



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده مهندسی معدن، نفت و ژئوفیزیک
گروه اکتشاف، نفت و ژئوفیزیک

پایان نامه کارشناسی ارشد

بررسی عملیات جذب بیولوژیکی مس و منگنز از پساب اسیدی معدن مس توسط
باکتری باسیلوس تورنجینسیس و مدل سازی فرآیند

وحید خسروی

استاتید راهنما:

دکتر فرامرز دولتی ارده جانی

دکتر رضا مرنندی

بهمن ماه ۱۳۸۸

الْحَمْدُ لِلَّهِ
الَّذِي هَدَانَا
لِلْإِسْلَامِ
الْحَنِيفِ
الْقَدِيمِ
الَّذِي كَفَى
عَنْ بَنِي إِسْرَائِيلَ
مَنْزِلَ الْكُتُبِ
وَالْحَمْدُ لِلَّهِ
الَّذِي هَدَانَا
لِلْإِسْلَامِ
الْحَنِيفِ
الْقَدِيمِ
الَّذِي كَفَى
عَنْ بَنِي إِسْرَائِيلَ
مَنْزِلَ الْكُتُبِ



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده مهندسی معدن، نفت و ژئوفیزیک

گروه اکتشاف، نفت و ژئوفیزیک

بررسی عملیات جذب بیولوژیکی مس و منگنز از پساب اسیدی معدن مس توسط
باکتری باسیلوس تورنجینسیس و مدل سازی فرآیند

دانشجو

وحید خسروی

استاتید راهنما

دکتر فرامرز دولتی ارده جانی

دکتر رضا مرندی

پایان نامه ارشد جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

بهمن ماه ۱۳۸۸



دانشکده مهندسی معدن، نفت و ژئوفیزیک
گروه اکتشاف، نفت و ژئوفیزیک

پایان نامه کارشناسی ارشد آقای وحید خسروی
تحت عنوان:

بررسی عملیات جذب بیولوژیکی مس و منگنز از پساب اسیدی معدن مس توسط
باکتری باسیلوس تورنجینسیس و مدل سازی فرآیند

در تاریخ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد (رساله دکتری) مورد ارزیابی و با
درجه مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی : دکتر فرامرز دولتی ارده جانی
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی : دکتر رضا مرندی

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی :		نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :
			نام و نام خانوادگی :

تقدیم ہے

پدر و مادرم

برپاس سال نای رنج و مہربانی

باشکر از آقای دکتر دولتی که دلسوزی و اوراسانی‌های ایشان باعث کرایش و علاقه ام به پژوهش در زمینه محیط زیست گردید.
همچنین شکر می‌کنم از آقای دکتر مندی که اگر به‌سبب کجک‌های خالص و بی‌دلیتشان نبود این پیمان نامه به سرانجام نمی‌رسید.
از سرکار خانم سیده فلور منظر که در انجام کارهای آزمایشگاهی مرادلسوزانه یاری نمودند نیز قدردانی می‌کنم.
در پیمان از اساتید محترم داور که زحمت تصاویر این پیمان نامه را قبل نمودند کمال شکر را دارم.
با آرزوی موفقیت و شادکامی برای همه این عزیزان.

دانشجو تأیید می‌نماید که مطالب مندرج در این پایان‌نامه نتیجه تحقیقات خودش می‌باشد و در صورت استفاده از نتایج دیگران مرجع آن را ذکر نموده است.
کلیه حقوق مادی مترتب از نتایج مطالعات، آزمایشات و نوآوری ناشی از تحقیق موضوع این پایان‌نامه متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد .

بهمن ماه ۱۳۸۸

چکیده

امروزه بیوتکنولوژی نقش بسیار مهمی در حذف یون‌های فلزات سنگین موجود در آب و خاک بر عهده دارد. باکتری، قارچ، مخمر و جلبک دریایی از جمله جاذب‌های بیولوژیک مناسبی هستند که برای فرآیند جذب مورد استفاده قرار می‌گیرند. در مطالعه حاضر جذب یون‌های مس و منگنز موجود در پساب اسیدی معدن مس سرچشمه کرمان که نسبت به سایر یون‌ها غلظت بیشتری داشتند، با استفاده از باکتری باسیلوس تورنجینسیس - که از خود پساب معدن مذکور استخراج گردید - در دو سیستم فلاسک غوطه‌ور (ناپیوسته) و بستر تثبیت (پیوسته) بررسی شد. غلظت سایر یون‌ها ناچیز بود و از تأثیر آن‌ها بر جذب چشم پوشی گردید. در سیستم فلاسک غوطه‌ور عوامل مؤثر بر میزان جذب توسط گونه باسیلوس بهینه‌سازی شدند. مقادیر بهینه این عوامل که pH، مدت زمان تماس بین جاذب و پساب، غلظت جاذب و دما بودند به ترتیب ۶، ۱۵۰ min، ۱ gr/L و $308^{\circ}K$ به دست آمد. در این شرایط جذب ناپیوسته موفق به حذف ۳۲ و ۲۵ درصد مس و منگنز موجود در پساب شد. داده‌های جذبی حاصل برای دو یون فلزی با مدل‌های لانگمویر و فروندلیش مقایسه گردید و مشاهده شد که این داده‌ها برازش بیشتری با مدل لانگمویر دارد. حداکثر جذب به دست آمده در مدل لانگمویر به ترتیب ۲/۲۹ و ۹/۱۷ mg/g برای مس و منگنز بود.

