دانشگاه صنعتی اصفهان

دانشکده مهندسی شیمی

تصفیه محلول‌های حاوی مس با استفاده از جاذب‌های تولید شده از قارچ

موکور ایندیکوس

رساله دکتری مهندسی شیمی

ساناز بهنام

اساتید راهنما

دکتر ارجمند مهربانی

دکتر کیخسرو کریمی

۱۳۹۳

فهرست مطالب

عنوان ..... **صفحه**

فهرست مطالب ..... هشت

فهرست شکل‌ها ..... دوازده

فهرست جدول‌ها ..... سیزده

چکیده ۱

فصل اول: مقدمه

۱-۱ اهمیت حذف فلزات سنگین ۲

۱-۲ استفاده از بیوتکنولوژی در حذف یون‌های فلزات سنگین ۲

۱-۳ اهمیت استفاده از قارچ‌ها در فرآیند بیوجذب ۳

۱-۴ پیش فرآوری بیومس ۴

۱-۵ تثبیت کردن بیومس ۵

۱-۵-۱ جذب بر سطح ساختارهای بی اثر ۵

۱-۵-۲ محصور کردن درون ماتریس‌های پلیمری ۶

۱-۵-۳ پیوندهای کووالانسی در ترکیبات حامل ۶

۱-۵-۴ افزودن اتصالات عرضی ۶

۱-۶ مکانیسم‌های فرآیند بیوجذب ۶

۱-۶-۱ انتقال از میان غشای سلولی ۷

۱-۶-۲ جذب فیزیکی ۷

۱-۶-۳ تبادل یون ۸

۱-۶-۴ تشکیل کمپلکس ۸

۱-۶-۵ رسوب کردن ۸

۱-۷ عوامل موثر بر فرآیند بیوجذب ۸

۱-۸ احیای جاذب ۹

۱-۹ مدل‌های تعادل بیوجذب ۹

۱-۹-۱ مدل لانگمایر ۹

۱-۹-۲ مدل فرندلیچ ۱۰

۱-۹-۳ مدل تمکین ۱۱

۱-۹-۴ مدل اسکچارد ۱۱

۱-۹-۵ مدل ردلیچ- پترسون ۱۱

۱-۱۰ سینتیک فرآیند بیوجذب ۱۲

۱-۱۰-۱ مدل شبه مرتبه اول ۱۲

۱-۱۰-۲ مدل شبه مرتبه دوم ۱۲

۱-۱۰-۳ مدل الوویچ ۱۳
۱-۱۰-۴ مدل وبر و موریس ۱۳
۱-۱۱ ساختمان شیمیایی دیواره سلولی قارچ‌ها ۱۳
۱-۱۱-۱ سلولز ۱۴
۱-۱۱-۲ کیتین ۱۴
۱-۱۱-۳ گلوکان ۱۴
۱-۱۱-۴ پروتئین و چربی ۱۴
۱-۱۱-۵ کیتوزان ۱۴
۱-۱۲ قارچ *موکور ایندیکوس* ۱۵
۱-۱۲-۱ مورفولوژی‌های مختلف *موکور ایندیکوس* ۱۶
۱-۱۳ پیشینه پژوهش ۱۸
۱-۱۴ اهمیت انجام رساله ۲۰
فصل دوم: مواد، تجهیزات و روش‌ها
۲-۱ مواد مورد استفاده ۲۳
۲-۲ میکروارگانیسم ۲۴
۲-۳ وسایل و تجهیزات ۲۴
۲-۳-۱ هود میکروبی ۲۴
۲-۳-۲ اتوکلاو ۲۴
۲-۳-۳ شیکر-انکوباتور ۲۴
۲-۳-۴ حمام روغن ۲۴
۲-۳-۵ گرم‌کن با همزن مغناطیسی ۲۵
۲-۳-۶ آون ۲۵
۲-۳-۷ خشک کن تحت انجماد ۲۵
۲-۳-۸ سانتریفیوژ ۲۵
۲-۳-۹ کروماتوگرافی مایع با راندمان بالا ۲۵
۲-۳-۱۰ اسپکتروفوتومتر ۲۶
۲-۳-۱۱ دستگاه جذب اتمی ۲۶
۲-۳-۱۲ طیف سنج تبدیل فوریه مادون قرمز ۲۶
۲-۳-۱۳ میکروسکوپ نوری ۲۶
۲-۳-۱۴ میکروسکوپ الکترونی ۲۷
۲-۳-۱۵ دستگاه سنجش pH ۲۷
۲-۳-۱۶ پمپ خلأ ۲۷
۲-۳-۱۷ فرمانتور ۲۷
۲-۳-۱۸ سایر ادوات مورد نیاز ۲۷

۲-۴ روش انجام آزمایش‌ها ۲۸
۲-۴-۱ کشت میکروارگانیسم بر محیط جامد ۲۸
۲-۴-۲ کشت میکروارگانیسم بر محیط مایع ۲۸
۲-۴-۳ پیش فرآوری بازی (تهیه AIM) ۲۹
۲-۴-۴ تغییر گروه‌های عاملی مختلف در فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* ۲۹
۲-۴-۶ تیتراسیون پتانسیومتری فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* ۳۰
۲-۴-۶ استخراج کیتوزان با استفاده از سولفوریک اسید ۳۰
۲-۴-۷ استخراج کیتوزان با استفاده از کلریدریک اسید و استیک اسید ۳۱
۲-۴-۸ اندازه‌گیری میزان فسفات ۳۱
۲-۴-۹ اندازه‌گیری میزان پروتئین به روش بیورت ۳۲
۲-۴-۱۰ اندازه‌گیری میزان گلوکز آمین و نرمال استیل گلوکز آمین ۳۲
۲-۴-۱۱ آزمایش‌های بیوجذب ۳۳
۲-۴-۱۲ آنالیز آماری ۳۶

