بررسی کینتیک و ایزوترم حذف فلز نیکل از محلول آبی به‌وسیله جلبک سارگاسوم انگوستوفولیوم (*Sargassum angustifolium*) دریای عمان

سلمان احمدی اسب چین[1]*

۱. دانشیار دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران

***مسئول مکاتبات:**
sahmadyas@yahoo.fr

کد مقاله: ۱۳۹۵۰۱۰۳۳۷
تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۱۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۱/۲۴

چکیده

روش‌های حذف فلزات سمی و سنگین از پساب‌ها و فاضلاب‌ها در مقایسه با روش‌های مرسوم فیزیکی و شیمیایی دارای کارایی بیشتری می‌باشند. هدف از این تحقیق استفاده از جلبک قهوه‌ای (*Sargassum angustifolium*) جهت حذف یون نیکل از محلول آبی بود. حذف فلز از پدیده جذب زیستی غیر وابسته به متابولیسم جلبک پیروی می‌کند و میان کنش بین فلز و سطح جلبک موردبررسی قرار می‌گیرد. در این تحقیق ایزوترم و کینیتیک حذف فلز سنگین نیکل به‌وسیله جلبک مذکور بررسی گردید. جلبک قهوه‌ای از ساحل چابهار دریای عمان جمع‌آوری گردید. زمان تعادل برای جذب فلز نیکل به‌وسیله جلبک در حدود ۳۰۰ دقیقه بود. ایزوترم جذب نیکل به‌وسیله جلبک از معادله لانگمویر تبعیت کرد. بیشینه جذب یون نیکل به‌وسیله جلبک در اسیدیته ۵ در حدود ۰/۷۵ میلی‌مول بر گرم وزن خشک جلبک بود، این مقدار در اسیدیته ۵، در حدود ۰/۶۵ میلی مول بر گرم بود. مقدار ضریب همبستگی R2 در *Sargassum angustifolium* در اسیدیته ۴ برابر ۰/۹۹۰ و ثابت لانگمویر (bl) آن برابر ۵۴/۰۵ بود، این مقدار در اسیدیته ۵ برابر ۰/۹۹۲ برای ضریب همبستگی R2 و ۱۵۰/۱۵ برای ثابت لانگموییرbL بود.

واژگان کلیدی: جلبک، سارگاسوم آنگوستوفولیوم، نیکل، کینتیک، ایزوترم.

مقدمه

یکی از مهم‌ترین و خطرناک‌ترین آلوده‌کننده‌های زیست‌محیطی، آلودگی‌های ناشی از یون‌های فلزات سنگین موجود در پساب‌های واحدهای صنعتی می‌باشد. در بسیاری از کشورهای رو به توسعه و همچنین کشورهای درحال‌توسعه بر روی پساب‌ها و فاضلاب‌ها تصفیه کامل صورت نمی‌گیرد. با ورود پساب و فاضلاب آلوده به محیطزیست بیماری‌هایی در جمعیت‌های زیستی اعم از گیاهی، جانوری و انسانی ایجاد نمی‌گردد (Romera *et al*., 2007).

جذب اندک فلزاتی مانند نیکل، جیوه، سرب، کادمیوم، کبالت و دیگر عناصر سبب ایجاد عوارض بسیار نامطلوبی در بدن جانوران می‌گردد. به‌طورکلی فلزات سنگین درنتیجه فرسایش طبیعی خاک، فوران‌های آتش‌فشانی، بارش‌های اتمسفر یک و تخلیه پساب حاصل از صنایع گوناگون ازجمله ذوب فلزات، آبکاری فلزات، پلاستیک‌سازی، تولید و مصرف مواد حاوی فلزات، کاغذسازی، رنگرزی، فرآیندهای متالوژیکی به اکوسیستم-های آبی وارد می‌شوند. افزایش غلظت نیکل در پساب‌ها و آب‌های آشامیدنی، به بیش از ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر اثرات نامطلوبی بر روی بافت‌ها و اندام‌های مختلف انسان ازجمله ریه، کلیه و دستگاه گوارشی می‌گذارد که از آن جمله می‌توان به آلرژی‌های شدید پوستی، مرگ جنین، کاهش قدرت سیستم ایمنی بدن، کاهش وزن و سرطان ریه و سینوس‌های بینی اشاره کرد. ازآنجاکه فلزات سنگین در طبیعت از بین نمی‌روند، نیاز به تکنولوژی‌هایی است که بتوانند آن‌ها را حذف و از پساب جدا کنند (Romera *et al*., 2007).