در مطالعه سیستم پیوسته جذب یون‌های مس و منگنز موجود در نمونه پساب شماره یک توسط بایومس باکتری تثبیت شده در ستون، تأثیر تغییرات سرعت جریان مورد بررسی قرار گرفت. در ۱۵ دقیقه اول عملیات و در سرعت‌های مختلف، ۱۰۰٪ مس و حدود ۹۰٪ منگنز موجود در پساب جذب ستون شد که این موضوع کارایی بیشتر سیستم پیوسته را در مقایسه با سیستم ناپیوسته نشان می‌دهد. نتایج تجربی نشان داد با افزایش سرعت جریان، زمان رخنه (زمان لازم برای رسیدن غلظت خروجی به مقدار مورد نظر) کاهش می‌یابد. همچنین افزایش سرعت جریان، سبب کاهش میزان جذب تعادلی (حداکثر جذب ستون) می‌گردد. برای پیش‌بینی منحنی رخنه و پارامترهای مشخصه ستون از دو مدل توماس و یون - نلسون استفاده شد.

مطالعه واجذب و بازجذب در هر دو سیستم پیوسته و ناپیوسته، در ۵ چرخه انجام گردید که نتایج حاصل نشان داد میزان بازجذب پس از هر مرحله واجذب و بازیابی جاذب، بیش از ۹۰ درصد بیشترین جذب در چرخه اول خواهد بود که این موضوع ارزش جاذب از نظر اقتصادی را نیز توجیه می‌نماید.

واژگان کلیدی: جذب بیولوژیک، یون‌های مس و منگنز، باسیلوس تورنجینسیس، فلاسک غوطه‌ور، بستر تثبیت

مقاله مستخرج:

مروندی ر، دولتی ارده‌جانی ف، خسروی و، بنی اسدی ع، (۱۳۸۸) " استخراج بیولوژیکی یون‌های مس و منگنز از آب زهکش اسیدی با استفاده از مخمر ساکارومایسس"، فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست (در نوبت چاپ).

فهرست مطالب

۱	فصل اول : کلیات
۲	۱-۱- مقدمه
۵	۲-۱- مرور برخی مطالعات انجام شده
۶	۳-۱- ضرورت انجام این مطالعه
۶	۴-۱- هدف انجام این مطالعه
۶	۵-۱- ساختار پایان نامه
۷	۶-۱- پسماندهای معدنی
۸	۷-۱- آب معدن
۱۰	۸-۱- پساب اسیدی معدن
۱۱	۱-۸-۱- منابع تولید کننده AMD
۱۲	۲-۸-۱- مکانیزم تولید AMD توسط سولفیدها
۱۶	۳-۸-۱- تأثیرات زیست محیطی AMD
۱۷	۱-۳-۸-۱- آلودگی آب های سطحی
۱۸	۲-۳-۸-۱- تأثیر بر زندگی آبزیان
۱۸	۳-۳-۸-۱- آلودگی آب های زیرزمینی
۲۲	۹-۱- فلزات سنگین
۲۳	۱۰-۱- آلودگی فلزات سنگین
۲۴	۱-۱۰-۱- کادمیوم
۲۵	۲-۱۰-۱- کروم
۲۵	۳-۱۰-۱- کبالت
۲۵	۴-۱۰-۱- منگنز
۲۶	۵-۱۰-۱- مس
۲۶	۶-۱۰-۱- سرب
۲۶	۷-۱۰-۱- جیوه
۲۷	۸-۱۰-۱- نیکل
۲۷	۹-۱۰-۱- نقره

۲۷ ۱۰-۱۰-۱- قلع
۲۸ ۱۱-۱۰-۱- روی
۲۸ ۱۲-۱۰-۱- رابطه با موجودات زنده
۲۸ ۱۱-۱- آشنایی با انواع محیطها و روشهای کشت
۲۸ ۱-۱۱-۱- محیط کشت
۲۹ ۲-۱۱-۱- روشهای کشت میکروارگانیسمها
۳۰ ۱-۲-۱۱-۱- کشت خطی
۳۱ ۲-۲-۱۱-۱- روش جداسازی و تهیه رقت
۳۱ ۳-۲-۱۱-۱- کشت گسترده
۳۲ ۱۲-۱- زیست فناوری
۳۳ ۱-۱۲-۱- تاریخچه
۳۳ ۲-۱۲-۱- کاربردهای زیستفناوری
۳۸ فصل دوم : مباحث تئوری
۳۹ ۱-۲- خصوصیات عمومی مس و منگنز
۳۹ ۱-۱-۲- مس
۴۰ ۲-۱-۲- منگنز
۴۱ ۲-۲- باکتریها
۴۱ ۱-۲-۲- تعریف
۴۲ ۲-۲-۲- تاریخچه
۴۳ ۳-۲-۲- شکل باکتریها
۴۳ ۴-۲-۲- ساختمان باکتریها
۴۶ ۵-۲-۲- خصوصیات باکتریها
۴۷ ۶-۲-۲- تاریخچه جذب توسط باکتری
۴۸ ۳-۲- باسیلوسها
۴۹ ۴-۲- باسیلوس تورنجینسیس
۴۹ ۱-۴-۲- تعریف
۴۹ ۲-۴-۲- ساختار دیواره سلولی
۴۹ ۳-۴-۲- مشخصات ماکروسکوپی