فصل سوم: نتایج و تجزیه و تحلیل آن‌ها

۳-۱ فرآیند بیوجذب یون‌های مس توسط کیتوزان قارچی و کیتوزان میگوئی ۳۷
۳-۱-۱ تأثیر pH بر فرآیند بیوجذب یون‌های مس ۳۸
۳-۱-۲ سینتیک فرآیند بیوجذب یون‌های مس ۳۹
۳-۱-۳ تأثیر غلظت کیتوزان بر فرآیند بیوجذب ۴۰
۳-۱-۴ ایزوترم فرآیند جذب ۴۱
۳-۱-۵ تأثیر دما بر فرآیند بیوجذب یون‌های مس ۴۳
۳-۲ بررسی فرآیند بیوجذب یون‌های مس با استفاده از جاذب‌های تولید شده از قارچ و مقایسه کارایی آن‌ها ۴۵
۳-۲-۱ سینتیک فرآیند بیوجذب یون‌های مس ۴۵
۳-۲-۲ اثر pH بر بیوجذب ۴۷
۳-۲-۳ ایزوترم فرآیند بیوجذب ۴۸
۳-۲-۴ ویژگی‌های بیوجاذب‌های قارچی ۵۰
۳-۲-۵ آنالیز SEM بیوجاذب‌های قارچی ۵۳
۳-۲-۶ آزمایش‌های احیا ۵۴
۳-۳ مقایسه بیوجذب یون‌های مس توسط گونه‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* ۵۶
۳-۳-۱ تأثیر pH اولیه بر جذب ۵۶
۳-۳-۲ سینتیک فرآیند بیوجذب ۵۶
۳-۳-۳ ایزوترم فرآیند بیوجذب ۵۷
۳-۳-۴ تغییر شیمیایی گروه‌های عاملی بیومس ۵۸
۳-۳-۵ پیش فرآوری بازی بیومس ۵۹
۳-۳- ۶ تیتراسیون پتانسیومتری بیومس ۶۰

۳-۳-۷ ویژگی‌های جاذب‌ها ۶۳
۳-۳-۸ مکانیسم حذف یون‌های مس با مورفولوژی‌های مختلف قارچ *موکور ایندیکوس* ۶۶
۳-۴ حذف یون‌های مس موجود در پساب آب فلز کاری ۶۸
فصل چهارم: نتیجه گیری و پیشنهادها
۴-۱ نتیجه‌گیری ۶۹
۴۲ پیشنهادها ۷۱
پیوست یک ۷۳
مراجع ۸۴

فهرست شکل‌ها

عنوان **صفحه**

شکل ۱-۱: ساختار مولکولی کیتین و کیتوزان ۱۵
شکل ۱-۲: مورفولوژی مختلف قارچ *موکور ایندیکوس*، ریسه‌ای (الف)، مخمری (ب) ۱۶
شکل ۱-۳: نمایش چرخه مورفولوژیکی *موکور ایندیکوس* ۱۷
شکل ۳-۱: تأثیر pH اولیه بر بیوجذب یون‌های مس توسط کیتوزان‌های میگوئی و قارچی ۳۸
شکل ۳-۲: توزیع غلظت یون‌های مس در محلول‌هایی حاوی کیتوزان میگوئی و قارچی ۳۹
شکل ۳-۳: تأثیر مقدار کیتوزان بر غلظت تعادلی یون‌های مس (الف) و ظرفیت بیوجذب (ب) توسط کیتوزان میگوئی و قارچی ۴۱
شکل ۳-۴: بیوجذب تعادلی یون‌های مس توسط کیتوزان میگوئی و قارچی ۴۳
شکل ۳-۵: ظرفیت جذب یون‌های مس در محلول‌هایی حاوی گونه‌های مختلف قارچی برای زمان‌های تماس مختلف ۴۶
شکل ۳-۶: ظرفیت جذب یون‌های مس در محلول‌هایی حاوی گونه‌های مختلف قارچی برای مقادیر مختلف pH اولیه ۴۸
شکل ۳-۷: طیف FTIR مربوط به جاذب‌های به دست آمده از قارچ *موکور ایندیکوس* ۵۳
شکل ۳-۸: تصاویر SEM از بیومس پیش فرآوری نشده (الف)، بیومس فرآوری شده (AIM) (ب)، کیتوزان (پ)و کیتین (ت) ۵۴
شکل ۳-۹: غلظت یون‌های مس در محلول‌هایی حاوی فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* در زمان‌های مختلف. ۵۷
شکل ۳-۱۰: ظرفیت تعادلی جذب یون‌های مس در محلول‌هایی حاوی فرم‌های ریسه‌ای (الف) و مخمری (ب) *موکور ایندیکوس* ۵۷
شکل ۳-۱۱: تابع گرن (G)، مشتق دوم ($\partial^2 pH/\partial V^2$) و منحنی‌های تیتراسیون نمونه و تابع گرن (G) نمونه شاهد ۶۱
شکل ۳-۱۲: منحنی تیتراسیون نمونه‌های شاهد و فرم‌های ریسه‌ای و مخمری در تعیین سایت‌های اسیدی (الف) و بازی (ب) ۶۳
شکل ۳-۱۳: طیف FTIR مورفولوژی‌های مختلف *موکور ایندیکوس* ۶۵
شکل ۳-۱۴: تصاویر میکروسکوپ الکترونی برای فرم ریسه‌ای قبل از جذب(الف)، فرم ریسه‌ای پس از جذب (ب)، فرم مخمری قبل از جذب (پ)، فرم مخمری پس از جذب (ت) ۶۶
شکل ۳-۱۵: درصد جذب یون‌های مس موجود در پساب واحد آب فلزکاری توسط بیوجاذب‌های تولید شده از قارچ *موکور ایندیکوس* ۶۸

فهرست جدول‌ها

عنوان **صفحه**

جدول۳-۱: ضرایب همبستگی مدل‌های مختلف (R^2) برای بیوجذب یون‌های مس توسط کیتوزان میگوئی و قارچی ۴۰

جدول ۳-۲: ثابت‌های مدل‌های ایزوترم مختلف برای بیوجذب یون‌های مس توسط کیتوزان قارچی و میگوئی ۴۲

جدول۳-۳: نتایج تست تی برای بررسی وابستگی ظرفیت جذب به نوع کیتوزان (قارچی و میگوئی) ۴۳

جدول۳-۴: تأثیر دما بر ظرفیت جذب کیتوزان‌های قارچی و میگوئی..... ۴۴

جدول ۳-۵: آنالیز واریانس برای بررسی وابستگی ظرفیت جذب کیتوزان میگوئی و قارچی به دما ۴۴

جدول ۳-۶: ضرایب همبستگی مدل‌های مختلف مورد استفاده، پارامترهای محاسبه شده و q_e تجربی برای فرآیند بیوجذب یون‌های مس با جاذب‌های قارچی ۴۷

جدول ۳-۷: ثابت‌های مدل‌های همدمای مختلف برای بیوجذب یون‌های مس توسط جاذب‌های قارچی..... ۴۹

