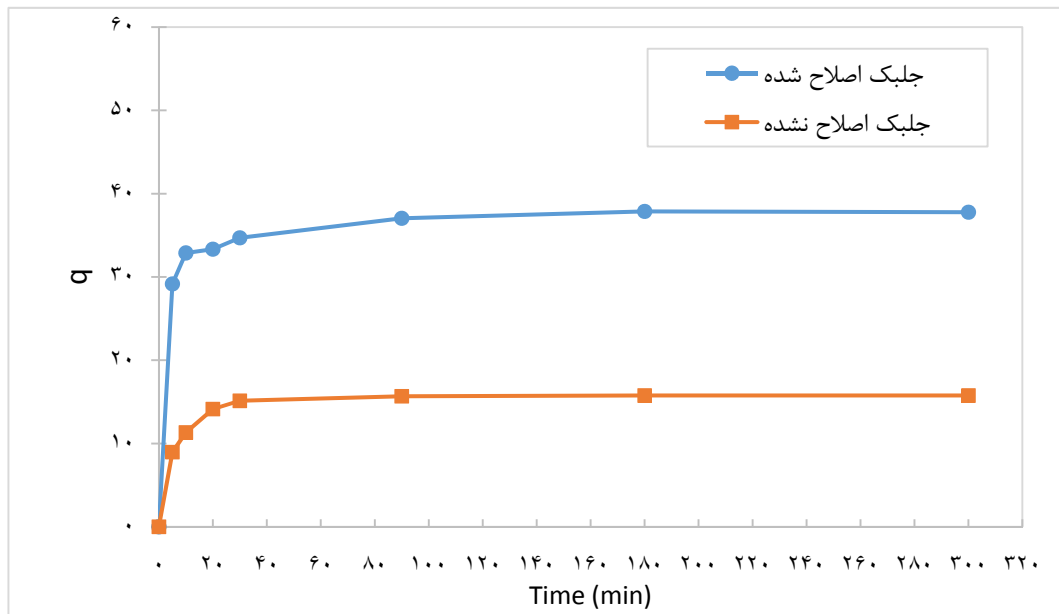
شکل (۳) نشان داده شده است. با توجه به نتایج، با افزایش مقدار جاذب، حذف سزیم افزایش یافته است، زیرا تعداد مکان‌های جذب قابل دسترس بیشتر شده است. از ۰/۲ گرم به بعد راندمان حذف تقریباً ثابت می‌شود. با توجه به اینکه ماکزیمم حذف سزیم در به ازای ۰/۲ گرم جاذب رخ داده است، مقدار بهینه‌ی جاذب ۰/۲ گرم انتخاب شد. حداکثر میزان حذف سزیم از محلول نیز ۸۳/۷۸ درصد بود. میزان جذب سزیم نیز مطابق معادله (۱) با افزایش مقدار جلبک کاهش یافت.