- ۵۰ ۴-۴-۲- مشخصات میکروسکوپی
- ۵۰ ۵-۴-۲- اکولوژی
- ۵۰ ۵-۲- انواع سیستم‌های جذب و ایزوترم‌ها
- ۵۰ ۱-۵-۲- سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور)
- ۵۱ ۱-۱-۵-۲- عوامل مؤثر بر جذب بیولوژیک در سیستم ناپیوسته
- ۵۴ ۲-۱-۵-۲- ایزوترم‌های جذب در سیستم ناپیوسته
- ۵۸ ۳-۱-۵-۲- مطالعات ترمودینامیکی
- ۵۸ ۱-۳-۱-۵-۲- تغییرات انرژی آزاد گیبس (ΔG°)
- ۵۹ ۲-۳-۱-۵-۲- تغییرات آنتالپی (ΔH°) و آنتروپی (ΔS°)
- ۶۰ ۴-۱-۵-۲- واجذب و بازجذب در سیستم ناپیوسته
- ۶۱ ۲-۵-۲- سیستم پیوسته (بستر تثبیت)
- ۶۱ ۱-۲-۵-۲- معرفی
- ۶۳ ۲-۲-۵-۲- تثبیت میکروارگانیسم‌ها در بستر
- ۶۳ ۳-۲-۵-۲- عوامل مؤثر بر جذب در سیستم پیوسته
- ۶۳ ۱-۳-۲-۵-۲- غلظت آلاینده در پساب ورودی (غلظت ورودی)
- ۶۴ ۲-۳-۲-۵-۲- تغییرات طول ستون
- ۶۴ ۳-۳-۲-۵-۲- سرعت جریان ورودی
- ۶۴ ۴-۲-۵-۲- مدل‌سازی و آنالیز داده‌های ستون
- ۶۹ ۵-۲-۵-۲- واجذب و بازجذب در سیستم پیوسته
- ۷۱ فصل سوم : مواد و روش‌ها
- ۷۲ ۱-۳-۱- عملیات میکروبیولوژی
- ۷۲ ۱-۱-۳- ساختن محیط کشت داخل پلیت
- ۷۳ ۲-۱-۳- ساختن محیط کشت به صورت اسلنت
- ۷۳ ۳-۱-۳- نمونه‌گیری و کشت پساب معدن
- ۷۵ ۴-۱-۳- کشت باسیلوس در پلیت
- ۷۶ ۵-۱-۳- کشت باسیلوس در اسلنت
- ۷۶ ۶-۱-۳- تولید بایومس خشک
- ۷۸ ۲-۳- عملیات شیمیایی

- ۳-۲-۱- اندازه‌گیری غلظت یون‌های مختلف موجود در پساب ۷۸
- ۳-۲-۲- آزمایشات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب ۷۹
- ۳-۳- عملیات جذب ۷۹
- ۳-۳-۱- مطالعات جذب در سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور) ۷۹
- ۳-۳-۱-۱- تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب بیولوژیک ۸۰
- ۳-۳-۲- تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب بیولوژیک ۸۰
- ۳-۳-۳- تأثیر pH پساب بر میزان جذب ۸۰
- ۳-۳-۴- تأثیر دما بر میزان جذب ۸۱
- ۳-۳-۵- تأثیر غلظت اولیه آلودگی بر میزان جذب ۸۱
- ۳-۳-۶- چرخه جذب و واجذب در سیستم ناپیوسته ۸۱
- ۳-۳-۲- مطالعات جذب در سیستم پیوسته (بستر تثبیت) ۸۲
- ۳-۳-۱- تثبیت بایومس خشک باکتری در آلژینات ۸۲
- ۳-۳-۲- برپایی ستون جذب ۸۳
- ۳-۳-۳- برپایی ستون شاهد ۸۴
- ۳-۳-۴- چرخه جذب و واجذب در سیستم پیوسته ۸۴
- فصل چهارم : نتایج و بحث ۸۵
- ۴-۱- نتایج حاصل از آنالیز پساب ۸۶
- ۴-۱-۱- بررسی غلظت یون‌های مختلف موجود در پساب ۸۶
- ۴-۱-۲- نتایج آزمایشات تعیین خصوصیات شیمیایی و فیزیکی پساب ۸۶
- ۴-۲- نتایج مطالعات جذب در سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور) ۸۷
- ۴-۲-۱- تأثیر مدت زمان تماس ۸۷
- ۴-۲-۲- تأثیر غلظت جاذب ۸۸
- ۴-۲-۳- تأثیر pH پساب ۸۹
- ۴-۲-۴- تأثیر دما ۹۰
- ۴-۲-۵- تأثیر غلظت اولیه یون‌ها در پساب ۹۱
- ۴-۲-۶- نتایج بررسی‌های جذب و واجذب (سیستم ناپیوسته) ۹۵
- ۴-۳- نتایج مطالعات جذب در سیستم پیوسته (بستر تثبیت) ۹۶
- ۴-۳-۱- نتیجه بررسی ستون شاهد ۹۶

