

جذب بیولوژیک یون های مس و منگنز موجود در پساب معدن مس سرچشمه با استفاده از مخمر ساکارومایسس

وحید خسروی^۱، سیده فلور مظهر^۲، مهسا صدیقی^۳

۱- دانشجوی دکترای مهندسی معدن، دانشکده مهندسی معدن، نفت و ژئوفیزیک، دانشگاه صنعتی شاهرود Khosravy.86@gmail.com

۲- کارشناس ارشد میکروبیولوژی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه آزاد، واحد تهران شمال

۳- کارشناس ارشد بیوتکنولوژی، دانشکده علوم نوین، دانشگاه تهران

تاریخ تصویب: ۱۳۹۱/۵/۱۶

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۰/۲/۲۰

چکیده

در این مطالعه به بررسی فرآیند جذب یون های Mn و Cu موجود در پساب معدن مس سرچشمه با استفاده از گونه مخمري ساکارومایسس در سیستم فلاسک غوطه ور (ناپیوسته) پرداخته شد. با تغییر شرایط و عوامل مؤثر در جذب از قبیل pH پساب، مدت زمان تماس جاذب و پساب، مقدار جاذب و دما، بهینه سازی انجام گردیده و بهترین مقادیر این عوامل برای رسیدن به میزان جذب حداکثر به دست آمد. بر این اساس $pH=6$ به عنوان بهترین pH تعیین گردید. پس از ۱۲۰ دقیقه از آغاز عملیات سیستم به حالت تعادل رسیده و دیگر جذبی صورت نگرفت. داده های جذبی برای Mn و Cu برازش نسبتاً خوبی با ایزوترم جذبی فرنلین داشت در حالی که برازش آن ها با مدل جذبی لانگمور خوب نبود. همچنین با افزایش دما میزان جذب افزایش یافت که این موضوع بر گرماگیر بودن واکنش دلالت می کرد.

واژگان کلیدی: جذب بیولوژیک، مخمر، ساکارومایسس، یون های مس و منگنز

مقدمه

این روش ها مزایا و معایب مخصوص به خود دارند. اما در مجموع به دلیل هزینه بر بودن و تولید لجن هایی که خود خطر مضاعفی برای محیط زیست محسوب می شوند و همچنین ناکارآمدی برای پساب های با غلظت کم آلودگی چندان مورد رضایت نیستند [3]. جذب بیولوژیک با استفاده از توده های زیستی جاذب به عنوان یک روش جایگزین برای حذف یون های فلزی اهمیت زیادی یافته است. معمولاً از جاذب هایی همچون جلبک، باکتری، قارچ، مخمر و... در جذب

پساب ها و خروجی های حاوی یون های فلزات سنگین از جمله مشکلات جدی زیست محیطی محسوب می شوند. برخی فلزات از این جنبه اهمیت بیشتری دارند که از جمله آن ها می توان به کادمیوم کروم، کبالت، مس، سرب، نیکل، جیوه و روی اشاره کرد [1]. تاکنون روش های زیادی برای حذف این یون ها پیشنهاد شده که برخی از مهمترین آن ها تبادل یونی، رسوب شیمیایی، جذب کربن برانگیخته و فرآیند جدایش غشایی می باشند [2]. هر کدام از

است. از این رو در این مطالعه بر آن شدیم تا به بررسی میزان جذب یون‌های مس و منگنز موجود در پساب معدن مس سرچشمه توسط نوعی مخمر با عنوان ساکارومایسس که از خود پساب معدن مس استخراج گردید، بپردازیم.