امروزه از روش‌های مرسومی مانند رسوب‌شیمیایی، تبخیر، جذب و تبادل یونی، برای تصفیه پساب‌های حاوی فلزات سنگین استفاده می‌شود. علاوه بر اینکه این روش‌ها نیز مؤثر هستند اما این روش‌ها بسیار گران هستند (Herrero *et al*., 2006). متأسفانه زمانی که غلظت فلز سنگین در پساب‌ها کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر باشد، این روش‌های مرسوم مؤثر نمی‌باشند (Herrero *et al*., 2006).

جذب زیستی فلزات سنگین، تکنولوژی نسبتاً جدیدی است که برای تصفیه پساب‌های صنعتی به کار می‌رود و هدف از آن، حذف فلزات سمی و پاک‌سازی محیطزیست و همچنین باز جذب فلزات باارزش است. از مزایای مهم تکنولوژی جذب زیستی، می‌توان به مؤثر بودن آن در کاهش غلظت یون‌های فلزات سنگین به مقادیر بسیار پایین، قابلیت تولید مجدد جاذب، عدم تولید لجن، امکان باز جذب فلز، ارزان بودن و استفاده از مواد جاذب زیستی مثل جلبک طبیعی که به‌وفور یافت می‌شوند، اشاره کرد (Herrero *et al*., 2006).

جلبک‌ها در سال‌های اخیر به علت توانایی در تصفیه فاضلاب‌ها در این زمینه بیشتر موردتوجه قرارگرفته‌اند (Davis *et al*., 2000). از جلبک های دریایی مانند سارگاسوم و فوکوس موجود در استخرها برای تصفیه پساب‌ها استفاده می‌کنند .مشخص گردید جلبک‌ها اکسیژن موردنیاز برای رشد باکتری‌های تجزیه‌کننده پساب‌های آلی را فراهم می‌کنند (Gadd and White., 1993).

در جاذب‌های بیولوژیکی تمام یون‌های فلزی قبل از دسترسی به غشای پلاسمایی و سیتوپلاسم برای رسیدن به جایگاه‌های فعالی که قابلیت اتصال با یون‌های فلزی رادارند باید از میان دیواره سلولی که خود این دیواره سلولی حاوی پلی‌ساکاریدها و پروتئین‌های مختلفی است عبور کنند (Kaewsarn and Yu, 2001). فرآیند جذب در باکتری‌های گرم مثبت و گرم منفی به دلیل تفاوت در ساختار دیواره سلولی و غشا متفاوت است. دیواره سلولی باکتری‌های گرم منفی از دیواره سلولی باکتری‌های گرم مثبت نازک‌تر بوده، لذا لینک‌های عرضی محکمی ندارند اما غشاء بیرونی این باکتری‌ها از لیپوپلی‌ساکارید، فسفولیپیدها و پروتئین‌های تشکیل‌شده (Remacle, 1990) درحالی‌که دیواره سلولی باکتری‌های گرم مثبت به دلیل داشتن گلیکوپروتئین بیش‌تر در سطح خارجی خود نسبت به باکتری‌های گرم منفی پتانسیل جذب بیشتری، برای جذب بیولوژیکی فلزات سنگین مخصوصاً یون‌های نیکل دارند.