۹۶ ۲-۳-۴- بررسی تأثیر سرعت جریان بر میزان جذب
۹۹ ۳-۳-۴- نتایج مدل سازی داده های ستون
۹۹ ۱-۳-۳-۴- مدل یون - نلسون
۱۰۱ ۲-۳-۳-۴- مدل توماس
۱۰۳ ۴-۳-۴- نتایج بررسی های جذب و واجذب (سیستم پیوسته)
۱۰۴ ۴-۴- مقایسه نتایج دو سیستم پیوسته و ناپیوسته
۱۰۶ فصل پنجم : نتیجه گیری و پیشنهادات
۱۰۷ ۱-۵- نتایج
۱۰۹ ۲-۵- پیشنهادات
۱۱۰ فصل ششم : پیوست
۱۱۴ فهرست منابع

فهرست اشکال

- شکل ۱-۱: مقایسه pH پساب اسیدی معدن با سایر مایعات شناخته شده ۱۰
- شکل ۱-۲: منابع تولید کننده AMD در یک معدن فلزی ۱۲
- شکل ۱-۳: نمودار ساده مسیرهای واکنشی برای اکسیداسیون پیریت ۱۴
- شکل ۱-۴: نمایش شماتیکی موتور AMD ۱۶
- شکل ۱-۵: دمپ پسماند فاقد پوشش گیاهی در یک معدن مس در استرالیا ۲۰
- شکل ۱-۶: کشت خطی ۳۱
- شکل ۱-۷: روش تهیه سری رقت ۳۲
- شکل ۲-۱: آنتون ون لوون هوک ۴۲
- شکل ۲-۲: اشکال مختلف باکتری ۴۳
- شکل ۲-۳: ساختمان و اجزای تشکیل دهنده یک باکتری معمولی ۴۴
- شکل ۲-۴: ساختار باکتری‌های گرم مثبت و منفی ۴۵
- شکل ۲-۵: روند انجام جذب در سیستم ناپیوسته ۵۱
- شکل ۲-۶: منحنی رخنه ۶۷
- شکل ۲-۷: منحنی واجذب در سیستم پیوسته ۶۸
- شکل ۳-۱: اتوکلاو ۷۲
- شکل ۳-۲: پلیت نوترین آماده برای کشت ۷۲
- شکل ۳-۳: اسلنت‌های نوترین آماده کشت ۷۳
- شکل ۳-۴: پلیت‌های سری رقت ۷۴
- شکل ۳-۵: باسیلوس تورنجینسیس ۷۵
- شکل ۳-۶: انکوباتور شیکر ۷۷
- شکل ۳-۷: دستگاه سانتریفوژ ۷۷
- شکل ۳-۸: چینی حاوی توده باکتری در آون ۷۸
- شکل ۳-۹: دستگاه جذب اتمی واریان مدل AA240 ۷۹
- شکل ۳-۱۰: گویچه‌های آلزینات حاوی بایومس تثبیت شده باکتری ۸۴
- شکل ۳-۱۱: ستون حاوی گویچه‌های آلزینات ۸۵
- شکل ۴-۱: تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز ۸۷

- شکل ۲-۴ : تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز ۸۸
- شکل ۳-۴ : تأثیر pH اولیه پساب بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز ۹۰
- شکل ۴-۴ : تأثیر دما بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز ۹۰
- شکل ۵-۴ : تأثیر غلظت اولیه یون‌های مس در جذب ۹۱
- شکل ۶-۴ : تأثیر غلظت اولیه یون‌های منگنز در جذب ۹۲
- شکل ۷-۴ : بررسی برازش داده‌های جذب مس با مدل لانگمویر ۹۳
- شکل ۸-۴ : بررسی برازش داده‌های جذب منگنز با مدل لانگمویر ۹۳
- شکل ۹-۴ : بررسی برازش داده‌های جذب مس با مدل فروندلیش ۹۴
- شکل ۱۰-۴ : بررسی برازش داده‌های جذب منگنز با مدل فروندلیش ۹۴
- شکل ۱۱-۴ : منحنی‌های رخنه برای جذب یون‌های مس در سرعت‌های ورودی مختلف ۹۸
- شکل ۱۲-۴ : منحنی‌های رخنه برای جذب یون‌های منگنز در سرعت‌های ورودی مختلف ۹۹
- شکل ۱۳-۴ : تغییرات $\ln(C_t/(C_0-C_t))$ بر حسب زمان (مدل یون - نلسون) در سرعت‌های ورودی مختلف برای مس ۱۰۰
- شکل ۱۴-۴ : تغییرات $\ln(C_t/(C_0-C_t))$ بر حسب زمان (مدل یون - نلسون) در سرعت‌های ورودی مختلف برای منگنز ۱۰۰
- شکل ۱۵-۴ : تغییرات $\ln((C_0/C_t)-1)$ بر حسب زمان (مدل توماس) در سرعت‌های ورودی مختلف برای مس ۱۰۲
- شکل ۱۶-۴ : تغییرات $\ln((C_0/C_t)-1)$ بر حسب زمان (مدل توماس) در سرعت‌های ورودی مختلف برای منگنز ۱۰۲