اثر زمان تماس

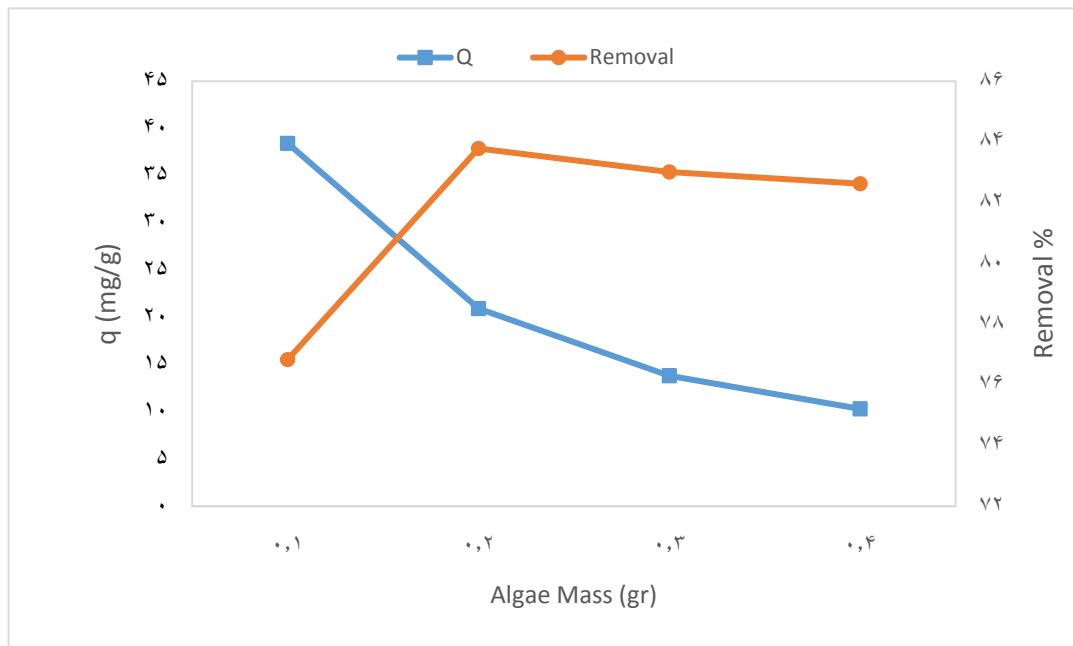
همان گونه که شکل (۲) نشان می‌دهد، با افزایش زمان از ۱۰ تا ۱۸۰ دقیقه میزان جذب نیز افزایش یافته است و در ۱۸۰ دقیقه، تقریباً بیشترین جذب بیولوژیکی صورت گرفته و نهایتاً به مقدار ثابتی رسیده است. در مقایسه دو جلبک اصلاح شده و اصلاح نشده، میزان جذب جلبک اصلاح شده نسبت به جلبک اصلاح نشده بسیار بیشتر است.

اثر مقدار جاذب

تأثیر مقدار جاذب بر درصد جذب و حذف سزیم در



شکل ۲- تأثیر زمان تماس بر میزان جذب سزیم و مقایسه‌ی میزان جذب در جلبک‌های اصلاح شده و اصلاح نشده



شکل ۳- تأثیر مقدار جاذب بر میزان جذب سزیم و درصد حذف در زمان تماس ۱۸۰ دقیقه و pH=۷

مدل سینتیکی شبه مرتبه اول

معادله‌ی سینتیکی درجه اول، جذب سطحی یون‌های سزیم در جلبک سارگاسوم را با استفاده از رفتار داده‌ها ارزیابی می‌کند. معادله‌ی مدل سینتیکی شبه مرتبه اول که توسط

سینتیک جذب

جدول (۲) میزان k_1, k_2, R^2 و q_e را برای انجام جذب بر الگوی هر دو مدل سینتیکی نشان می‌دهد. مقادیر به دست آمده از مدل درجه‌ی دوم، بسیار نزدیک به مقدار تجربی است.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (۴)$$

لاگ‌گرن ارائه شده است (معادله ۳):

k_2 (g/mg.min) ثابت سرعت مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم است و q_e و q_t مشابه موارد مطرح شده در معادله درجه اول هستند (Khani *et al.*, 2006). از رسم نمودار خطی t/q_t بر حسب t ، q_e و k_2 محاسبه خواهد شد.

جدول (۲) میزان k_1 ، k_2 ، q_e و $q_{e(exp)}$ را برای انجام جذب بر الگوی هر دو مدل سینتیکی نشان می‌دهد. مقادیر به دست آمده از مدل درجه، بسیار نزدیک به مقدار تجربی است. در واقع $q_{e(exp)}$ مقدار ثابت و حداکثر جذب شده بر حسب زمان می‌باشد.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (۳)$$

که در آن k_1 (min^{-1}) ثابت سرعت مدل سینتیکی شبه مرتبه اول؛ و q_e و q_t به ترتیب مقدار یون‌های فلزی جذب شده در زمان تعادل و در زمان t (mg/g) می‌باشند (Mahmood *et al.*, 2011).

مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم

معادله مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم به صورت زیر بیان می‌شود (معادله ۴):

جدول ۱- ثابت‌های سرعت جذب برای معادلات سینتیکی شبه درجه اول و دوم

مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم			مدل سینتیکی شبه مرتبه اول			آزمایش		
R^2	q_e	K_2	R^2	q_e	K_1	q_e	غلظت سزیم	مقدار جاذب
۰/۹۹	۳۸/۱۷	۰/۰۱۳	۰/۹۷	۷/۶۴	۰/۰۲۷	۳۷/۸	mg/L ۵۰	۰/۲ گرم

بیومس‌های غیر زنده است.

$$q_e = q_{max} b C_e / (1 + b C_e) \quad (۵)$$

q_e : مقدار آلاینده جذب شده بر حسب واحد جرم بیومس (mg/g) یا (mmol/g) در هر لحظه.
 q_{max} : حداکثر ظرفیت جذب به وسیله بیومس (mg/g) یا (mmol/g).

b : مقدار ثابتی است که نشان دهنده میل ترکیبی بین جاذب و جذب شونده می‌باشد.

C_e : غلظت تعادلی آلاینده یا جذب نشده (mg/lit).
 برای محاسبه پارامترهای تعادلی می‌توان معادله (۵) را به صورت خطی نوشت:

$$C_e/q_e = 1/b q_{max} + C_e/q_{max} \quad (۶)$$

از رسم نمودار C_e/q_e به C_e یک خط راست با شیب

ایزوترم‌های جذب

برای یافتن شرایط عملیاتی بهینه و طراحی فرایند با مواد زیستی مختلف در شرایط عملیاتی متفاوت و مقایسه روش‌ها، از تحلیل داده‌های تعادلی استفاده می‌شود (Benguella & Benaissa, 2002). تعدادی ایزوترم تعادلی به عنوان مدل‌های تعادلی سیستم‌های جذب استفاده می‌شود. معمولاً دو مدل رایج ایزوترم‌های لانگمویر و فرن‌دلیچ بیش از همه متداولند، از جمله مدل‌های دیگر جذب می‌توان به تمکین و رادوشکویچ اشاره نمود. ایزوترم‌های جذب جهت توصیف رفتار جاذب و بهینه کردن سیستم به کار می‌روند. در این نمونه با داده‌های حاصل از آزمایش‌ها و طراحی مدل‌های جذب، جذب یون سزیم غیر از مدل لانگمویر از سایر مدل‌های جذب پیروی نموده است.

ایزوترم جذب لانگمویر

یکی از قوانین معتبر جذب فیزیکی به وسیله

در آن q_e و C_e مشابه موارد مطرح شده در رابطه لانگمویر می‌باشند. K_f و n ثابت‌های مدل فرندلیچ بوده که به ترتیب معرف ظرفیت جذب و شدت جذب می‌باشند که از شیب و عرض از مبدا فرم خطی معادله به دست می‌آید.

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (۸)$$

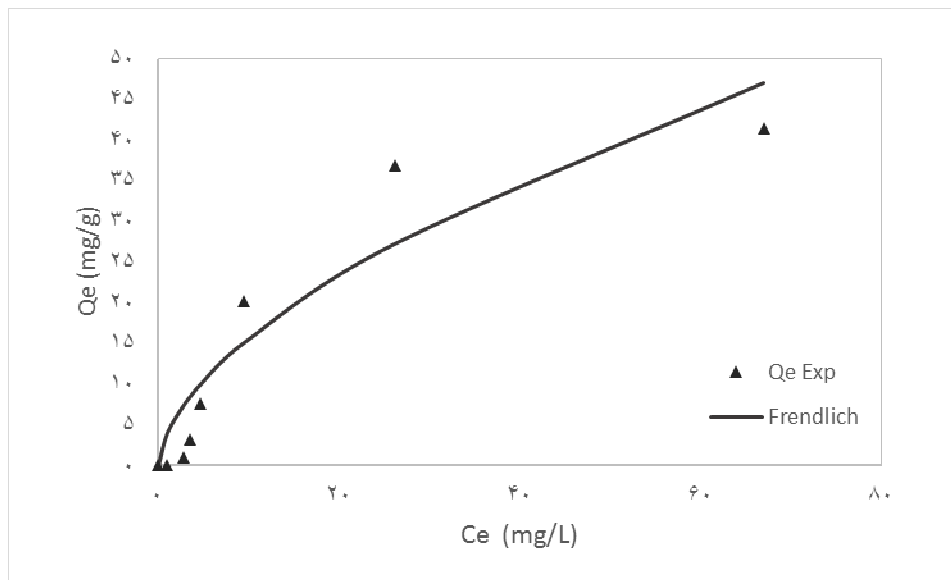
رابطه فرندلیچ یک رابطه تجربی است که برعکس مدل لانگمویر ماکزیمم ظرفیت جاذب را مشخص نمی‌کند و فقط در غلظت‌های پایین تا متوسط کاربرد دارد (Freundlich, 1939).