روش تحقیق

آماده سازی جاذب: با انتقال قسمتی از پساب معدن تحت شرایط کاملاً استریل به آزمایشگاه میکروبیولوژی و کشت آن در محیط سابورو، مخمری با نام ساکارومایسس جداسازی و خالص گردید. برای تولید بایومس، مخمر خالص شده در ارلن های حاوی ۴۰۰CC سابورو برات تلقیح و به مدت ۴۸ ساعت در شیکر انکوباتور با دمای ۳۰۰K و دور ۱۲۰ rpm بارگذاری گردید. پس از آن توده مخمر تولید شده به مدت ۱ ساعت در اسید هیدروکلریک (v/v) ۱٪ قرار گرفت تا یون های غذایی جذب شده به مخمر جدا گردد. مخلوط حاصل با دور ۵۰۰۰rpm سانتریفوژ و اسید از مخمر جدا گردید. توده مخمر ۳ بار با آب مقطر شسته شد و پس از سانتریفوژ به مدت ۲ ساعت در آن دمای ۳۵۳ K نگهداری شد. توده خشک شده کاملاً خرد گردید و از الک ۱۲۰ - ۱۰۰ مش عبور داده شد تا توده ای کاملاً یکنواخت به وجود آید. بایومس مذکور تا زمان استفاده در یخچال نگهداری گردید.

آنالیز پساب: پساب معدن مس برای آنالیز به آزمایشگاه شیمی منتقل و غلظت یون های موجود در آن با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری و نتایج زیر حاصل شد (جدول ۲).

بیولوژیک استفاده می شود [5 و 4]. در مطالعات مختلف انواع مختلفی از مخمرها برای جذب یون های فلزی مورد استفاده قرار گرفته است. در جدول ۱ نمونه ای از این مطالعات آورده شده است.

جدول ۱- نمونه ای از مطالعات انجام شده توسط انواع

گونه های مخمری

مرجع	نام فلز	جاذب
[6]	Cd , Pb ²⁺	مخمر پرورده شده با اتانول
[7]	Cu ²⁺ , Pb ²⁺	ضایعات آبجوسازی
[8]	Zn ²⁺	<i>Streptomyces noursei</i>
[9]	Pb ²⁺	مخمر
[10]	Ni ²⁺	مخمر نانویی
[11]	Ni ²⁺	مخمر نانویی
[12]	Cu, Zn	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>
[13]	Zn	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>
[14]	Cr ³⁺ , Pb ³⁺	ضایعات آبجوسازی
[15]	Au	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>
[16]	U	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>
[17]	Cu ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	ضایعات آبجوسازی
[18]	Cr (VI)	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>

جذب فلزات سنگین توسط میکروارگانیسم ها با روش های متعدد صورت می گیرد. یون های فلزی در ابتدا وارد ساختار سلول شده و سپس توسط نقاط اتصال موجود در ساختار سلولی جذب می گردند. این گونه جذب مستقل از فرآیند متابولیک سلول بوده و جذب بیولوژیک یا جذب غیر فعال نامیده می شود [12]. در اکثر مطالعاتی که تاکنون انجام شده از پساب مصنوعی که در واقع محلول های یونی بوده اند استفاده گردیده و پساب طبیعی کمتر مورد بررسی قرار گرفته

جدول ۲- غلظت یون های مختلف در پساب

یون	Fe	Cu	Pb	Ni	Ag	Mn	Al	Mo
غلظت (ppm)	۰/۰۹۷	۵/۵	۰/۶۵	۰/۰۰۳	۰/۰۵۷	۸	۰/۰۲۴	۰/۲۹

در این مطالعه با توجه به بالا بودن غلظت یون های Mn و Cu نسبت به سایر یون ها به بررسی فرآیند جذب آن ها پرداخته شد.

مطالعات جذبی: مطالعات جذبی در شرایط ناپیوسته برای بهینه سازی پارامترهای موثر بر میزان جذب یون های فلزی توسط جاذب بیولوژیک انجام گردید. در تمامی آزمایش ها ۱۰۰cc از پساب داخل ارلن های ۵۰۰cc ریخته شد و پس از وارد کردن جاذب، ارلن ها بر روی شیکر با دور ۱۲۰ rpm قرار گرفتند. سپس با کاغذ صافی پساب از جاذب جدا گردید و غلظت یون های Mn و Cu باقیمانده در پساب با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. میزان جذب در شرایط تعادلی با استفاده از معادله ۱ محاسبه گردید.