فرآیند جذب زیستی جذابیت‌های زیادی از قبیل حذف انتخابی فلزات در یک محدوده وسیع از اسیدیته و دما دارد. کینتیک سریع جذب و پایین بودن هزینه اولیه از دیگر محاسن این روش جذب فلز است. با توجه به این‌که این جاذب‌ها مزایا و کارایی خوبی داشته و تکنولوژی جدیدی درزمینه‌ی محیطزیست می‌باشد جهت تشویق از این روش باید تمهیدات خاصی را قائل شد و همکاری بین متخصصان بین‌رشته‌ای نیاز است تا ترکیبی از تخصص‌های متالوژی، محیطزیست، بیولوژی و غیره در کنار یکدیگر علیه آلودگی‌های ناشی از صنایع باهم همکاری داشته باشند.

مواد و روش‌ها

جلبک قهوه‌ای *Sargassum angustifolium* از سواحل دریای عمان شهر چابهار در مختصات جغرافیایی با موقعیت عرض جغرافیایی ۴۷ ۰۷ ۰۲۰ شمالی و طول جغرافیایی ۸۰ ۰۹ ۰۲۰ غربی جمع‌آوری و جهت بررسی میزان جذب یون نیکل مورداستفاده قرار گرفت. در ابتدا جلبک دو بار با آب معمولی و دو بار با آب مقطر شستشو داده شد. سپس در آون ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک و برش داده شد، درنهایت ذرات با قطر ۰/۵ میلی‌متر انتخاب گردید. نمونه‌ها بدون هیچ تیمار خاص شیمیایی مورداستفاده قرار گرفت (Romera *et al*., 2007). جهت آنالیز یون‌های نیکل، قبل و بعد از هر آزمایش بر اساس میزان جذب آن در محلول‌های آبی توسط جلبک به‌وسیله دستگاه اسپکتروفتومتر انجام شد.

بررسی کینتیک جذب یون نیکل: مدل‌های کینتیک شامل معادلات درجه اول و دوم می‌باشد:

کینتیک درجه اول

$$dq_t / dt = K_1 (q_e - q_t)$$ رابطه (۱)

که در آن k1 ثابت سرعت جذب زیستی با واحد 1/min و qt، مقدار یون جذب‌شده بر وزن جاذب زیستی در زمان t، با واحد (mg/g)است. با لگاریتم گیری از رابطه بالا رابطه ذیل حاصل می‌شود:

رابطه (۲)

$$\log(qe - qt) = \log qe - \frac{K_{ad}t}{2.303}$$

با رسم نمودار log(qe-qt)نسبت به t می‌توان K1 را به دست آورد.

کینتیک درجه دوم:

رابطه (۳)

$$dq_t / dt = K_2(q_e - q_t)^2$$

که در آن K2 ثابت سرعت جذب زیستی با واحد (g/mg.min) qt و qe همانند موارد طرح‌شده در معادله درجه اول می‌باشد.

درنهایت رابطه ذیل به دست می‌آید.

رابطه (۴)

$$t / dt = 1 / K_2 ad .q_e^2 + (1 / qe)t$$

که در این معادله مقدار K2 با محاسبه عرض از مبدأ نمودار به دست می‌آید.

آزمایش‌های کینتیک در زمان‌های ۰ دقیقه تا ۱۴۴۰ دقیقه صورت گرفت. به ارلن ۱ لیتر آب مقطر اضافه کرده، سپس به آن نیکل به میزان ۴ میلی‌گرم بر لیتر افزوده، آنگاه قبل افزوده جلبک، به میزان ۵ میلی‌لیتر از ارلن برای سنجش غلظت اولیه فلز نمونه‌برداری شده است، درنهایت به آن ۱ گرم جلبک افزوده شد. آنگاه پس از گذشت، ۳۰ دقیقه، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰، ۲۴۰، ۳۰۰، ۳۶۰، ۴۲۰، ۴۸۰ و ۱۴۴۰ دقیقه از ارلن ۵ میلی‌لیتر (برای هر زمان) با استفاده از سرنگ برداشته و با فیلتر ممبران سر سرنگی ۰/۴۵. نانومتر عبور داده و آنالیز گردید. اسیدیته تعادلی برای جلبک در حدود ۵/۵±۰/۲ است که برای تنظیم اسیدیته از هیدروکسید سدیم (NaOH) و اسیدکلریدریک (HCl) استفاده‌شده است. در همه آزمایش‌ها از آب مقطر دو بار تقطیر استفاده شد (YunHai *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2008; Cruz *et al.*, 2004).