$1/q_{\max}$ و عرض از مبدا $1/bq_{\max}$ حاصل می‌شود که با محاسبه پارامترهای b و q_{\max} و جایگزینی در معادله مقدار q_e بدست می‌آید (Langmuir, 1918). در این مطالعه به علت تبعیت نکردن آزمایش از مدل لانگمویر از پرداختن به نمودار آن صرفه نظر شده است.

ایزوترم فرندلیچ

این مدل برای جذب در سطح ناهمگون معتبر است و معادله آن به فرم زیر می‌باشد.

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (۷)$$



شکل ۴- خطی سازی داده‌های تجربی براساس ایزوترم فرندلیچ در غلظت‌های مختلف

جدول ۲- ضرایب ثابت به دست آمده برای ایزوترم فرندلیچ

R^2	n	K_f
۰/۹۵	۰/۳۰۳	۰/۰۲۸

K_{ad} ثابت ایزوترم ($\text{mol}^2 \text{KJ}^{-2}$) و ϵ پتانسیل است که برابر است با:

$$\epsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (۱۰)$$

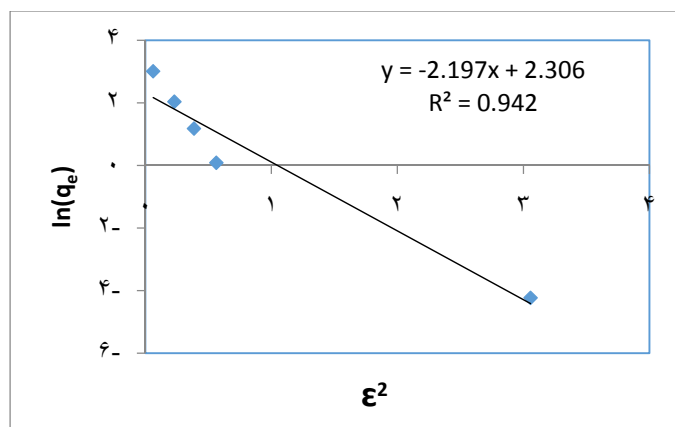
در این رابطه R ثابت گازها می‌باشد (Karapinar & Donat, 2009).

ایزوترم دوبینین-رادوشکوویچ (D-R)

ایزوترم (D-R) به تعیین انرژی فعال سازی می‌پردازد. فرم خطی این معادله به شکل زیر است:

$$\ln q_e = \ln q_s - \beta \epsilon^2 \quad (۹)$$

که در آن q_s ظرفیت اشباع تئوری ایزوترم (mg/g)،



شکل ۵- خطی سازی داده‌های تجربی براساس ایزوترم دوبینین- رادوشکوویچ (D-R) در غلظت‌های مختلف

جدول ۳- ضرایب ثابت به دست آمده برای ایزوترم دوبینین- رادوشکوویچ (D-R)

R^2	q_s
۰/۹۴	۱۰/۰۳

این جذب، پیروی از مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم را به خوبی نشان می‌دهد و داده‌های تعادلی از مدل فرندلیچ پیروی می‌کند.

بحث و نتیجه‌گیری

در تحقیق حاضر، اثر جاذب تهیه شده با جلبک سارگاسوم در جذب سزیم، با توجه به اثر عوامل مختلف مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج حاصل از

جدول ۴- راندمان حذف توسط جلبک سارگاسوم

بیشترین جذب سزیم در جلبک اصلاح نشده	بیشترین جذب سزیم در جلبک اصلاح شده
۳۱/۵۲	۵۹/۷۷

می‌شود (Ag & Aktay, 2002). در pHهای پایین محل اتصال دیواره سلول در کنار یون‌های H_3O^+ قرار می‌گیرد، در نتیجه جذب کاتدهای Cs به محل‌های اتصال محدود می‌شود. با افزایش pH، H_3O^+ کاهش می‌یابد و گروه‌های کربوکسیل در معرض جاذبه یون‌های مثبت Cs قرار گرفته و سبب افزایش میزان جذب زیستی در سطح سلول‌ها می‌گردد. در pH خنثی آلزینیک اسید دارای گروه‌های عامل کربوکسیلات و سولفات با بار منفی است. جلبک‌ها نیز حاوی گالاکترونیک اسید و پلیمرهای پکتین آن بوده که