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad (1)$$

که در این معادله q_e مقدار یون های فلزی جذب شده بر واحد جرم جاذب (mg/g)، V حجم پساب (L) C_0 غلظت یون در پساب (mg/l)، C_e غلظت تعادلی یون فلزی در پساب (mg/l) و m وزن خشک جاذب استفاده شده (g) می باشد.

تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب بیولوژیک برای بررسی تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب بیولوژیک یون های Cu و Mn توسط مخمر پارامترهای pH، غلظت جاذب و دما ثابت در نظر گرفته شدند. $pH=6$ ، غلظت جاذب ۰/۱ gr/l، دما ۲۹۳ K و زمان تماس بین ۵ تا ۱۸۰ دقیقه تغییر نمود. برای بررسی مکانیزم واکنش جذب، داده های جذبی حاصل با مدل های لانگمور [13] و فرندلیش [14] که از مهمترین ایزوترم ها در این زمینه هستند مقایسه گردیده و میزان برازش این داده ها با عبارات مذکور تعیین شد.

در مدل جذبی لانگمور فرض بر این است که تعداد مشخصی نقاط فعال بر روی سطح سلول توزیع شده اند که میل ترکیبی این نقاط یکسان می باشد به طوریکه جذب در یک لایه اتفاق می افتد و هیچگونه واکنشی بین ملکول های جذب شده وجود نخواهد داشت. ایزوترم جذبی لانگمور در معادله ۲ ارائه شده است.

$$\frac{1}{q_e} = \left(\frac{1}{C_e} \frac{1}{K_L q_{max}} \right) + \frac{1}{q_{max}} \quad (2)$$

q_e مقدار یون های مس و منگنز جذب شده در واحد جرم جاذب (mg/g)، C_e غلظت مس و منگنز باقیمانده در محلول (mg/l)، q_{max} بیشینه مقدار یون مس و منگنز جذب شده در واحد جرم مخمر تا تشکیل یک تک لایه ی کامل بر روی سطح جاذب (mg/g) و K_L ثابت لانگمور (l/mg) می باشد.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (7)$$

k_2 ثابت نرخ جذب شبه مرتبه دوم ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$) می باشد که از طریق رسم نمودار t/q_t بر حسب t به دست می آید.

تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب بیولوژیک:
در این قسمت غلظت جاذب متغیر و بین $0.1-1.0 \text{ gr/l}$ در نظر گرفته شد. سایر عوامل مؤثر در جذب ثابت و به شرح زیر بودند: $\text{pH}=6$ ، زمان تماس 120 دقیقه و دما 293 K .

تأثیر pH پساب بر میزان جذب: در این قسمت pH متغیر و در محدوده ی ۲ تا ۶ در نظر گرفته شد. غلظت جاذب، 0.1 gr/l ، دما 293 K و مدت زمان تماس 180 دقیقه در نظر گرفته شد. pH پساب با استفاده از اسید نیتریک و هیدروکسید سدیم 1 N تنظیم گردید.

تأثیر دما و مطالعات ترمودینامیکی جذب: در این مرحله به بررسی اثر دما بر جذب یونهای Cu و Mn پرداختیم. غلظت جاذب 0.1 gr/l ، pH پساب ۶ و مدت زمان تماس 180 دقیقه در نظر گرفته شد. تغییر انرژی آزاد گیبس واکنش جذب با استفاده از معادله کلاسیک ون هوف محاسبه شد:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K \quad (8)$$

که در این معادله G° تغییر انرژی آزاد استاندارد ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$)، T دمای مطلق (K) و R ثابت جهانی گازها ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) و K ثابت تعادلی است که از ضرب ظرفیت جذب جاذب در ثابت لانگمویر یعنی q_m و K_L به دست می آید [21]. بر اساس اصول

ایزوترم جذب فرندلیش با فرض این که واکنش جذب بر روی سطح ناهمگن صورت می گیرد تعریف شده است. این معادله در جذب چند لایه ای نیز کاربرد داشته و به صورت زیر بیان می گردد.

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$$

n و K ثابت های فرندلیش بوده که به ترتیب ظرفیت جذب و شدت جذب جاذب را نشان می دهند.