بررسی ایزوترم جذب لانگمویر: یکی از قوانین معتبر جذب فیزیکی به‌وسیله بیوماس‌های غیرزنده است که در بسیاری از موارد صادق می‌باشد. برای جذب تک لایه‌ای روی سطوح تعداد محدودی از موقعیت‌های جذب یکسان، به کار می‌رود که رابطه آن به‌صورت زیر است:

آزمایش‌های ایزوترم جذب یون نیکل توسط جلبک مطالعه گردید. معادله لانگمویر برای این منظور موردبررسی قرارگرفته است.

تفسیر ایزوترم: (معادله لانگمویر) رابطه ایزوترم لانگمویر به شکل هذلولی می‌باشد.

رابطه (۵)

$$q_e = \frac{q_m b_L C_e}{(1 + b_L C_e)}$$

که در آن:

Ce غلظت نیکل در محلول در حالت تعادل (میلی مول/ لیتر)

Qe غلظت نیکل درروی جاذب در حالت تعادل (میلی مول/گرم)

Qm ماکزیمم فلز جذب‌شده (میلی مول/گرم)

bL ثابت مربوط به وابستگی بین جاذب و جذب‌شونده (لیتر/مول)

مقدار qe به ازای هر Ce به‌صورت تجربی از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{X_0}$$ رابطه (۶)

که Co و Ce به ترتیب غلظت جاذب زیستی در جریان‌های ورودی و خروجی و Xo، دوز مصرفی بیوماس است که عبارتند از مقدار جسم بیوماس در واحد حجم محلول آبی با واحد گرم بر لیتر.

معادله لانگمویر به‌صورت زیر به شکل خطی درمی‌آید:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{bq_m C_e} + \frac{1}{q_m}$$ رابطه (۷)

که مقادیرQmax وb را می‌توان، به ترتیب از شیب و عرض‌ازمبدا آن به دست آورد.

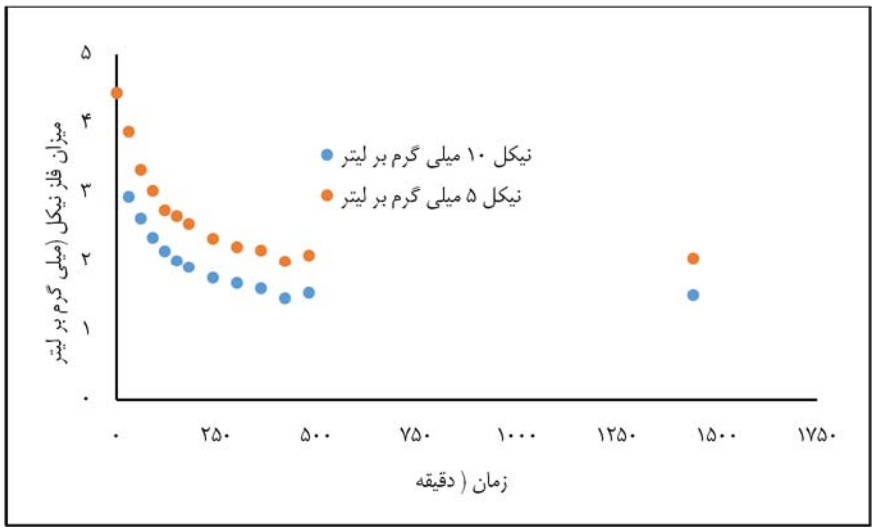
کینتیک وبر–موریس: برای اینکه در کینتیک جذب نیکل به‌وسیله جاذب زیستی از مدل جذب تک فازی و یا چند فازی است، از مدل وبر –موریس استفاده گردید. اگر مدل کینتیک تک فازی باشد منحنی بدون شکست بوده و محدودیتی در جذب فلز در سطح و داخل جلبک دیده نمی‌شود، اما اگر مدل دوفازی بوده و منحنی دارای شکست باشد، ابتدا جذب سطحی و آنگاه جذب داخل سلولی خواهد بود (YunHai *et al*., 2011).