جدول ۳-۸: آنالیز واریانس برای بررسی وابستگی ظرفیت جذب به نوع جاذب ۵۰

جدول ۳-۹: نتایج تست تی برای بررسی وابستگی ظرفیت جذب به نوع کیتین ۵۰

جدول ۳-۱۰: ترکیب درصد جاذب‌های قارچی مختلف مورد استفاده..... ۵۱

جدول ۳-۱۱: درصد احیا و جذب برای جاذب‌ها و احیا کننده‌های مختلف مورد استفاده ۵۵

جدول ۳-۱۲: ضرایب همبستگی مدل‌های مختلف و پارامترهای مدل هو برای بیوجذب یون‌های مس توسط فرم ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس*..... ۵۶

جدول ۳-۱۳: ثابت‌های مدل‌های همدمای مختلف برای فرآیند بیوجذب یون‌های مس توسط فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس*..... ۵۸

جدول ۳-۱۴: تاثیر تغییرات شیمیایی مختلف بر ظرفیت بیوجذب یون‌های مس و کاهش جرم بیومس زیسه‌ای و مخمری ۵۹

جدول ۳-۱۵: کل سایت های بازی و اسیدی (A_{TO})، اسیدیته ضعیف (A_w)، اسیدیته خیلی ضعیف (A_{vw}) و مقادیر pK_a برای فرم ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس*..... ۶۲

جدول ۳-۱۶: ویژگی‌های فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* ۶۳

چکیده

آلودگی با فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی است که زندگی انسان و سایر موجودات را تهدید می‌کند. برای حذف آلودگی‌های فلزی، استفاده از جاذب‌های با پایه بیولوژیکی در مقایسه با سایر روش‌ها به دلیل بازده و سرعت جذب بالا و نیز اقتصادی بودن بسیار مورد توجه است. قارچ‌ها به ویژه قارچ‌های زیگومایست قادرند فلزات سنگین را از محلول‌های آبی جدا کنند. *موکور ایندیکوس* یکی از بهترین میکروارگانیسم‌ها برای تخمیر قندهای تولید شده از هیدرولیز مواد لیگنوسلولزی و تولید اتانول می‌باشد که مورفولوژی‌های مختلفی دارد و دیواره سلولی آن حاوی مقدار زیادی کیتوزان است که باعث می‌شود جاذبی مناسب برای حذف یون‌های فلزات سنگین باشد. در این رساله، از بیومس *موکور ایندیکوس* برای تولید جاذب‌های مختلف قارچی استفاده شد و عملکرد آن‌ها با یکدیگر مقایسه گردید. نخست، بیوجذب یون‌های مس توسط کیتوزان به دست آمده از داستیله شدن کیتین موجود در میگو و کیتوزان استخراج شده از قارچ *موکور ایندیکوس* با یکدیگر مقایسه شد. هر دو نوع کیتوزان توانستند در حذف یون‌های مس از محلول‌های آبی با عملکرد مشابه مورد استفاده قرار گیرند. فرآیند جذب برای کیتوزان قارچی سریع‌تر بود و حالت تعادل سه ساعت پس از شروع فرآیند حاصل شد. با افزایش pH ، ظرفیت جذب یون‌های مس افزایش یافت، در حالی‌که دما به طور قابل توجهی فرآیند را تحت تأثیر قرار نداد. با مقایسه عملکرد بیومس *موکور ایندیکوس* و مشتقات آن شامل باقیمانده دیواره سلولی و اجزای دیواره سلولی (اجزای غنی از کیتوزان و کیتین) در حذف یون‌های مس از محلول‌های آبی مشاهده شد که بیومس قارچی، بیومس پیش فرآوری شده با سدیم هیدروکسید (AIM) و کیتوزان استخراج شده از دیواره سلولی قادر بودند به طور مؤثری یون‌های مس را حذف نمایند. نوع اسید استفاده شده برای استخراج کیتوزان به طور قابل ملاحظه‌ای ظرفیت بیوجذب کیتوزان (یا کیتین) را تحت تأثیر قرار نداد ولی فرآیند بیوجذب توسط جاذب‌های تولیدی از کاربرد استیک اسید نسبت به کلریدریک اسید سریع‌تر بود. ظرفیت جذب کیتوزان قارچی و AIM مشابه یکدیگر بود و بیومس پیش فرآوری نشده از نوع پیش فرآوری شده آن کارایی کمتری در جذب یون‌های مس داشت. ظرفیت بیوجذب کیتین قارچی با شستشوی ساده با سدیم هیدروکسید در دمای اتاق افزایش یافت. مقادیر بالای pH عملکرد جاذب‌ها در حذف یون‌های مس را بهبود بخشید. فرم‌های ریسه‌ای و مخمری *موکور ایندیکوس* در حذف یون‌های مس از محلول‌های آبی به کار رفتند. برای هر دو مورفولوژی، آنالیز FTIR و تیتراسیون پتانسیومتری حضور گروه‌های کربوکسیلیک، فسفات و آمینی را بر روی سطح سلولی بیومس نشان داد. چربی‌ها تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر بیوجذب نشان ندادند. فرآوری بازی ظرفیت جذب بیومس را افزایش داد. فرآیند جذب از طریق تبادل یون‌های مختلف، تشکیل کمپلکس و جذب فیزیکی صورت گرفت. مدل لانگمایر ظرفیت جذب بالاتری برای فرم ریسه‌ای نسبت به فرم مخمری شکل پیش‌بینی نمود. فرم پیش فرآوری شده با باز هر دو نوع مورفولوژی عملکرد مشابهی در حذف یون‌های مس از خود نشان دادند. مدل شبه مرتبه دوم هو داده‌های سینتیکی همه جاذب‌های تولیدی را به خوبی توصیف نمود. ترتیب جاذب‌های قارچی در میزان جذب یون‌های مس از پساب یک واحد آب کاری فلزی به صورت کیتوزان> AIM >بیومس ریسه‌ای> کیتین شسته شده با سدیم هیدروکسید≅ بیومس مخمری> کیتین به دست آمد.

کلمات کلیدی: تصفیه پساب، دیواره سلولی، قارچ، کیتوزان، کیتین، مس، مورفولوژی، *موکور ایندیکوس*.