مطالعات سینتیکی جذب

به منظور بررسی بیشتر مکانیزم جذب یونهای موجود در پساب مطالعات سینتیکی انجام گرفت. داده های تجربی با مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول [19] و دوم [20] مقایسه شدند. مدل سینتیکی شبه مرتبه اول که توسط لاگرانژ ارائه گردید به صورت زیر است:

$$\frac{d q_t}{d t} = k_1 (q_e - q_t) \quad (4)$$

با انتگرال گیری و اعمال شرایط مرزی $t=0$ تا $t=t_e$ و $q_t=0$ تا $q_t=q_e$ به معادله خطی زیر می رسیم:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (5)$$

که در آن مقدار فلز جذب شده در زمان t بر حسب ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) می باشد. مقدار k_1 و q_e به ترتیب از شیب و عرض از مبدأ نمودار $\ln(q_e - q_t)$ بر حسب t به دست می آید.

مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم به صورت معادله ۶ بیان می شود.

$$\frac{d q_t}{d t} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad (6)$$

با انتگرال گیری و اعمال شرایط مرزی $t=0$ تا $t=t_e$ و $q_t=0$ تا $q_t=q_e$ به معادله خطی زیر می رسیم:

داده های جذبی حاصل در این قسمت با مدل های لانگمور و فرنلش مقایسه گردیدند. در جدول ۳ این داده ها مشاهده می شوند.

کاربرد مدل های ذکر شده بر داده های تجربی جدول ۳ نشان داد این داده ها برازش خوبی با هر دو مدل دارد.

جدول ۳- داده های جذبی به دست آمده با تغییر زمان

زمان	نام یون	q_e (mg/g)	C_e (ppm)	C_0 (ppm)
۵	Cu	۰/۵۷	۴/۹۸	۵/۵
۸	Mn	۰/۴۲	۷/۵۸	۸
۱۰	Cu	۱/۵۲	۳/۹۸	۵/۵
۸	Mn	۱/۰۵	۶/۹۵	۸
۱۵	Cu	۲/۰۸	۳/۴۲	۵/۵
۸	Mn	۱/۵۰۵	۶/۴۹۵	۸
۲۰	Cu	۲/۷	۲/۸	۵/۵
۸	Mn	۲/۲۷۵	۵/۷۲۵	۸
۳۰	Cu	۳/۰۶	۲/۴۴	۵/۵
۸	Mn	۲/۶۷	۵/۳۳	۸
۴۵	Cu	۳/۳۳	۲/۱۷	۵/۵
۸	Mn	۲/۹۹	۵/۰۱	۸
۶۰	Cu	۳/۵۴	۱/۹۶	۵/۵
۸	Mn	۳/۱۴	۴/۸۶	۸
۸۰	Cu	۳/۷۲۵	۱/۷۷۶	۵/۵
۸	Mn	۳/۳	۴/۷	۸
۱۰۰	Cu	۳/۸۵	۱/۶۵	۵/۵
۸	Mn	۳/۵	۴/۵	۸
۱۲۰	Cu	۴	۱/۵	۵/۵
۸	Mn	۳/۵	۴/۵	۸

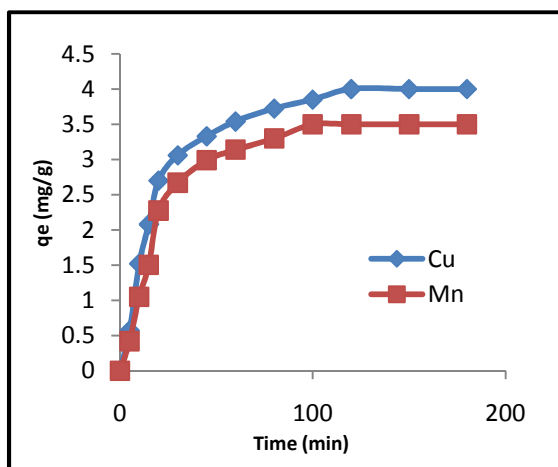
ترمودینامیکی تغییرات انرژی آزاد گیبس به تغییرات بی نظمی (آنتروپی) و دمای واکنش از طریق معادله زیر وابسته است.

$$\ln K = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (9)$$

که در آن H° تغییرات آنتالپی ($J.mol^{-1}$)، S° تغییرات آنتروپی ($J.mol^{-1}.K^{-1}$) است. H° و S° از طریق نمودار G° بر حسب T به دست می آید [22].