فهرست جداول

- جدول ۱-۱: نتایج حاصل از عملیات جذب توسط گونه‌های مختلف باسیلوس در مطالعات تجربی..... ۵
- جدول ۲-۱: خصوصیات اصلی AMD و تأثیرات زیست‌محیطی آن..... ۱۷
- جدول ۳-۱: تأثیر بارز فلزات سنگین در آب شیرین..... ۲۴
- جدول ۴-۱: حدود مجاز فلزات سنگین سمی..... ۲۴
- جدول ۱-۴: غلظت یون‌های مختلف در نمونه پساب شماره یک..... ۸۶
- جدول ۲-۴: غلظت یون‌های مس و منگنز در نمونه‌های پساب..... ۸۶
- جدول ۳-۴: نتایج آزمایشات تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب (نمونه شماره یک)..... ۸۶
- جدول ۴-۴: پارامترهای مربوط به دو مدل لانگمویر و فروندلیش در جذب یون‌های مس و منگنز..... ۹۵
- جدول ۵-۴: میزان جذب و درصد باز جذب در چرخه‌های پنج‌گانه (سیستم ناپیوسته)..... ۹۶
- جدول ۶-۴: تأثیر سرعت جریان بر روی پارامترهای مختلف ستون..... ۹۸
- جدول ۷-۴: پارامترهای مدل یون - نلسون برای جذب یون‌های مس و منگنز توسط بایومس تثبیت شده در ستون..... ۱۰۱
- جدول ۸-۴: پارامترهای مدل توماس برای جذب یون‌های مس و منگنز توسط بایومس تثبیت شده در ستون..... ۱۰۳
- جدول ۹-۴: میزان جذب و درصد باز جذب در چرخه‌های پنج‌گانه (سیستم پیوسته)..... ۱۰۴

فهرست واحدها، علائم و اختصارات

C°	درجه سانتیگراد	g	گرم
K°	درجه کلوین	mg	میلی گرم
min	دقیقه	L	لیتر
h	ساعت	mL	میلی لیتر
Cu	مس	ppm	میلی گرم در لیتر
Mn	منگنز	ppb	میکروگرم در لیتر
rpm	دور بر دقیقه	cm	سانتیمتر
R	ثابت عمومی گازها (۸/۱۳ J/mol.K°)	T	دمای مطلق (K°)

سیستم ناپیوسته

K _F	ظرفیت جذب در مدل فروندلیش (L/mg)	C ₀	غلظت اولیه یون‌ها در پساب (mg/L)
n _F	شدت جذب در مدل فروندلیش	C _e	غلظت یون فلزی باقیمانده در محلول (mg/L)
b _{Te}	ثابت تمکین مرتبط با حرارت جذب	ΔG°	تغییر انرژی آزاد گیبس (J/mol)
a _{Te}	ثابت ایزوترم تمکین	ΔH°	تغییر آنتالپی (KJ/mol)
q _D	ظرفیت جذب مدل دوبینین-رادوشکوویچ	ΔS°	تغییر آنتروپی (KJ/mol.K)
B _D	ثابت مدل دوبینین-رادوشکوویچ	β _{RP}	نمای مدل ردلیش پترسون
K _{RP}	ثابت ایزوترمی مدل ردلیش-پترسون	a _{RP}	ثابت مدل ردلیش-پترسون
K _S	ثابت ایزوترمی مدل سیپس	V	حجم پساب (mL)
a _s	ثابت مدل سیپس	q	مقدار یون‌های فلزی جذب شده در واحد جرم جاذب (mg/g)
β _s	نمای مدل سیپس	q _{max}	بیشینه مقدار یون فلزی جذب شده در واحد جرم جاذب (mg/g)
b _K	ثابت مدل خان	b _L	ثابت لانگمویر (L/mg)
a _K	نمای مدل خان	R _L	فاکتور جدایش

سیستم پیوسته

U ₀	سرعت خطی (cm/min)	C _t	غلظت خروجی از ستون (mg/L) در زمان t
X	جرم جاذب تثبیت شده در ستون (g)	C ₀	غلظت ورودی به ستون (mg/L)
m _{ad}	جرم فلز جذب شده توسط ستون (mg)	C _{ad}	غلظت جذب شده در ستون (mg/L)
m _d	جرم فلز دفع شده از ستون (mg)	K _{TH}	ثابت مدل توماس (mL/mg.min)
t _e	زمان برابر شدن غلظت خروجی با ورودی (تبادل) (min)	K _{YN}	ثابت مدل یون-نیلسون (L/min)

t_b	زمان رخنه (رسیدن غلظت پساب خروجی به غلظت مورد نظر) (min)	m_{total}	کل جرم آلاینده ورودی به ستون (mg)
t_{total}	کل زمان جریان پساب به داخل ستون (min)	$q_0(=q_{eq})$	ثابت توماس (ظرفیت جذب ستون) (mg/g)
t	زمان جریان (min)	F	سرعت جریان ورودی (mL/min)
K_{AB}	ثابت سرعت بوهارت-آدامز (mL/min.mg)	N_0	ظرفیت اشباع ستون (mg/L)
Δt	قلمرو انتقال جرم (min)	Z	ارتفاع بستر (cm)
$E(\%)$	درصد رقیق شدگی (واجذب)	V_{eff}	حجم پساب خروجی از ستون (mL)
		τ	زمان لازم برای رسیدن غلظت خروجی به نصف غلظت ورودی (min)

کلیات

فصل اول

۱-۱- مقدمه

آلودگی آب یکی از مهمترین چالش‌های زیست‌محیطی فرا روی بشر در دهه‌های اخیر بوده و از این رو توجه بسیاری از محققین و دانشمندان را به خود جلب کرده است. منابع آلاینده آب بسیار زیادند اما همه آن‌ها را می‌توان در دو گروه عمده زیر جای داد:

۱. منابع آلوده کننده مستقیم شامل خروجی کارخانه‌ها، پالایشگاه‌ها و پسماندهای صنایع و

معادن

۲. منابع آلوده کننده غیر مستقیم شامل آلاینده‌هایی که از طریق خاک و آب زیرزمینی و یا

نزولات جوی وارد منابع آب می‌شوند.