نتایج

مطالعات نشان داده که اسیدیته یکی از عوامل مهم در جذب عناصر سنگین به‌وسیله جاذب زیستی است. در این تحقیق برای جلبک اسیدیته بین ۲ تا ۱۰ در نظر گرفته‌شده است. بیشینه جذب در جلبک در حدود ۵ میلی‌گرم در گرم وزن خشک جلبک بوده است (شکل ۱).

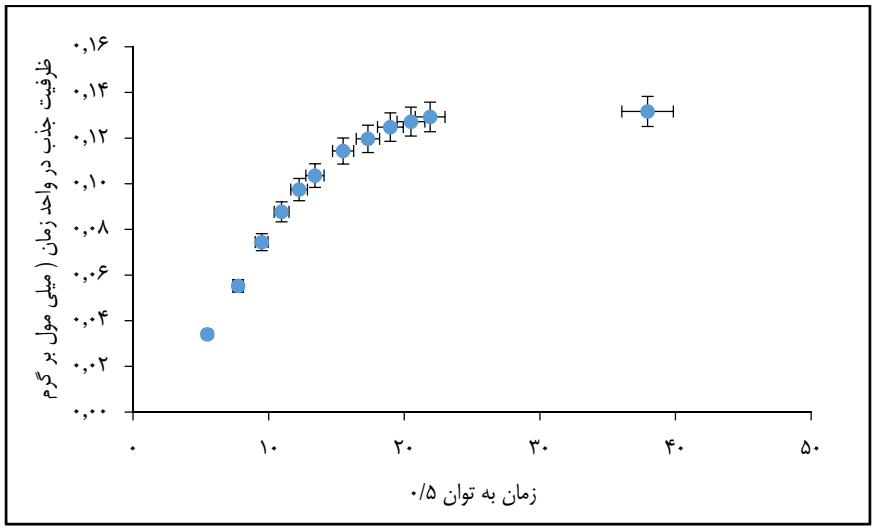
شکل ۱: اثر اسیدیته برجذب فلز نیکل به‌وسیله جلبک قهوه‌ای *Sargassum angustifolium*.

کینتیک جذب فلز نیکل به‌وسیله بیوماس جلبک در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد، اسیدیته در حدود ۵/۵ با استفاده از آب مقطر به دست آمد. زمان تعادل در جلبک در حدود ۳۰۰ دقیقه بود (شکل ۲).



شکل ۲: ایزوترم جذب یون نیکل به‌وسیله جلبک قهوه‌ای *Sargassum angustifolium*.

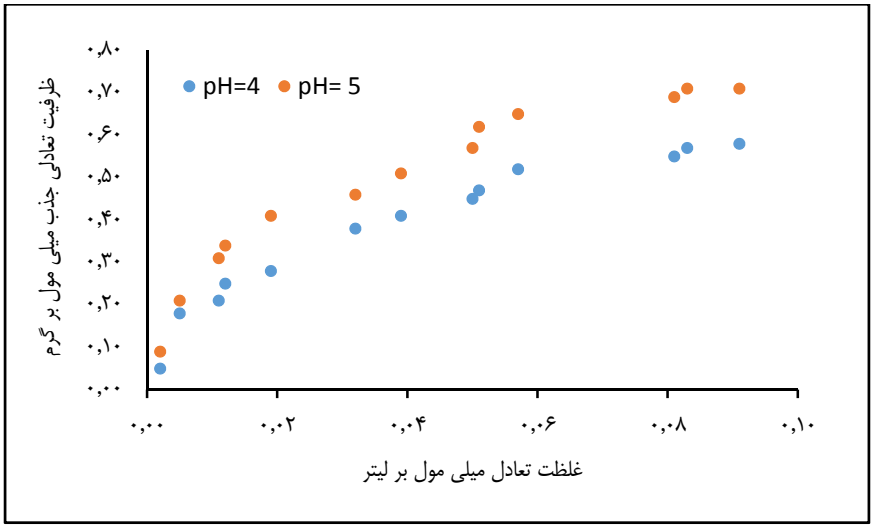
با مشاهده کینتیک جذب نیکل از طریق مدل وبر-موریس مشخص شد و مکانیسم جذب تک فازی بوده و محدودیتی در جذب به‌وسیله سطح جلبک وجود ندارد (شکل ۳).