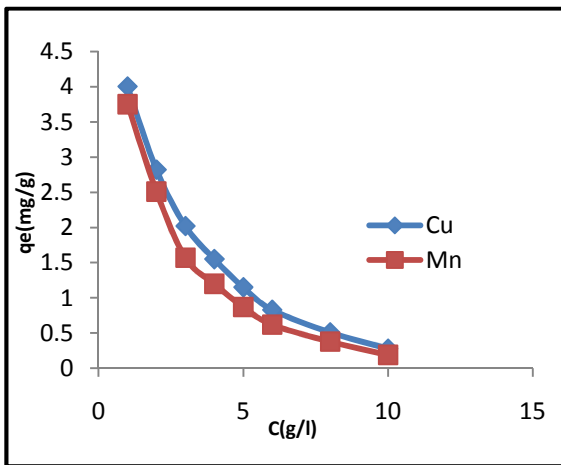
نتایج و بحث

تأثیر مدت زمان تماس: تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب یون های مس و منگنز توسط مخمر در شکل ۱ نشان داده شده است. همان طور که از این شکل بر می آید با افزایش مدت زمان تماس، میزان جذب هر دو فلز توسط جاذب افزایش می یابد. جذب یون های مس و منگنز در ۳۰ دقیقه اول بسیار سریع صورت گرفت و پس از حدود ۱۲۰ دقیقه سیستم به حالت تعادل رسید. دلیل اصلی افزایش میزان جذب با گذشت زمان را می توان در افزایش احتمال برخورد یون های فلزی با نقاط فعال روی جاذب دانست.



شکل ۱- تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب

تأثیر غلظت جاذب: تأثیر تغییرات غلظت جاذب بر میزان جذب در شکل ۲ نشان داده شده است. با افزایش غلظت جاذب میزان q_e برای هر دو یون کاهش یافت. با افزایش غلظت جاذب نقاط فعال که توانایی جذب یون های آلودگی را دارند افزایش می یابد. اما از آنجا که این نقاط فعال به طور کامل اشباع از یون های جذبی نمی شوند مقدار جذب در واحد جرم جاذب و در نتیجه q_e کاهش می یابد.



شکل ۲- تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب

تأثیر pH پساب: یکی از مهمترین عوامل مؤثر در جذب می باشد. بار الکتریکی روی جاذب و ماده جذب شده با pH پساب ارتباط مستقیم دارد. تأثیر pH پساب بر جذب در شکل ۳ نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می شود با افزایش pH میزان جذب نیز افزایش می یابد. در pH بالا، بار منفی خالص بر روی اجزای دیواره سلولی حضور دارد و حالت یونی لیگاندهایی چون کربوکسیل، فسفات و گروه های آمینه واکنش با یون های فلزی را افزایش می دهد. با کاهش pH بار سطحی کلی بر روی سلول ها مثبت می شود که از نزدیک شدن یون ها به سطح سلولی جلوگیری می نماید [۱].

در جدول ۴ پارامترهای مربوط به کاربرد دو مدل مذکور در جذب یون های مس و منگنز نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می شود میزان ضریب همبستگی (R^2) در مدل فرندلیش نسبت به لانگمور به عدد یک نزدیک تر بوده و این مطلب برآزش بیشتر این مدل با داده های تجربی حاصل را نشان می دهد.