اما آلودگی‌ها را نیز می‌توان این گونه تقسیم بندی نمود [۱]:

۱. آلودگی‌های آلی مانند حلال‌های صنعتی، ترکیبات آلی فرار، حشره کش‌ها، آفت کش‌ها و...

۲. آلودگی‌های غیر آلی مانند فلزات، کودهای شیمیایی و اسیددیده حاصل از تخلیه‌های صنعتی

و...

یون‌های فلزی محلول که در گروه آلودگی‌های غیر آلی جای می‌گیرند از جمله بزرگترین مشکلات محیط زیست محسوب می‌شوند. صنایعی مانند معدنکاری، کانه آرایی، تولید کود شیمیایی، دباغی، باتری سازی تولید کاغذ و تولید آفت کش‌ها از جمله مهمترین تولید کنندگان فلزات سنگین^۱ هستند. حضور این فلزات که به صورت محلول در پساب و خروجی‌های صنایع یاد شده می‌باشند بسیار نامطلوب بوده چرا که مدت زمان ماندگاری آن‌ها در طبیعت بالاست و همچنین تمایل بسیار زیادی به جمع شدن در بافت‌های موجودات زنده داشته و سبب انواع ناتوانی‌ها و بیماری‌ها می‌گردند [۲].

قوانین فراوانی برای تعیین میزان مجاز این آلودگی‌ها در خروجی صنایع وضع شده، اما بر اثر بی توجهی به این قوانین، غلظت آلودگی موجود در آن نه تنها کاهش نیافته بلکه بیشتر نیز شده است.

^۱ Heavy metals

تاکنون روش‌های فیزیکی و شیمیایی فراوانی برای حذف این فلزات مورد استفاده قرار گرفته است که از میان آن‌ها می‌توان به تبادل یونی^۱، فیلتراسیون^۲، تصفیه شیمیایی^۳ [۱]، رسوب شیمیایی^۴ و اسمز معکوس^۵ [۳]، اکسیداسیون و احیا^۶، الکترو دیالیز^۷ و اولترافیلتراسیون^۸ [۲]، جدایش غشایی^۹، واکنش‌های الکتروشیمیایی^{۱۰} و تبخیر^{۱۱} [۴] اشاره نمود.

این روش‌ها با وجود برخی مزایا، اشکالات فراوانی دارند. واکنشگرهای زیاد مورد نیاز، غیر قابل پیش بینی بودن فرآیند حذف فلزات، تولید لجن‌های سمی که عموماً انهدام آن‌ها نیز با مشکلات فراوان همراه است [۳]، کارایی کم، شرایط عملیاتی حساس [۲] و کم اثر بودن برای آلودگی با غلظت‌های پایین [۴] از جمله مهمترین این مشکلات می‌باشد. فناوری قدرتمند دیگری که استفاده می‌شود جذب به وسیله کربن فعال^{۱۲} برای پاک‌سازی پساب‌های محلی و صنعتی است. با این حال هزینه بسیار بالای آن سبب شده چندان مورد توجه قرار نگیرد و استفاده از آن با محدودیت‌هایی همراه باشد [۲].

جذب بیولوژیک^{۱۳} یک روش جایگزین است که از مواد طبیعی مختلف با منشاء بیولوژیک برای حذف آلودگی‌های با غلظت کم استفاده می‌کند. در این روش می‌توان به راحتی یون‌های حل شده را از محلول‌های پیچیده کم غلظت حذف نمود. بنابر این جذب بیولوژیک یک کاندیدای ایده‌آل برای پاک‌سازی پساب‌های حجیم با غلظت پایین آلودگی می‌باشد. در سال‌های اخیر تحقیقات و مطالعات بر روی روش‌های بیولوژیک برای پاک‌سازی پساب خروجی متمرکز بوده است که برخی از آن‌ها در مرحله تجاری شدن هستند.

¹ Ion exchange

² Filtration

³ Chemical treatment

⁴ Chemical precipitation

⁵ Reverse osmosis

⁶ Oxidation and reduction

⁷ Electrodialysis

⁸ Ultrafiltration

⁹ Membrane separation

¹⁰ Electrochemical reactions

¹¹ Evaporation

¹² Activated carbon

¹³ Biosorption

برخی مزیت‌های جذب بیولوژیک عبارتند از [۱]:

۱. جذب بیولوژیک را می‌توان در محل آلودگی انجام داد.

۲. جذب بیولوژیک یک روش سازگار با محیط زیست بوده و هیچ آسیبی به آن وارد نمی‌کند.