شکل ۳: کینتیک جذب نیکل به‌وسیله جلبک قهوه‌ای *Sargassum angustifolium* با مدل وبر-موریس.

در شکل ۴ نشان داده است با افزایش غلظت محیطی فلز، میزان جذب یون نیکل نیز توسط جلبک افزایش می‌یابد. منحنی ایزوترم تثبیت نیکل در آب مقطر توسط *Sargassum angustifolium* درمحلول حاوی اسیدیته ۴ و ۵ نشان داده شد. با بررسی شکل ۵، مدل خطی ایزوترم لانگمویر در دو اسیدیته مختلف نمایان می‌گردد. این میزان جذب فلز در اسیدیته ۴ و ۵ به ترتیب در حدود ۰/۶ و ۰/۷ میلی مول در گرم وزن خشک جلبک می‌باشد (جدول ۱ و شکل ۵).

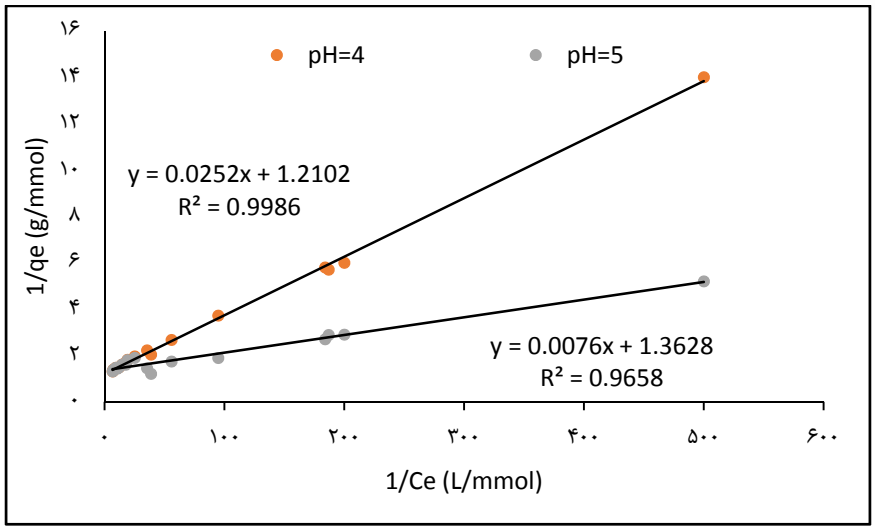
در جدول ۲ مقایسه‌ای بین انواع جاذب‌های زیستی برای حذف فلز نیکل آمده است. دراین‌بین جایگاه جلبک‌ها مستحکم می‌باشد. توانایی حذف فلز نیکل به‌وسیله جلبک‌ها بیشتر از سایر جاذب‌های زیستی می‌باشد. جلبک قهوه‌ای نیز در بین جلبک‌ها دارای کارایی بیشتری نسبت به دیگر جلبک‌ها است.



شکل ٤: ایزوترم جذب نیکل به‌وسیله جلبک *Sargassum angustifolium* در آب مقطر در اسیدیته ٤ و ٥.