جدول ۴- متغیرهای مربوط به دو مدل لانگمور و فرندلیش در جذب یون های مس و منگنز توسط ساکارومایسس

فرندلیش			لانگمور			مدل
K_F	n	R^2	K_L (L/mg)	Q_{max} (mg/g)	R^2	پارامترها
۶/۰۶	۱/۱۴	۰/۹۳	۱/۰۴	۱/۴۴	۰/۷۵	Cu
۱۶۳/۲۷	۰/۳۹	۰/۹۶	۰/۲۶	۰/۵۷	/	Mn

نتایج مطالعات سینتیکی جذب

متغیرهای سینتیکی واکنش جذب برای دو مدل شبه مرتبه اول و مرتبه دوم در جدول ۵ دیده می شود. مقدار پایین تر ضریب همبستگی برای معادله مرتبه اول نسبت به مرتبه دوم نشان دهنده تطابق کمتر مدل مرتبه اول با داده های تجربی است. از این رو مدل مرتبه دوم برای توصیف سینتیک واکنش مناسب تر می باشد. این نتیجه با بسیاری از مطالعات که بر روی جاذب های طبیعی انجام شده اند مطابقت دارد [23 و 24].

جدول ۵- متغیرهای دو مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و دوم در جذب یون های مس و منگنز توسط ساکارومایسس

شبه مرتبه دوم			شبه مرتبه اول			مدل
k_2	$q_{e,cal}$ (mg/g)	R^2	k_1 (min ⁻¹)	$q_{e,cal}$ (mg/g)	R^2	پارامترها
۰/۰۶	۹/۲۵	۰/۹۹۶	۰/۱۶۴	۱۲/۳۰	۰/۸۸	Cu
۰/۰۸	۱۱/۴۵	۰/۹۸۹	۰/۰۹۵	۱۴/۱۷	۰/۷۴	Mn

بودن تمایل جاذب و یون های فلزی برای اتصال به یکدیگر می باشد. همچنین مقدار مثبت S° بر تمایل واکنش به حرکت به سمت کاهش بی نظمی و تصادفی بودن در طول مدت تقابل فازهای مایع و جامد دلالت داشته و برخی تغییرات ساختاری در جاذب و یون های جذب شده را نشان می دهد [25].

جدول ۶- متغیرهای ترمودینامیکی در جذب یون های مس

و منگنز توسط ساکارومایسس

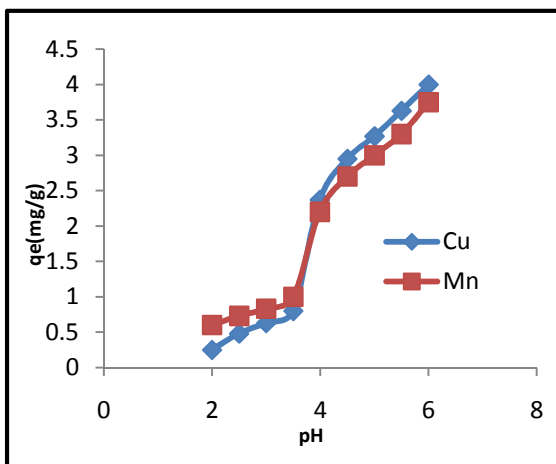
یون های فلزی	دما (K)	G° (KJ.mol ⁻¹)	H° (KJ.mol ⁻¹)	S° (J.mol ⁻¹ .K ⁻¹)	R^2
Cu	۳۰۰	-۳/۱۴۶	۷/۰۹	۳۴/۱۲	۰/۹۹۶
	۳۱۵	-۰/۹۷			
	۳۲۵	-۱/۰۴			
Mn	۳۰۰	-۰/۵۸	۶/۱۲	۲۷/۸۶	۰/۹۹۸
	۳۱۵	-۰/۷۴			
	۳۲۵	-۰/۹۳			

نتیجه گیری

ارزان قیمت و کارا بودن دو خصوصیت اصلی جاذب استفاده شده در این مطالعه می باشد و از آن می توان برای استفاده بیشتر در مقوله ی جذب بیولوژیک استفاده نمود.

عواملی همچون pH پساب، مدت زمان تماس جاذب و پساب، غلظت جاذب و دما در میزان جذب مؤثر بوده و تعیین مقادیر بهینه برای آن ها برای رسیدن به جذب حداکثر بسیار با اهمیت است.