جذب با میکروارگانیسم‌ها به دو صورت جذب بیولوژیک و تجمع بیولوژیکی^۱ انجام می‌شود. در اکثر کتاب‌ها و مقالات این دو را یک روش و همان جذب بیولوژیک می‌دانند اما در برخی منابع این دو عبارت را متفاوت در نظر می‌گیرند. طبق نظر این منابع، در جذب بیولوژیکی از میکروارگانیسم‌های مرده برای انجام عمل جذب استفاده می‌گردد در حالی که میکروارگانیسم‌های زنده این نقش را در تجمع بیولوژیکی بر عهده دارند. به طور کلی از ارگانیسم‌های زنده کمتر در جذب آلودگی‌های آلی و غیر آلی با سمیت بالا استفاده می‌نمایند چرا که فعالیت‌های زیستی ارگانیسم‌های زنده با جذب آلودگی‌های سمی پایان یافته و می‌میرند. در حالی که توده‌های مرده انعطاف پذیری بیشتری نسبت به شرایط زیست‌محیطی و غلظت مواد سمی آلاینده‌ها دارند [۱].

آنچه مسلم است جذب بیولوژیک دانشی بسیار گسترده اما نوظاست که برای رسیدن به مقیاس صنعتی و عمومی نیاز به مطالعه و بررسی‌های بیشتر دارد. امید است این پایان‌نامه برای محققین و دانشجویان علاقمند به بیوتکنولوژی و پژوهش در زمینه جذب بیولوژیک مفید بوده و شرایط مناسب را برای آشنایی و ورود آن‌ها به این مقوله فراهم آورد.

^۱ Bioaccumulation

۱-۲- مرور برخی مطالعات انجام شده

جلبک^۱، باکتری^۲، قارچ^۳ و مخمر^۴ از انواع جاذب‌هایی هستند که تاکنون برای جذب بیولوژیک مورد استفاده قرار گرفته‌اند. پادماواتی^۵ در سال ۲۰۰۷ جذب یون‌های نیکل را توسط مخمر نانوائی مورد بررسی قرار داد [۵]. همچنین چن^۶ و همکارانش در سال ۲۰۰۸ یون‌های مس و نیکل را به کمک جلبک حذف نمودند [۶]. پارک^۷ و همکارانش نیز در سال ۲۰۰۴ حذف یون‌های کروم ۶ ظرفیتی را با استفاده از توده قارچی آسپیرژیلوس نایجر^۸ بررسی کردند [۷].

از اوایل دهه ۱۹۸۰ با شدت گرفتن استفاده از جاذب‌های بیولوژیک^۹، باکتری‌ها نیز مورد توجه قرار گرفتند. جدول ۱-۱ نمونه‌ای از مطالعاتی را که در مورد جذب یون‌های فلزی توسط گونه‌های مختلف باسیلوس انجام گرفته، نشان می‌دهد.

جدول ۱-۱ : نتایج حاصل از عملیات جذب توسط گونه‌های مختلف باسیلوس در مطالعات تجربی

مرجع	میزان جذب (mg/g)	pH	یون فلزی	باکتری
[۸]	۳۹/۹	۲/۵	Cr(VI)	Bacillus coagulans
[۹]	۶۹/۴	۲/۵		Bacillus licheniformis
[۸]	۳۰/۷	۲/۵		Bacillus megaterium
[۱۰]	۸۳/۳	۲/۵		Bacillus thuringiensis
[۱۱]	۱۶/۳	۵	Cu	Bacillus sp. (ATS-1)
[۱۲]	۲۰/۸	۵		Bacillus subtilis IAM 1026
[۱۳]	۲۶/۵	۷	Cd	Bacillus circulans
[۱۴]	۹۲/۳	۳	Pb	Bacillus sp. (ATS-1)
[۱۴]	۷/۹	۶	Hg	Bacillus sp.
[۱۵]	۴۵/۹	۶	Ni	Bacillus thuringiensis
[۱۲]	۶۶/۱	۳/۵	Th	Bacillus licheniformis IAM 111054
	۷۴	۳/۵		Bacillus megaterium IAM 1166

¹ Algae

² Bacteria

³ Fungi

⁴ Yeast

⁵ Padmavathy

⁶ Chen

⁷ Park

⁸ Aspergillus Niger

⁹ Biosorbent

باسیلوس^۱ [۱۳]، سودوموناس^۲ [۱۶]، استرپتومیسس^۳ [۱۷] و... باکتری‌های قدرتمندی هستند که توانایی‌های زیادی در جذب یون‌های فلزی از خود به نمایش گذاشته‌اند.

۱-۳- ضرورت انجام این مطالعه

اکثر کارهایی که محققان در زمینه جذب بیولوژیک انجام داده‌اند بر روی پساب مصنوعی^۴ بوده است. همچنین بیشتر مطالعات تنها برای حذف یک یون و با استفاده از قارچ‌ها و جلبک‌ها صورت گرفته است. بنابراین مطالعه بر روی پساب‌های طبیعی، به‌خصوص پساب اسیدی معادن که حاوی انواع یون‌های فلزات سنگین می‌باشد، با استفاده از جاذب‌هایی که کمتر مورد توجه قرار گرفته‌اند، ضروری به نظر می‌رسد.

۱-۴- هدف انجام این مطالعه

این مطالعه با هدف حذف یون‌های مس و منگنز با استفاده از نوعی باکتری به عنوان جاذب انجام گرفت. باکتری استفاده شده گونه‌ای باسیلوس به نام باسیلوس تورنجینسیس بود که از خود پساب معدن جداسازی و خالص گردید.