فصل اول

مقدمه

۱-۱ اهمیت حذف فلزات سنگین

آلودگی فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی در سال‌های اخیر بوده است. حضور یون‌های فلزات سنگین حتی در مقادیر کم برای موجودات زنده سمی است. با رشد سریع صنعت در زمینه‌هایی همچون استخراج معادن، تولید سوخت و انرژی، کود و آفات گیاهی، متالورژی، آهن و فولاد، الکترولیز، چرم، فوتوگرافی، لوازم الکتریکی و نصب تجهیزات اتمی، ترکیبات حاوی فلزات سنگین به طور مستقیم یا غیرمستقیم به محیط زیست وارد می‌شوند، آلودگی‌های جدی در محیط زیست ایجاد می‌نمایند و زندگی انسان را تهدید می‌کنند. امروزه از روش‌های گوناگونی برای حذف یون‌های فلزات سنگین از پساب‌ها استفاده می‌شود. این روش‌ها شامل رسوب گیری شیمیایی، تبادل یون، شیوه‌های الکتروشیمیایی، فناوری غشایی و جذب با جاذب‌های گوناگون چون کربن فعال می‌شود. هر یک از این روش‌ها مزایا و محدودیت‌های خاص خود را دارند. رسوب گیری شیمیایی و روش‌های الکتروشیمیایی در شرایطی که غلظت یون فلزی در محلول آبی کمتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر باشد کارایی ندارند. روش‌های تبادل یون، فناوری غشایی و جذب بر کربن فعال نیز بسیار گران قیمت هستند. بنابراین جستجو برای روش‌های جدید و اقتصادی‌تر جهت حذف فلزات سنگین از پساب‌ها هنوز ادامه دارد [۱].

۱-۲ استفاده از بیوتکنولوژی در حذف یون‌های فلزات سنگین

در سال‌های اخیر، استفاده از بیوتکنولوژی در کنترل و حذف آلودگی‌های فلزی بسیار مورد توجه قرار گرفته است. فرآیندهای بیوجذب بر اساس به‌کارگیری مواد طبیعی خاصی با ریشه بیولوژیکی همچون باکتری، قارچ، مخمر

و جلبک جهت حذف آلودگی‌های فلزی می‌باشد. این بیوجاذب‌ها توانایی جذب فلزی دارند و برای کاهش غلظت یون‌های فلزی سنگین ازسطح ppm[1] به ppb[2] مورد استفاده قرار می‌گیرند. فرآیند بیوجذب می‌تواند یون‌های فلزی حل شده را از محلول‌های رقیق با بازده و سرعت بالا جدا کند و در نتیجه یک روش ایده‌آل برای فرآوری پساب‌های پیچیده با حجم بالا و غلظت پایین می‌باشد [۲].

ترکیب‌های زیادی به عنوان بیوجاذب در حذف فلزات یا مواد آلی به طور گسترده مورد استفاده و بررسی قرار گرفته‌اند. به طور کلی، بیوجاذب‌های مطالعه شده را می‌توان در گروه‌های باکتری‌ها، قارچ‌ها، مخمرها، جلبک‌ها، زائدات صنعتی و کشاورزی وترکیبات پلی‌ساکاریدی طبقه بندی نمود. میکروارگانیسم‌ها به دو فرم زنده یا غیرزنده و همچنین مشتقات آن‌ها می‌توانند برای این منظور مورد استفاده قرارگیرند [۲].

بیوجذب از یک فاز جامد (مواد بیولوژیکی جاذب) و یک فاز مایع (حلال که به طور معمول آب است) تشکیل شده است. درطی این فرآیند، جذب وجداسازی یون‌های فلزات سنگین از محلول‌های آبی انجام می‌پذیرد و فرآیند تا برقراری حالت تعادل ادامه می‌یابد [۳].

رفتار بیوجذب میکروارگانیسم‌های خاص برای یون‌های فلزی تابعی از ساختار شیمیایی سلول‌های میکروبی است. این گونه جاذب‌ها شامل سلول‌های زنده، غیرزنده و غیرفعال از نظر متابولیکی می‌باشند. برخی از بیوجاذب‌ها محدوده گسترده‌ای از یون‌های فلزی و برخی انواع خاصی از آن‌ها را جذب می‌کنند [۴].

گرچه بسیاری از ترکیبات بیولوژیکی به فلزات سنگین متصل می‌شوند، ولی تنها آن‌هایی که ظرفیت پیوند فلزی و گزینش پذیری بالایی برای جذب یون‌های فلزات سنگین دارند، جهت فرآیندهای بیوجذب مناسب می‌باشند. نخستین گام در بیوجذب، انتخاب بیومس از میان گونه‌های فراوان ترکیبات بیولوژیکی موجود و ارزان می‌باشد. بسیاری از گونه‌ها تحت شرایط گوناگون برای بررسی توانایی جذب یون‌های فلزی آزمایش شده و در تولید بیوجاذب‌ها به کار رفته‌اند.

۱-۳ اهمیت استفاده از قارچ‌ها در فرآیند بیوجذب

قارچ‌ها بنا به دلیل‌های زیر در فرآیند بیوجذب مورد توجه می‌باشند [۴]:

- توانایی زیاد قارچ‌ها در جداسازی یون‌های فلزات سنگین از محلول‌های آبی به مقدار زیاد

[1] Part per million
[2] Part per billion

- در مواردی مشاهده شده که حذف یون‌های فلزی سنگین بر روی بیومس قارچی بیشتر از جاذب‌های مرسومی همچون کربن فعال، رزین‌های تبادل یونی، جلبک‌های سبز و جلبک‌های قهوه‌ای دریایی بوده است.
- نیاز غذایی اندک بسیاری از گونه‌های قارچی و امکان رشد در شرایط فیزیکی مختلف
- سهولت جداسازی بیومس از محیط رشد مایع
- امکان تقویت عملکرد بیومس غیرزنده با فرآوری‌های فیزیکی و شیمیایی

قارچ‌های متعلق به رده زیگومایست‌ها[1] از جمله *موکور ایندیکوس*[2]، به دلیل داشتن بیوپلیمر کیتوزان در دیواره سلولی از پتانسیل بالایی برای بیوجذب برخوردار هستند و به عنوان جاذب‌های مؤثر فلزی شناخته می‌شوند [۵].

بیومس‌های زنده و غیرزنده هر دو توانایی جذب یون‌های فلزی را دارند و جایگزین‌های مناسب و ارزانی برای جاذب‌های معمول می‌باشند. امکان از بین رفتن سلول‌های زنده به دلیل اثرات سمی یون‌های فلزات سنگین وجود دارد. در ضمن، سلول‌های زنده به ترکیبات مغذی احتیاج دارند که این خود باعث افزایش اکسیژن خواهی بیوشیمیایی و شیمیایی[3] در مایع تحت تصفیه می‌گردد. سلول‌های غیرزنده معایب ذکر شده را ندارند، نگهداری آن‌ها راحت‌تر بوده و ارزان‌تر می‌باشند. همچنین سلول‌های غیرزنده به آسانی احیا شده و مورد استفاده مجدد قرار می‌گیرند. لذا به طور معمول، استفاده از بیومس غیرزنده نسبت به نوع زنده آن ارجحیت دارد [۱].