در مطالعه حاضر، جذب زیستی سزیم با استفاده از جلبک اصلاح شده سارگاسوم مطالعه شده است و تأثیر پارامترهای pH، زمان تماس، مقدار جاذب و غلظت اولیه محلول سزیم بر میزان حذف سزیم از محلول مورد بررسی قرار گرفت. نتایج بدست آمده نشان داد که بهینه میزان جذب سزیم در pH برابر ۷ بوده است. در pH پایین به علت رقابت بین یون‌های H^+ و کاتیون‌های فلزی، یون H^+ بر روی سایت‌های جذب غلبه کرده و دسترسی کاتیون‌ها به این سایت‌ها در نتیجه نیروی دافعه محدود و سبب کاهش درصد جذب

نتایج نشان می‌دهد که جلبک سارگاسوم به عنوان جاذب، قابلیت حذف انتخابی یون‌های فلزات سنگین و رادیونوکلید ها از محلول‌های آبی را دارد و نیز جلبک اصلاح شده سارگاسوم بسیار بیشتر از جلبک خام و اصلاح نشده آن، قابلیت جذب دارد. جدول (۵) مقایسه حذف سزیم با استفاده جاذب‌های مختلف را نمایش می‌دهد.

دارای محل‌های با بار منفی برای جذب فلزات سنگین می‌باشد (Gupta et al., 2000). نتایج نشان داد که با افزایش زمان از ۱۰ تا ۱۸۰ دقیقه میزان جذب نیز افزایش یافته است و در ۱۸۰ دقیقه، تقریباً بیشترین جذب بیولوژیکی صورت گرفته و نهایتاً به مقدار ثابتی رسیده است (شکل ۱). در مقایسه دو جلبک اصلاح شده و اصلاح نشده (شکل ۲)، میزان جذب جلبک اصلاح شده نسبت به جلبک اصلاح نشده بسیار بیشتر است.

جدول ۵- جذب سزیم با استفاده جاذب‌های مختلف

منابع	میزان جذب mg/g	جاذب
Caccin et al., 2013	۵۵/۳۲	پوست نارگیل
Ararem et al., 2013	۵۲/۶۰	کامپوزیت اکسید آهن
Ding et al., 2013	۴/۴۹	نیکل هگزاسیانوفرات
Long et al., 2013	۲۷/۸۰	اتیل امین اصلاح شده
Delchet et al., 2012	۵۳/۲۰	آهن مغناطیسی
Sasaki & Tanaka, 2012	۱۶/۲۰	آهن مغناطیسی اصلاح شده
Sangvanich et al., 2010	۱۷/۱۰	فروسیانید مس
Dahiya et al., 2008	۳/۹۳	پوست گردو
تحقیق حاضر	۵۹/۷۷	جلبک سارگاسوم اصلاح شده
تحقیق حاضر	۳۱/۵۲	جلبک سارگاسوم اصلاح نشده

باکتری، قارچ، مخمر و جلبک انواع گوناگونی از فلزات سنگین با مقادیر مختلف را می‌توانند جذب کنند. به طور کلی می‌توان عنوان کرد که جلبک‌ها و قارچ‌ها تمایل جذبی بیشتری نسبت به فلزات دارند که البته این تمایل جذب برای فلزات مختلف، متفاوت خواهد بود. با توجه به تحقیق انجام شده و نیز جدول‌های (۵ و ۶) مشخص می‌شود که میزان میلی مول جذبی سزیم و نیز سایر فلزات توسط جلبک‌های قهوه‌ای بیشتر است و ظرفیت‌های بالای یک میلی مول به جذب سزیم با استفاده از جاذب‌های بیولوژیک اختصاص دارد.