جدول ۱: پارامترهای لانگمویر در رابطه با ایزوترم جذب نیکل به‌وسیله جلبک.

فلز نیکل	b_L (لیتر/میلی مول)	q_m (میلی مول/گرم)	r^2
در اسیدیته ۴	۶۱/۵۳	۰/۶۵	۰/۹۵۹
در اسیدیته ۵	۱۵۰/۱۵	۰/۷۵	۰/۹۹۲



شکل ۵: ایزوترم جذب نیکل به‌وسیله جلبک *Sargassum angustifolium* با استفاده از مدل خطی لانگمویر در آب مقطر.

جدول ۲: مقایسه جذب فلز نیکل به‌وسیله انواع جاذب‌های زیستی مختلف.

جاذب زیستی	اسیدیته	بیشینه جذب (میلی مول/گرم)	فلز	منابع
جلبک قهوه‌ای				
Fucus serratus	۵/۵	۰/۹۵	Ni^{+}	(Ahmady *et al*., 2008)
Fucus vesiculosus	۵/۳	۰/۳۹	Ni^{+}	(Holan and Volesky., 1994)
Sargassum natans	۵/۳	۰/۴۱	Ni^{+}	(Holan and Volesky., 1994)
جلبک قرمز				
Chondrus crispus	۶/۰	۰/۶۳	Ni^{+}	(Romera *et al*., 2007)
Palmaria palmata	۶/۵–۷	۰/۵	Ni^{+}	(Prasher *et al*., 2004)
جلبک سبز				
Codium vermilara	۶/۰	۰/۲۲	Ni^{+}	(Romera *et al*., 2007)
Spirogyra insignis	۶/۰	۰/۳۰	Ni^{+}	(Romera *et al*., 2007)
باکتری				
Acinetobacter baumannii	۵/۵	۰/۱	Ni^{+}	(Carlos *et al*., 2006)
Pseudomonas aeruginosa	۵/۵	۰/۱۵	Ni^{+}	(Carlos *et al*., 2006)

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق مشخص گردید که میزان جذب یون نیکل به‌وسیله سارگاسوم ۰/۷۴ میلی‌مول بر گرم وزن خشک جاذب زیستی است. در جلبک موردمطالعه ایزوترم از معادله لانگمویر پیروی کرده و توسط سینتیک مدل وبر-موریس مشخص گردید، مکانیسم جذب از نوع تک فازی بوده و منحنی به‌دست‌آمده از این مدل از یک انحنا برخوردار بوده است. کارایی بالای جذب نیکل به‌وسیله این جلبک به حضور گروه‌های کربوکسیلیک

موجود بر سطح آلژینات دیواره آن‌ها مربوط می‌باشد (Romera *et al*., 2007). نقش اسید آلژینیک در اتصال گروه‌های کربوکسیلیک که به‌صورت بار منفی درمی‌آید با کاتیون نیکل که به‌صورت بار مثبت درمی‌آید پیش‌بینی می‌گردد. در مورد pH باید یادآوری کرد، در اسیدیته های پایین‌تر از ۴، به علت رقابت بین یون‌های +H و کاتیون نیکل وجود دارد، یون +H بر روی جایگاه‌های جذب غلبه کرده و دسترسی کاتیون‌ها به این جایگاه‌ها به دلیل وجود نیروی دافعه محدود و سبب کاهش درصد جذب می‌شود. همچنین در اسیدیته های بالاتر، لیگاندهای موجود بر روی جاذب زیستی مانند COO، چگالی بار منفی را روی سطح لیگاندها افزایش داده، درنتیجه جاذبه الکترواستاتیکی یون‌های فلزی با بار مثبت روی سطح لیگاندها افزایش‌یافته و درصد جذب بیشتر خواهد شد. با افزایش اسیدیته درنتیجه تراکم یون‌های -OHرسوب یون‌های فلزی به‌صورت هیدروکسید مشاهده و سبب کاهش جذب می‌شود.