۱-۴ پیش‌فرآوری بیومس

بیوجاذب‌ها با پیش‌فرآوری بیومس به روش‌های مختلف آماده می‌شوند. بیومس را می‌توان به طور مستقیم پیش‌فرآوری کرد، با این حال در صورت بزرگ بودن اندازه، آن را به ذرات ریزتر یا گرانول تبدیل و سپس پیش فرآوری انجام می‌شود. روش‌های پیش فرآوری شامل استفاده از گرما، شوینده‌ها، اسیدها، بازها، آنزیم‌ها و ترکیب‌های دیگر می‌شود. استفاده از گرما و مواد شوینده گروه‌های پیوند فلزی بیشتری را فراهم می‌آورد. آنزیم‌ها با از بین بردن اجزای نامطلوب بازده جذب را افزایش می‌دهند. در مورد پیش فرآوری بازی، ظرفیت بیوجذب *موکور ایندیکوس* در مقایسه با اتوکلاو کردن به طور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد در حالی‌که استفاده از اسید آن را کاهش می‌دهد. دلیل این امر می‌تواند پیوند یون‌های H^+ به بیومس پس از پیش فرآوری اسیدی و در نتیجه کاهش جذب فلزات سنگین باشد [۳].

---

[1] Zygomycetes
[2] *Mucor indicus*
[3] Biological and Chemical Oxygen Demand (BOD and COD)

ظرفیت بیوجذب *موکور ایندیکوس* اتوکلاو شده، به دلیل از بین رفتن جذب درون سلولی در مقایسه با قارچ زنده کاهش می‌یابد. همچنین گرما باعث از بین رفتن گروه‌های عاملی آمینی بر سطح قارچ می‌شود. این گروه‌های عاملی در پلی‌ساکاریدها تمایل به جذب یون‌های فلزات سنگین دارند، هر چند برخلاف معمول، پیش فرآوری بیومس *پنسیلیوم*[1] در دمای ۱۰۰ درجه سلسیوس به مدت ۵ دقیقه، بیوجذب یون‌های سرب، کادمیوم، نیکل و روی را افزایش داد که دلیل آن در ظاهر شدن سایت‌های جذب پنهان، پس از فرآوری است. فرآوری پنسیلیوم با سدیم هیدروکسید بیوجذب یون‌های کادمیوم، نیکل و روی را افزایش داد. حذف آلودگی‌های سطحی، پاره شدن غشای سلولی و ظاهر شدن سایت‌های جذبی قابل دسترس برای بیوجذب یون‌های فلزی پس از فرآوری، می‌توانند دلایل افزایش میزان بیوجذب باشند. دیواره سلولی *موکور ایندیکوس* توسط فرآوری با سدیم هیدروکسید پاره می‌شود. علاوه بر این، پیش فرآوری می‌تواند پلیمرهایی چون پلی‌ساکاریدها، که تمایل بسیاری برای جذب یون‌های فلزی دارند، را آزاد کند [۶، ۷].

۱-۵ تثبیت کردن بیومس

برای اهداف صنعتی، یک بیومس قارچی معلق و آزاد با داشتن معایبی چون دانسیته کم و استحکام پایین می‌تواند در جداسازی بیومس از بقیه جریان مشکل‌زا باشد. بنا به دلایل زیر، از تثبیت سلول‌های آزاد استفاده می‌شود:

- امکان بازیافت و استفاده مجدد از جاذب انباشته از یون‌های فلزی.
- امکان استفاده از بیوجاذب در ستون‌های ثابت یا راکتورهای بستر سیال.
- تقویت پایداری فیزیکی و شیمیایی بیوجاذب‌ها.
- بهبود ویژگی‌های جذب و دفع بیوجاذب.
- امکان تغییر یا گسترش دامنه گزینش پذیری یون‌های فلزی توسط بیوجاذب.

به این منظور بیومس غیرزنده می‌تواند به‌صورت تثبیت شده درون یک ماتریس به عنوان یک بیوجاذب با استحکام مکانیکی اصلاح شده به کار رود [۴]. شیوه‌های مرسوم برای تثبیت سلول‌ها عبارتند از [۶]:

۱-۵-۱ جذب بر سطح ساختارهای بی‌اثر

در این روش، ماتریس نگه دارنده به محیط کشت میکروب وارد شده و پس از استریل کردن محیط کشت، رشد میکروبی با تلقیح میکروارگانیسم مورد نظر آغاز می‌شود. با رشد میکروارگانیسم‌ها، به تدریج یک فیلم میکروبی بر

[1] *Pencillium*

روی سطح ساختار ایجاد می‌گردد. از کربن‌فعال به‌عنوان ساختاری مناسب برای بیوفیلم *اینتروباکتر ارژنز*[1] و نیز الیاف آناناس برای تثبیت بیومس استفاده شده است.

۱-۵-۲ محصور کردن درون ماتریس‌های پلیمری

برخی از پلیمرهای استفاده شده در این زمینه عبارتند از: کلسیم آلجینات[2] ، پلی اکریل آمید، پلی‌سولفون و پلی‌اتیلن ایمین. ترکیبات تولید شده از محصور کردن جاذب در کلسیم آلجینات و پلی‌اکریل آمید، به صورت ژل هستند و نسبت به پلی‌سولفون و پلی‌اتیلن ایمین دارای استحکام کم‌تری می‌باشند.

۱-۵-۳ پیوندهای کووالانسی در ترکیبات حامل

رایج‌ترین ترکیب حامل مورد استفاده سیلیکاژل بوده و مواد حاصل بصورت ژل می‌باشند. این شیوه به طور عمده برای محصورکردن جلبک‌ها استفاده می‌شود.

۱-۵-۴ افزودن اتصالات عرضی

افزودن عوامل ایجاد اتصال عرضی، سبب تشکیل توده‌های سلولی پایدار می‌شود. این شیوه برای محصورکردن جلبک مناسب شناخته شده است. رایج‌ترین عوامل اتصال عرضی فرمالدهید، دی‌آلدهید گلوتاریک، دی‌وینیل سولفون و مخلوط‌های فرمالدهید- اوره هستند.

۱-۶ مکانیسم‌های فرآیند بیوجذب

مکانیسم‌های بیوجذب گوناگون بوده و در مواردی به خوبی شناخته نشده‌اند. این مکانیسم‌ها بر اساس وابستگی به متابولیسم سلولی به دو دسته تقسیم می‌شوند [۴]:

- وابسته به متابولیسم (جذب فعال): انتقال از غشا سلولی، رسوب کردن.
- مستقل از متابولیسم (جذب غیر فعال): رسوب کردن، جذب فیزیکی، تبادل یون، تشکیل کمپلکس.