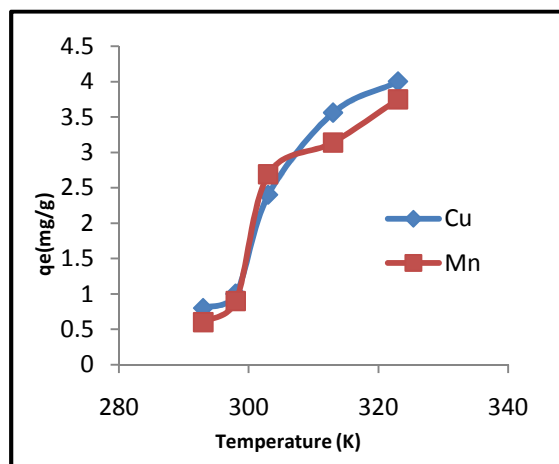
در این مطالعه بهترین pH برای جذب ۶ می باشد. سیستم پس از ۲ ساعت به حالت تعادل رسیده و دیگر جذبی صورت نگرفت. لازم به ذکر است که بیشترین جذب در ۲۰ تا ۳۰ دقیقه اول صورت گرفت. مدل جذبی فرندلیش برآزش بیشتری با داده های



شکل ۳- تأثیر pH پساب بر میزان جذب

مطالعات ترمودینامیکی جذب و بررسی اثر دما

همانطور که از شکل ۴ بر می آید، با افزایش دما میزان جذب هر دو یون Cu و Mn افزوده می شود. از این رو می توان فرایند جذب هر دو یون Cu و Mn را گرماگیر دانست.



شکل ۴- تأثیر دما بر میزان جذب

در ادامه متغیرهای ترمودینامیکی محاسبه شده برای واکنش جذب یون های مس و منگنز توسط ساکارومایسس محاسبه و در جدول ۶ آورده شده است.

برای هر دو یون مس و منگنز مقدار منفی G° نشان دهنده امکان پذیری و خودبخودی واکنش جذب است. مثبت بودن H° نمایانگر گرماگیر بودن واکنش است. مقدار نسبتاً بالای تغییرات آنتالپی به دلیل بالا

9- Han, R. P., Li, J. J., Yan, G. Y., Zhang, Z. P., (2000). Chemical modification and yeast for adsorbing lead cation, J. Zhengzhou Uni. (Nat. Sci. Ed.) Vol.32,pp 72-75.

10- Padmavathy, V., Vasudevan, P., Dhingra, S. C., (2003). Thermal and spectroscopic Studies on sorption of nickel(II) ion on protonated baker's yeast, Chemosphere, 52, pp 1807-1817.

11- Padmavathy, V., Vasudevan, P. S., Dhingra, C., (2003). Biosorption of nickel ions on Baker's yeast, Process Biochem. Vol.38, pp 1389-1395.

12- Bag, H., Lale, M., Türker, A. R., (1999). Determination of Cu, Zn and Cd in water by FAAS after preconcentration by baker's yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) immobilized on sepiolite. Fresenius, J. Anal. Chem. Vol.363, pp 224-30.

13- Dodic, S.N., Popov, S.D., Markov S.L., (2001). Investigation of kinetics of zinc biosorption by *Saccharomyces cerevisiae* cells, Food / Nahrung, Vol.45,pp 59-61.

14- Ferraz, A.I., Teixeira, J.A., (1999). The use of flocculating brewer's yeast for Cr (III) and Pb(III) removal from residual wastewaters, Bioprocess Eng. Vol.21,pp 431-437.

15- Karamushka, V.I., Gadd, G.M., (1999). Interaction of *Saccharomyces cerevisiae* with gold: toxicity and accumulation, BioMetals. Vol.12,pp 289-294.

16- Liu, M., Dong, F., Yang, X., Zeng, W., Hou, L., Pang, X., (2010). Biosorption of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and surface interactions under culture conditions, Biores. Technol., Vol.101,pp 8573-8580.

17- Marques, P.A., Pinheiro, H.M., Teixeira, J.A., Rosa, M.F., (1999). Removal efficiency of Cu^{2+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} by waste brewery biomass: pH and cation association effects. Desal. Vol.124,pp 137-144.