با توجه به جدول‌های (۵ و ۶) و بررسی‌های انجام شده بر روی سایر جاذب‌های بیولوژیک و شیمیایی، جاذب‌های بیولوژیکی نسبت به فلزات سنگین تمایلات جذب متفاوتی دارند و لذا در ظرفیت جذب خود متفاوت عمل می‌کنند. کارایی جاذب بیولوژیکی بستگی به حالت یونی میکروارگانیسم داشته و همانند رزین‌های سنتتیک این جاذب می‌بایست با فرم‌های یونی متفاوتی همچون حالت یونی پروتونی (H^+) و یا کاتیونی (Mg^+ , Ca^+ , Na^+) اشباع شوند. از دیگر عوامل مؤثر در پدیده جذب نقش گروه‌های مختلف جرم بیولوژیکی در حذف و بازیافت فلزات سنگین توسط پدیده جذب است، زیرا موجودات مختلف همچون

جدول ۶- جذب فلزات مختلف توسط جلبک‌های قهوه‌ای

فلز	جلبک‌های قهوه‌ای (جاذب بیولوژیک)	pH	جذب (mmol/g)	مرجع
Au	<i>Sargassum natans</i> <i>Ascophyllan nodosum</i>	۲/۵	۲/۰۳	Volesky, 1990
		۲/۵	۰/۱۲	Volesky, 1990
Cd	<i>Ascophyllan nodosum</i> <i>Sargassum natans</i> <i>Sargassum vulgare</i>	۴/۹	۱/۹۱	Holan <i>et al.</i> , 1993 Holan <i>et al.</i> , 1993 Holan <i>et al.</i> , 1993
		۳/۵	۱/۱۸	
		۳/۵	۱/۱۷	
		۴/۵	۰/۷۹	
Co	<i>Ascophyllan nodosum</i>	۴/۰	۱/۷۰	Volesky, 1990
Cu	<i>Lmainaria japonica</i> <i>Fucus vesiculosus</i> <i>Sargassum vulgare</i>	۴/۵	۱/۵۹	Volesky, 1987
		۴/۵	۱/۱۸	Volesky, 1987
		۴/۵	۰/۹۳	Davis <i>et al.</i> , 2003
Ni	<i>Sargassum fluitans</i> <i>Ascophyllan nodosum</i> <i>Sargassum natans</i>	۳/۵	۰/۷۵	Holan & Volesky, 1994
		۳/۵	۰/۶۹	Holan & Volesky, 1994
		۳/۵	۰/۴۱	Holan & Volesky, 1994
Pb	<i>Ascophyllan nodosum</i> <i>Fucus vesiculosus</i> <i>Sargassum vulgare</i>	۳/۵	۱/۳۱	Holan <i>et al.</i> , 1993
		۳/۵	۱/۱۱	Volesky, 1987
		۳/۵	۱/۱۰	Volesky, 1987
²³⁵ UO ₂	<i>Sargassum fluitans</i>	۴/۰	۱/۵۹	Volesky, 1994
Zn	<i>Lmainaria japonica</i> <i>Sargassum fluitans</i> <i>Fucus vesiculosus</i>	۴/۵	۱/۴	Volesky, 2001
		۴/۵	۱/۱۸	Volesky, 2001
		۴/۵	۰/۸۰	Volesky, 2001
Cs	<i>Sargassum sp.</i>	۷	۱/۹۶	تحقیق حاضر

منابع

- نوریان، ا. ۱۳۹۲. خصوصیات و اثرات رادیو اکتیویته در محیط زیست. پایان نامه کارشناسی ارشد رشته فیزیک هسته‌ای، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران مرکز، ایران.
- Ag, Y. & Aktay, Y. 2002. Kinetics studies of Cr (VI) and Cu (II) ions by chitin, Chitosan and Rhizopus Arrhizus. *Biochemical Engineering Journal*, 12:143-153.
- Ararem, A., Bouras, O. & Bouzidi, A. 2013. Batch and continuous fixed-bed column adsorption of Cs⁺ and Sr²⁺ onto montmorillonite-iron oxide composite: Comparative and competitive study. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 298 (1), 537.545.
- Avery, S.V. 1995. Microbial interactions with cesium - Implications for biotechnology. *Journal of Chemical Technology and*