سلول‌های غیر زنده از طریق گروه‌های عاملی شیمیایی که سلول و به ویژه دیواره سلولی را تشکیل می‌دهند، یون‌های فلزی را جدا می‌کنند. جذب غیرفعال حتی زمانی‌که سلول‌ها از نظر متابولیکی فعال هستند، می‌تواند وجود داشته باشد و برعکس، می‌تواند با جذب فعال تضعیف شود. جذب غیر فعال به طور نسبی سریع بوده و می‌تواند فرآیندی برگشت پذیر باشد.

فرآیند بیو جذب بر اساس مکانی که یون فلزی جذب شده یافت می‌شود، به سه دسته تقسیم می‌شود:

---

[1] *Enterobacter aerogens*
[2] Calcium alginate

- تجمع/ رسوب بیرون سلولی.
- تجمع درون سلولی: انتقال فلز از میان غشای سلول.
- جذب/ رسوب بر سطح سلول شامل جذب فیزیکی، تبادل یون، تشکیل کمپلکس، رسوب کردن.

ترکیب شیمیایی دیواره سلولی قارچ‌ها و آرایش ساختاری آن به گونه‌ای است که یون‌های فلزی می‌توانند یا روی سطح یا درون ساختار آن، پیش از نفوذ به درون سلول، رسوب کنند. سطح سلولی قارچ‌ها دارای گروه‌های عاملی گوناگونی به مانند کربوکسیل (-COOH)، آمید (-NH_2)، تیول (-SH)، فسفات (PO_4^{3-}) و هیدروکسید (-OH) می‌باشد. گروه‌های فسفات به طور عمده در گلیکوپروتئین‌ها وجود دارند و در pH بزرگتر از ۳ به دلیل داشتن بار منفی نقش مهمی در بیوجذب دارند. در سلول‌های قارچی، یون‌های فلزی با گروه‌های آمینی کیتین و کیتوزان پیوند تشکیل می‌دهد [۴].

۱-۶-۱ انتقال از میان غشای سلولی

انتقال یون فلز سنگین از میان غشای سلول میکروبی می‌تواند مشابه انتقال یون‌های مهم متابولیکی از جمله پتاسیم، منیزیم و سدیم انجام گیرد. این مکانیسم با فعالیت متابولیکی همراه نیست. فرآیند بیوجذب توسط ارگانیسم‌های زنده به طور کلی از دو مرحله تشکیل شده است: نخست یک پیوند مستقل از متابولیسم که یون فلزی را به دیواره سلول متصل می‌کند و دیگری جذب درون سلولی وابسته به متابولیسم که یون‌های فلزی را از میان غشای سلولی عبور می‌دهد [۶].

۱-۶-۲ جذب فیزیکی

نیروهای وان‌دروالس اساس این گونه جذب می‌باشند. در واقع بیوجذب یون‌های فلزی در این مکانیسم به دلیل وجود برهمکنش‌های الکترواستاتیکی بین یون‌های فلزی موجود در محلول و دیواره سلولی میکروب می‌باشد. بیوجذب یون‌های اورانیوم، کادمیوم، روی، مس و کبالت توسط بیومس‌های غیرزنده جلبک، قارچ و مخمر و نیز بیوجذب یون‌های کروم توسط قارچ‌های *گانودرما لوسیدیوم*[1] و *آسپرجیلوس نایجر*[2] تحت این مکانیسم شناخته شده است [۶].

۱-۶-۳ تبادل یون

دیواره سلولی میکروارگانیسم‌ها پلی‌ساکاریدی است و یونهای فلزی دو ظرفیتی با یونهای متقابل آنها در پلی‌ساکاریدها مبادله می‌شوند. به عنوان مثال در جلبک دریایی یونهای نمکی پتاسیم، سدیم، کلسیم و منیزیم

[1] *Ganoderma lucidium*
[2] *Aspergillus niger*

می‌توانند با یونهای متقابل از جمله کبالت، مس، کادمیوم و روی مبادله شده و عمل جداسازی صورت پذیرد. بیوجذب مس توسط قارچ‌های *گانودرما لوسیدیوم* و *آسپرجیلوس نایجر* با مکانیسم تبادل یونی انجام می‌شود [۶].

۱-۶-۴ تشکیل کمپلکس

جداسازی یون‌های فلزی از محلول ممکن است توسط تشکیل کمپلکس روی سطح سلول پس از برهمکنش بین یون فلزی و گروه‌های فعال انجام پذیرد. بیوجذب مس توسط بیومس *رامیگرا*[1] از طریق جذب سطحی و سپس تشکیل پیوندهای کوردینانس بین فلز و گروه‌های آمینو و کربوکسیل پلی ساکاریدهای دیواره سلولی صورت گرفت [۶].

۱-۶-۵ رسوب کردن

رسوب کردن می‌تواند وابسته به متابولیسم سلولی و یا مستقل از آن باشد. در نخستین مورد، جداسازی یون فلزی از محلول اغلب با سیستم دفاعی فعال میکروارگانیسم همراه است که در حضور یک یون فلزی سمی عکس العمل نشان می‌دهد. رسوب کردن مستقل از متابولیسم، ممکن است نتیجه برهمکنش شیمیایی بین یون فلزی و سطح سلول باشد [۶].

۱-۷ عوامل موثر بر فرآیند بیوجذب

عواملی چون نوع محیط رشد بیومس، عمر سلول، پیش فرآوری، غلظت بیومس، pH، غلظت فلز، دما و حضور کاتیون‌های رقیب، آنیون‌ها و مواد آلی بر فرآیند بیوجذب مؤثر بوده و نیاز به مطالعه دارند.

pH به عنوان مهمترین مشخصه در بیوجذب مطرح است. این عامل ویژگی‌های شیمیایی محلول فلزی، فعالیت گروه‌های عاملی در بیومس و رقابت‌های یونی را تحت تأثیر قرار می‌دهد [۶]. حضور سایر یون‌ها و تأثیرآن بر جذب یون مورد نظر از دیگر عوامل مهم در بیوجذب است. بیوجذب به طور عمده برای تصفیه پساب‌های حاوی بیش از یک گونه یون فلزی به کار می‌رود. جداسازی یک یون می‌تواند تحت تأثیر حضور سایر یون‌ها قرار گیرد. به طور مثال جذب یون‌های کبالت بر میکروارگانیسم‌های مختلف در حضور یون‌های اورانیوم، سرب، جیوه و مس به طور کامل متوقف می‌شود. حضور یون‌های فلزی دیگر درمحیط جذب، بر جذب یک یون توسط *موکور ایندیکوس* اثر گذاشته و باعث کاهش جذب نسبت به حالتی می‌شود که تنها یک یون در محلول حضور داشته باشد. این موضوع نشان‌دهنده وجود پیوندهای رقیب با سطح سلول است، هرچند در مقایسه با سیستم تک‌یونی، ظرفیت بیوجذب کلی افزایش می‌یابد. مقادیر بالاتر جذب در سیستم یونی حاوی سه فلز نسبت به سیستم دو فلزی، نشان‌دهنده قابلیت این