18- Zhao, M., Duncan, J.R., (1998). Column sorption of Cr(VI) from electroplating effluent using formaldehyde cross - linked *Saccharomyces cerevisiae*, Biotechnol. Lett. Vol.20,pp 603-606.

19- Padmavathy, V., (2007). Biosorption of nickel (II) ions by baker's yeast: Kinetic, thermodynamic and desorption studies, Bioresour. Technol. Vol.99,pp 3100-3109.

20- Ho, Y.S., McKay, G., (2000). The kinetics of sorption of divalent metal ions onto *Sphagnum* Moss Peat. Water Res. Vol.34, pp 735-742.

21- Aksu, Z., (2005). Removal of copper (II) ions from aqueous solution by biosorption onto

تجربی نسبت به مدل لانگمور داشت. مطالعات سینتیکی نیز بر پیروی واکنش جذب از مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم دلالت داشت.

پارامترهای ترمودینامیکی واکنش نیز در دماهای مختلف محاسبه گردید. بر این اساس مقدار منفی G° نشان دهنده خودبخود بودن واکنش، مقدار مثبت H° نشان دهنده گرماگیر بودن واکنش و مقدار مثبت S° نشان دهنده کاهش تصادفی شدن در طول فرآیند جذب یون های مس و منگنز بر روی ساکارومایسس می باشد.

منابع

۱- قانع، م. (۱۳۹۱)، جدا سازی و شناسایی باکتری های مقاوم به کروم به منظور پاکسازی فاضلاب های آلوده، فصلنامه زمین شناسی محیط زیست، سال ششم، شماره ۱۹، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اسلامشهر، ص ۳۹-۳۱.

2-Rangsayatorn, N., Pokethitiyook, P., Upathm, E.S., Lanza G.R., (2004). Cadmium Biosorption by cells of *Spirulinaplantensis TISTR8217* immobilized in alginate and silica gel, Environ. Int. Vol.30,pp 57-63.

3- Davis, T.A., Volesky, B., Mucci, A., (2003). A review of the biotechnology of heavy metal biosorption by brown algae, Wat. Res. Vol.37, pp 4311-4330.

4- Volesky, B., (1990). Removal and recovery of heavy metals by biosorption, In Volesky, B., Bioabsorbents and Biosorption of Heavy Metals, CRC Press Inc., BocaRaton, FL.

5- Vasudevan, P., Padmavathy, V., Tewari, N., Dhingra, S.C., (2001). biosorption of heavy metal ions, J. Sci. Ind. Res. Vol.60,pp 112-120.

6- Goksungur, Y., Uren, S., Guvenc, U., (2005). Biosorption of cadmium and lead ions by ethanol treated wastebaker's yeast biomass, Bioresour. Technol. Vol.96,pp 103-109.

7-Mattuschka, B., Straube, G., (1983). Biosorption of metals by a waste biomass, J. Chem. Technol. Biotechnol. Vol.58,pp 57-63.

8- Han, R. P., Zhu, L., Yin, J. S., Wu, X. P., Li, Y. H., (1999). Zinc cation biosorping studies by yeast, J. Zhengzhou Uni. (Nat. Sci. Ed.) Vol.31, pp 76-79.

agricultural waste sugar beet pulp, Process Biochem. 40,pp 3031–3044.

22-Yaoa, Z.Y., (2010). Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the biosorption of Cu (II) onto chestnut shell, J. Hazard. Mater. Vol.174,pp 137–143.

23-Bansal M., (2009). A comparative study for the removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agriculture wastes' carbons, J. Hazard. Mater. Vol.171,pp 83 - 92.

24-Munagapati V. S., (2010), Biosorption of Cu(II), Cd(II) and Pb(II) by *Acacia leucocephala* bark powder: Kinetics, equilibrium and thermodynamics, Chem. Eng. J. Vol.157,pp 357 - 365.

25-Kobyas, M., (2003). Removal of Cr (VI) from aqueous solutions by adsorption onto hazelnut shell activated carbon: kinetic and equilibrium studies, Bioresour. Technol. Vol.91,pp 317–321.