مکانیسم جذب از نوع تبادل یونی می‌باشد، یعنی *به همان* میزانی که فلز نیکل جذب می‌گردد به همان اندازه یون کلسیم و منیزیم آزاد می‌گردد. درنهایت به این نتیجه می‌رسیم که برای کارهای کاربردی استفاده از جلبک‌های قهوه‌ای Sargassum به دلیل حضور بالای این جلبک‌ها در سواحل دریای عمان استفاده از این جاذب زیستی، می‌تواند مقرون‌به‌صرفه باشد و کارایی بیشتری دارد.

سپاسگزاری

از پروفسور ایو آندره Yves Andres از دانشگاه نانت کشور فرانسه تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

منابع

Ahmady-Asbchin, S., Andres, Y., Gérente, C. and Le Cloirec, P., 2009. Natural seaweed waste as sorbent for heavy metal removal from solution. Environmental Technology, 30: 755-762.

Carlos, E., Rodriguez, A. Q. and Evelyn Rodriguez, E., 2006. Nickel biosorption by *Acinetobacter baumannii* and *Pseudomonas aeruginosa* isolated from industrial wastewater. Brazilian Journal of Microbiology, 37:465-467.

Chen, Z., Ma, W. and Han, M., 2008 . Biosorption of nickel and copper onto treated alga (*Undria Pinnatifida*): Application of isotherm and kinetics study. Journal of Hazardous Materials, 155: 327-333.

Cruz, C. C. V., Costa, A. C. A., Henriques, C. A. and Luna, A. S., 2004. Kinetic modeling and equilibrium studies during cadmium biosorption by dead *Sargassum* sp. biomass. Bioresource Technology, 91: 249-257.

Davis, T. A., Volesky, B. and Vieira, R. H. S. F., 2000. *Sargassum* seaweed as biosorbent for heavy metal. Water research, 17: 4270-4278.

Esteves, A. J. P., Valdman, E. and Leite, S. G. F., 2000. Repeated removal of cadmium and zinc from an industrial effluent by waste biomass *Sargassum* sp. Biotechnology Letter, 22: 499-502.

Gadd, G. M. and White, C. H., 1993 Microbial Treatment of Metal Pollution a working Biotechnology? ELSEVIER Science Publishers LTD, 11:353-359.

Garnham, G. W., Codd, G. A., and Gadd, G. M., 1992. Kinetics of uptake and intracellular location of cobalt, manganese and zinc in the estuarine green alga *Chlorella salina*. *Applied and Environmental Microbiology,* 37: 270-276.

Herrero, R., Cordero, B., Lodeiro, P., Rey-Castro, C. and Sastre de Vicente, M.E., 2006. Interactions of cadmium (II) and protons with dead biomass of marine algae *Fucus* sp. Marine Chemistry, 99: 106-116.

Holan, Z. R. and Volesky, B., 1994. Biosorption of lead and nickel by biomass of marine algae. Biotechnology Bioengineering, 43: 1001-1009.

Kaewsarn, P. and Yu, Q., 2001. Cadmium (II) removal from aqueous solutions by pre-treated biomass of marine alga *Padina* sp. Environmental Pollution, 112: 209-213.

Prasher, S. O., Beaugeard, M., Hawari, J., Bera, P., Patel, R. M and Kim, S. H., 2004. Biosorption of heavy metal by red algae (*Palmaria palmata*).Environmental Technology, 25: 1097-1106.

Remacle, J., 1990. "The cell wall and metal binding," B. Volesky, Ed., Biosorption of Heavy Metals, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, pp. 83-92.

Romera, E., Gonzalez, F., Ballester, A., Blazquez, M. L. and Munoz, J. A., 2007. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae. Bioresource Technology, 98: 3344-3353.

YunHai, W., Li, J., XianMiao, M., Bin, L. and ShiXun, F., 2011. Equilibrium, kinetics and thermodynamics study on biosorption of Cr (VI) by fresh biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. Korean Journal of Chemical Engineering, 28: 895-901.