[1] *Ramigera*

قارچ در جذب یون‌های چندگانه فلزی است [۶، ۸]. غلظت بیومس در محلول نیز میزان جذب را تحت تأثیر قرار می‌دهد. برای مقادیر کم‌تر غلظت بیومس، میزان جذب مخصوص (جذب به ازای واحد جرم بیومس) افزایش می‌یابد. افزایش غلظت بیومس می‌تواند منجر به تداخل سایت‌های پیوندی شود. افزایش دما باعث کاهش میزان جذب می‌گردد ولی بررسی‌ها حاکی از این است که در محدوده ۳۵-۲۰ درجه سلسیوس، دما بر عملکرد بیوجذب تأثیری ندارد [۶]. برخی مطالعات علمی نشان دادند که با رشد بیومس قارچی در حضور غلظت بالایی از یون فلز سنگینی همچون مس، ظرفیت جذب یون فلزی افزایش یافته و برخی تغییرات مورفولوژیکی در بیومس رخ می‌دهد [۹].

۱-۸ احیای جاذب

احیای بیوجاذب از لحاظ اقتصادی به منظور استفاده مجدد در چرخه جذب و بازیافت فلز استخراج شده با اهمیت است. در این زمینه حصول فلز به شکل غلیظ و قابلیت دستیابی بیوجاذب به شرایطی حدود شرایط اولیه جهت استفاده مجدد مؤثر بدون کاهش خاصیت جذب یون فلزی و صدمه ندیدن بیوجاذب از اهمیت زیادی برخوردار است. محلول‌های رقیق اسیدهای معدنی (همچون کلریدریک، سولفوریک و نیتریک) و نیز اسیدهای آلی (مانند سیتریک، استیک و لاکتیک) و عوامل کمپلکس ساز(چون EDTA و تیوسولفات) می‌توانند برای دفع فلز از بیومس، بدون تأثیر منفی بر عملکرد بیوجاذب، مورد استفاده قرار گیرند [۳]. اسیدهای معدنی با تبادل پروتون، یون‌های فلزی جذب شده توسط بیومس را بیرون می‌رانند. توبین و راکس[1] [۱۰] میزان تأثیر سولفوریک اسید را در شستشوی کروم جذب شده برقارچ *موکور میهی*[2] نشان دادند. احیای بازی باعث کاهش پروتون‌دار شدن و سبب جایگزینی یون‌های سدیم روی گروه‌های عاملی می‌گردد که این یون‌ها می‌توانند توسط یون‌های فلزات سنگین جایگزین شوند.

۱-۹ مدل‌های تعادل بیوجذب

تعادل فرآیند بیوجذب به طور معمول با تطبیق داده‌های آزمایشگاهی با مدل‌های مورد استفاده برای نمایش ایزوترم تعادلی توصیف می‌گردد [۱]. مدل‌های لانگمایر[3] و فرندلیچ[4] از جمله پذیرفته‌ترین مدل‌ها برای بیان ایزوترم جذب تعادلی می‌باشند.

۱-۹-۱ مدل لانگمایر

[1] Tobin and Roux
[2] *M. miehei*
[3] Langmuir
[4] Freundlich

مدل لانگمایر جذب تک لایه‌ای با توزیع هموژن (یکنواخت) از سایت‌ها وانرژی‌های جذب را بدون برهم‌کنش میان مولکول‌های جذب شده درنظرمی‌گیرد. این مدل فرض می‌کند که سطح محدودی از ماده برای جذب سطحی در دسترس می‌باشد، ترکیب محلول جذب شده روی سطح جاذب تنها دارای ضخامت یک مولکول است و فرآیند جذب برگشت پذیر بوده و به یک حالت تعادلی می‌رسد [۱، ۱۱]. این مدل به صورت رابطه ۱-۱ بیان می‌شود.

$$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1+K_L C_e} \qquad (۱-۱)$$

که در آن q_e (میلی‌گرم بر گرم) مقدار تعادلی جزء جذب شده بر واحد جرم جاذب است. C_e (میلی‌گرم بر لیتر) غلظت تعادلی یون فلزی، K_L (لیتر بر میلی‌گرم) ثابت بوده و برابر نسبت سرعت‌های جذب به دفع است که بستگی به تمایل سایت‌های پیوندی دارد. q_{max} (میلی‌گرم بر گرم) مقدار یون جذب شده برای اشباع کردن واحد جرم جاذب است که در واقع بیشترین جذب مخصوص متناظر با اشباع کامل سایت‌های جذب می‌باشد. این مدل را می‌توان در pH ثابت و برای مدل‌سازی تعادل بیوجذب در حضور یک یون فلزی به کار برد. فرم خطی این معادله به صورت رابطه ۱-۲ است.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max} K_L C_e} \qquad (۲-۱)$$

۱-۹-۲ مدل فرندلیچ

مدل فرندلیچ یک ایزوترم جذب چند سایتی برای سطوح ناهمگون[1] است. این مدل یک جذب تک لایه‌ای را در نظر می‌گیرد که همراه با برهم‌کنش‌های جانبی مولکول‌های جدا شده است، ضمن اینکه ازلحاظ انرژی توزیع ناهمگون می‌باشد، که دلیل آن را در پراکندگی سایت‌های جذب یا طبیعت پراکنده یون‌های فلزی جذب شده یا آزاد می‌توان جستجوکرد [۱۲]. این مدل به صورت رابطه ۱-۳ بیان می‌شود.

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \qquad (۳-۱)$$

که در آن K_F ((mg/g)/ $(mg/l)^{1/n}$) و n پارامترهای مدل هستند. این مدل را می‌توان در pH ثابت و برای مدل‌سازی تعادل بیوجذب در حضور یک فلز به کار برد [۱]. شکل خطی این معادله به صورت رابطه ۱-۴ است.