در تحقیق حاضر، اثر جاذب سارگاسوم در جذب سزیم با توجه به اثر عوامل مختلف مورد بررسی قرار گرفت. یکی از عوامل مهم در مقدار جذب pH بوده است و در این بررسی pH=۷ بهینه تشخیص داده شد. نتایج حاصل از تحقیق نشان داد که میزان جذب به مقادیر مختلف جاذب بستگی ندارد ولی در مقادیر ۰/۲ جاذب، جذب بیشتری مشاهده شد. سرعت جذب با افزایش زمان از ۱۰ تا ۱۸۰ دقیقه افزایش نشان داد. بر اساس نتایج بدست آمده، با افزایش غلظت میزان جذب کاهش یافت که می‌تواند به دلیل پرشدن سایت‌های جذب توسط کاتیون‌ها باشد و در نتیجه در غلظت‌های بالاتر، جاذب قدرت جذب بیشتر کاتیون‌ها را از دست می‌دهد.

- adsorption of Cis- and Trans-Azobenzen. *Journal of the American Chemical Society*, 61(8):2228-2230.
- Ghaemi, A., Torab-Mostaedi, M., Shahhosseini, S. & Asadollahzadeh, M. 2013. Characterization of Ag (I), Co (II) and Cu (II) removal process from aqueous solutions using dolomite powder. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 30: 172-180.
- Gupta, R., Ahuja, P., Khan, S., Saxena, R. K. & Mohapatra, H. 2000. Microbial biosorbents meeting challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions. *Current Science*, 78(8):967-973.
- Gupta, V.K. & Rastogi, A. 2008. Sorption and desorption studies of chromium (VI) from nonviable cyanobacterium *Nostoc muscorum* biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 347-354.
- Gurung, M., Adhikari, B.B., Alam, S., Kawakita, H., Ohto, K., Inoue, K. & Harada, H. 2013. Adsorptive removal of Cs (I) from aqueous solution using polyphenols enriched biomass-based adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, 234: 113-120.
- Hansen, H. K., Ribeiro, A. & Mateus, E. 2006. Biosorption of arsenic (V) with *Lessonia nigrescens*. *Mineral Engineering*, 19(5):486-490.
- Holan, Z. R., Volesky, B. & Prasetyo, I. 1993. Biosorption of Cd by biomass of marine algae. *Biotechnology and Bioengineering*, 41: 819-825.
- Holan, Z.R. & Volesky, B. 1994. Biosorption of lead and nickel by biomass of marine algae. *Biotechnology and Bioengineering*, 43 (11): 1001-1009.
- Inoue, K., Gurung, M., Adhikari, B.B, Alam, S., Kawakitaa, H., Ohto, K., Kurata, M. & Atsumi, K. 2014. Adsorptive removal of cesium using bio fuel extraction microalgal waste. *Journal of Hazardous Materials*, 271: 196-201.
- Jalalirad, R., Ghafourian, H., Asef, Y., Dalir, S.T., Sahafipour, M.H. & Gharanjik, B.M. 2004. Biosorption of cesium by native and chemically modified biomass of marine algae: introduce the new biosorbent for biotechnology applications. *Journal of Hazardous Materials B*, 116: 125-134.
- Karapinar, N. & Donat, R. 2009. Adsorption behavior of Cu^{2+} and Cd^{2+} onto natural bentonite. *Desalination*, 249: 123-129.
- Biotechnology*, 62: 3-8.
- Bayülken, S., Bas çetin, E., Güçlü, K. & Apak, R. 2011. Investigation and modeling of cesium (I) adsorption by Turkish clays: bentonite, zeolite, sepiolite, and kaolinite. *Environmental Progress & Sustainable Energy*.
- Bishnoi, N. R., Kumar, R., Kumar, S. & Rani, S. 2007. Biosorption of Cr (III) from aqueous solution using algal biomass *Spirogyra* sp. *Journal of Hazardous Materials*, 145: 142-147.
- Caccin, M., Giacobbo, F., Da Ros, M., Besozzi, L. & Mariani, M. 2013. Adsorption of uranium, cesium and strontium onto coconut shell activated carbon. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 297 (1), 9-18.
- Dahiya, S., Tripathi, R. & Hegde, A. 2008. Biosorption of heavy metals and radionuclide from aqueous solutions by pre-treated area shell biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 150 (2), 376-386.
- Davis, T., A., Volesky, B. & Mucci, A. 2003. A review of the biochemistry treated biomass of marine alga *Durvillaea potatorum*. *Water Research*, 33:335-342.
- Delchet, C., Tokarev, A., Dumail, X., Toquer, G., Barre, Y., Guari, Y., Guerin, C., Larionova, J. & Grandjean, A. 2012. Extraction of radioactive cesium using innovative functionalized porous materials. *RSC Advances*, 2 (13), 5707-5716.
- Ding, D., Zhao, Y., Yang, S., Shi, W., Zhang, Z., Lei, Z. & Yang, Y. 2013. Adsorption of cesium from aqueous solution using agricultural residue – walnut shell: equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling studies. *Water Resources Research*, 47: 2563-2571.
- Dinga, D., Lei, Z., Yang, Y., Feng, C. & Zhang, Z. 2014. Selective removal of cesium from aqueous solutions with nickel (II) hexacyanoferrate (III) functionalized agricultural residue-walnut shell. *Journal of Hazardous Materials*, 270: 187-195.
- El-Kamash, A.M., El-Naggar, M.R. & El-Dessouky, M.I. 2006. Immobilization of cesium and strontium radionuclides in zeolite-cement blends. *Journal of Hazardous Materials*, 136: 310-316.
- Freundlich H. & Hellen, W. 1939. The