[1] Heterogenous

$$lnq_e = lnK_F + \frac{1}{n} lnC_e \quad (۴-۱)$$

۱-۹-۳ مدل تمکین

مدل تمکین[1] به صورت رابطه ۱-۵ بیان می‌شود [۱۳].

$$q_e = \frac{RT}{b_T}(\ln C_e + \ln A_T) \quad (۵-۱)$$

که در آن A_T (لیتر بر گرم) ثابت پیوندی تعادلی است و متناظر با انرژی پیوندی بیشینه است و b_T (کیلو ژول بر مول) ثابتی است که به گرمای جذب مرتبط است، R (کیلوژول بر مول بر کلوین) ثابت جهانی گازها و T (کلوین) دما می‌باشد.

۱-۹-۴ مدل اسکچارد

مدل اسکچارد[2] به صورت معادله ۱-۶ است که در آن q_m (میلی‌گرم بر گرم) و K_b (لیتر بر میلی‌گرم) ثابت‌های مدل می‌باشند [۱۴].

$$\frac{q_e}{C_e} = q_m . k_b - k_b q_e \quad (۶-۱)$$

۱-۹-۵ مدل ردلیچ-پترسون

معادله ردلیچ-پترسون[3] به صورت رابطه ۱-۷ است [۱۲].

$$q_e = \frac{K_R C_e}{1 + a_R C_e^{\beta}} \quad (۷-۱)$$

که در آن K_R (لیتر بر گرم) و a_R $(\mathrm{l/mg})^{\beta}$ و β از مشخصه‌های مدل می‌باشند و توان β عددی بین ۰ و ۱ است. این معادله را به صورت رابطه ۱-۸ نیز می‌توان نوشت.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_R} + \left(\frac{a_R}{K_R}\right) C_e^{\beta} \quad (۸-۱)$$

---

[1] Temkin
[2] Scatchard
[3] Redlich-Peterson

در کلیه روابط فوق q_e ظرفیت جذب بوده که از رابطه ۱-۹ محاسبه می‌شود.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (۹-۱)$$

در این رابطه، C_0 و C_e (میلی‌گرم بر لیتر) به ترتیب غلظت اولیه و نهایی یون فلزی، m (گرم) جرم بیوجاذب و V (لیتر) حجم محلول می‌باشد.

۱-۱۰ سینتیک فرآیند بیوجذب

آگاهی از حداکثر ظرفیت جذب جاذب و نیز چگونگی تغییرات غلظت- زمان برای طراحی سیستم جذب و تعیین اندازه راکتور ضروری است. مدل‌های مختلفی برای توصیف سینتیک بیوجذب یون‌های فلزات سنگین استفاده شده است که در ادامه به تعدادی از آن‌ها اشاره می‌شود.

۱-۱۰-۱ مدل شبه مرتبه اول

در سال ۱۸۹۸، لاگرگرن[1] سینتیک جذب اگزالیک اسید و مالونیک اسید بر زغال را با این مدل توصیف نمود. مدل شبه مرتبه اول به صورت رابطه ۱-۱۰ بیان می‌شود [۱۵]. در این رابطه، q_t (میلی‌گرم بر گرم) ظرفیت جذب در لحظه t و K_1 ثابت سرعت جذب درجه یک است. در این مدل، سرعت جذب متناسب با نیرو محرکه انتقال جرم $(q_e - q_t)$ در نظر گرفته می‌شود.

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1(q_e - q_t) \quad (۱۰-۱)$$

با انتگرال گیری از این رابطه، معادله ۱-۱۱ حاصل می‌شود.

$$\log(q_e - q_t) = logq_e - \frac{K_1}{2.303}t \quad (۱۱-۱)$$

۱-۱۰-۲ مدل شبه مرتبه دوم

مدل شبه مرتبه دوم هو[2] [۱۶] به صورت رابطه ۱-۱۲ بیان می‌شود. در این مدل، سرعت جذب متناسب با توان دوم نیرو محرکه انتقال جرم در نظر گرفته می‌شود.

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2 \quad (۱۲-۱)$$

[1] Lagergren
[2] Ho

که در آن K_2 (گرم بر میلی‌گرم بر دقیقه) ثابت سرعت جذب شبه مرتبه دوم می‌باشد. q_t (میلی‌گرم بر گرم) ظرفیت جذب در لحظه t و q_e (میلی‌گرم بر گرم) ظرفیت تعادلی جذب است.

با انتگرال‌گیری از معادله ۱-۱۲، رابطه ۱-۱۳ به دست می‌آید.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \qquad (۱۳-۱)$$

۱-۱۰-۳ مدل الوویچ[1]

مدل الوویچ به صورت رابطه ۱-۱۴ است که در آن a (میلی‌گرم بر گرم بر دقیقه) و b (گرم بر میلی‌گرم) ثابت‌های مدل می‌باشند [۱۵].

$$\frac{dq_t}{dt} = ae^{-bq_t} \qquad (۱۴-۱)$$

با انتگرال گیری از این معادله، رابطه ۱-۱۵ به دست می‌آید.

$$q_t = \frac{1}{b} ln(ab) + \frac{1}{b} ln(t + \frac{1}{ab}) \qquad (۱۵-۱)$$

۱-۱۰-۴ مدل وبر و موریس

مدل وبر و موریس[2] [۱۷] به صورت رابطه ۱-۱۶ است که در آن ($\mathrm{mg/(g\ min^{0.5})}$) k_d ثابت سرعت درون ذره‌ای می‌باشد.

$$q_t = K_d t^{0.5} \qquad (۱۶-۱)$$

اگر مرحله کنترل کننده سرعت نفوذ درون ذره‌ای باشد، نمودار ظرفیت جذب بر حسب ریشه دوم زمان تماس خطی بوده و از مرکز عبور می‌کند.

۱-۱۱ ساختمان شیمیایی دیواره سلولی قارچ‌ها

یک سلول از سه بخش اساسی غشاء، سیتوپلاسم و هسته تشکیل شده است. غشاء پرده‌ای است نرم با ویژگی نفوذپذیری انتخابی که اطراف سلول را فراگرفته است. این پرده از ورود برخی ترکیبات به درون سلول جلوگیری کرده و ترکیباتی مانند آب، اکسیژن و مواد غذایی را به داخل سلول راه می‌دهد. سیتوپلاسم فضای درون سلول را پر می‌کند. هسته نیز در میان سیتوپلاسم قرار گرفته است و نقش اصلی را در زندگی سلول برعهده دارد [۲]. سلول‌های گیاهی، باکتری‌ها و قارچ‌ها دیواره ضخیم و محکمی در روی غشای پلاسمایی خود دارند که دیواره سلولی نامیده می‌شود [۲] و از مواد مختلف زیر تشکیل شده است:

---

[1] Elovich
[2] Weber and Morris