- Skuteru, L., Ahman, B., Solatie, D. & Gaare, E. 2009. Long -term decline of radiocesium in Fennos canadian reindeer. *NKS*, 193: 1-17.
- Thammawong, C., Opaprakasit, P., Tangboriboonrat, P. & Sreearunothai, P. 2013. Prussian blue-coated magnetic nanoparticles for removal of cesium from contaminated environment. *Journal of Nanoparticle Research*, 15: 1689.
- Volesky, B. 1987. Biosorbents for metal recovery. *Trends in Biotechnology*, 5: 96-101.
- Volesky, B. 1990. Biosorption of heavy metals. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Volesky, B. 2001. Detoxification of metal bearing effluents: biosorption for next century. *Hydrometallurgy*, 59: 203–216.
- Langmuir, I. 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9):1361-1403.
- Long, H., Wu, P. & Zhu, N. 2013. Evaluation of Cs⁺ removal from aqueous solution by adsorption on ethylamine-modified montmorillonite. *Chemical Engineering Journal*, 225:237–244.
- Mahmood, T., Saddique, M.T., Naeem, A., Mustafa, S., Zeb, N., Shah, K.H. & Waseem, M. 2011. Kinetic and thermodynamic study of Cd (II), Co (II) and Zn (II) adsorption from aqueous solution by NiO. *Chemical Engineering Journal*, 171: 935-940.
- Manolopoulou, M. E., Vagena, S., Stoulos, A. & Ioannidou, C. 2011. Papastefanou, Radioiodine and radiocesium in Thessaloniki, Northern Greece due to the Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102:796–797.
- Namiki, Y., Namiki, T., Ishii, Y., Koido, S., Nagase, Y., Tsubota, A., Tada, N. & Kitamoto, Y. 2012. Inorganic organic magnetic nanocomposites for use in preventive medicine: A rapid and reliable elimination system for cesium. *Pharmaceutical Research*, 29 (5):1404–1418.
- Osmanlioglu, A. E. 2006. Treatment of radioactive liquid waste by sorption on natural zeolite in Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 137: 332–335.
- Ozturk, A. 2007. Removal of nickel from aqueous solution by the bacterium *Bacillus thuringiensis*. *Journal of Hazardous Materials*, 147: 518-523.
- Sangvanich, T., Sukwarotwat, V., Wiacek, R. J., Grudzien, R. M., Fryxell, G.E., Addleman, R. S., Timchalk, C. & Yantasee, W. 2010. Selective capture of cesium and thallium from natural waters and simulated wastes with copper ferrocyanide functionalized mesoporous silica. *Journal of Hazardous Materials*, 182: 225–231.
- Sarin, V. & Pant, K. K. 2006. Removal of chromium from industrial waste by using Eucalyptus bark. *Bioresource Technology*, 97: 15–20.
- Sasaki, T. & Tanaka, S. 2012. Magnetic separation of cesium ion using Prussian blue modified magnetite. *Chemistry Letters*, 41 (1): 32–34.