۱-۵- ساختار پایان نامه

پایان نامه حاضر در ۵ فصل تنظیم گردیده است که فصول آن به شرح زیر می‌باشد:

در فصل اول پس از مقدمه، مروری بر مطالعات انجام گرفته، ضرورت و هدف انجام این مطالعه و ساختار پایان‌نامه، به کلیاتی در مورد برخی تأثیرات فعالیت‌های معدنکاری بر محیط زیست مانند تشکیل پساب اسیدی معدن (AMD)^۵ و آلودگی توسط فلزات سنگین اشاره گردید. بیوتکنولوژی و کاربردهای آن، معرفی جذب بیولوژیک و برخی جاذب‌ها از دیگر مباحث این فصل می‌باشد. در فصل دوم مباحث تئوری از جمله خصوصیات مس و منگنز، باکتری‌ها و ساختار آن‌ها، انواع سیستم‌ها و

¹ Bacillus

² Pseudomonas

³ Streptomyces

⁴ Synthetic

⁵ Acid Mine Drainage

ایزوترم‌های جذب بیولوژیک و ... مطرح گردید. در فصل سوم لوازم و مواد مورد استفاده به همراه روش کار به طور کامل شرح داده شد. فصل چهارم به انعکاس نتایج حاصل از جذب و بحث پیرامون آن اختصاص یافت. و سرانجام در فصل پنجم نتیجه‌گیری و برخی پیشنهادات مطرح گردید. از آن جا که احتمال داده می‌شد برخی استفاده کنندگان این پایان نامه آشنایی قبلی با جذب بیولوژیک و عبارات مربوط به آن نداشته باشند، تعریف برخی واژه‌ها و اصطلاحات که در این تحقیق مورد استفاده قرار گرفتند، به عنوان پیوست در پایان اضافه گردید.

۱-۶- پسماندهای معدنی^۱

معدنکاری^۲، کانه آرایی^۳ و استخراج متالورژیکی^۴ مقادیر زیادی پسماندهای جامد، مایع و گاز ایجاد می‌نماید. از این رو این پسماندها را می‌توان به سه گروه پسماندهای حاصل از فعالیت‌های معدنی، کانه آرایی و متالورژی طبقه بندی نمود [۱۸].

بسیاری از پسماندهای معدنی، به خصوص پسماندهای مربوط به معادن فلزی، غلظت‌های بالایی از فلزات^۵ و شبه فلزات^۶، نشان می‌دهند. عموماً در مقالات و کتب مختلف اختلاف نظرهایی پیرامون تعریف لغات فلزات، شبه فلزات، فلزات سنگین و فلزات پایه^۷ وجود دارد. فلزات عناصری با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ویژه، مانند قابلیت از دست دادن یک یا تعداد بیشتری الکترون، هدایت الکتریکی و حرارتی، چکش خواری و مفتول شدن می‌باشند. در مقابل شبه فلزات عناصری هستند که هم دارای خصوصیات فلزی مانند قابلیت از دست دادن یک یا تعداد بیشتری الکترون و هم غیر فلزی مانند توانایی کمتر از فلزات برای هدایت الکتریسیته و دما بوده و آنتیموان، بیسموت سلیوم و تلوریوم از جمله آن‌ها هستند. فلزات سنگین فلزاتی با چگالی بالاتر از 5 g.cm^{-3} (مس آهن، سرب، روی، قلع، نیکل، کبالت، مولیبدن، تنگستن، جیوه، کادمیوم، ایندیوم و تلوریوم) می‌باشند [۱۹]. فلزات پایه

¹ Mining wastes

² Mining

³ Ore processing

⁴ Metallurgical extraction

⁵ Metals

⁶ Metalloids

⁷ Base metals

فلزاتی هستند که در صنعت کاربرد فراوانی داشته و بیش از این که به صورت آلیاژ با سایر فلزات باشند به تنهایی مورد استفاده قرار می‌گیرند. مس، سرب، روی و قلع از جمله فلزات پایه هستند [۱۸].

پسماندهای معدنی، یا هیچگونه کانه، کانی صنعتی، فلز، زغال و یا سوخت فسیلی ندارند و یا اگر داشته باشند میزان آن کم بوده و استخراج آن‌ها توجیه اقتصادی ندارد. پسماندهای معدنی را عموماً روباره‌ها و یا سنگ‌های پسماندی که از معادن سطحی و زیرزمینی بیرون می‌آیند، تشکیل می‌دهند. این

پسماندها مواد ناهمگنی هستند که امکان دارد شامل رسوبات، سنگ‌های آذرین و دگرگونی باشند. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پسماندهای معدنی بسته به خصوصیات کانی شناسی و ژئوشیمیایی، نوع دستگاه‌ها و ماشین آلات معدنکاری، اندازه ذرات پسماندها و میزان رطوبت موجود در آن‌ها تغییر می‌نماید.

۱-۷- آب معدن^۱

در معادن برای فرو نشانیدن غبار، کانه‌آرایی، زغالشویی و استخراج هیدرومتالورژیکی به آب نیاز است. این آب از جریان‌های سطحی، سفره‌های زیرزمینی و یا آبی که باید از محل معادن تخلیه شود تأمین می‌گردد. معادن روباز و یا زیرزمینی که تا زیر سطح آب گسترش یافته اند در طول عملیات معدنکاری احتیاج به تخلیه پیوسته آب دارند. این آب یا بلافاصله پس از ورود به محیط معدن و یا پس از استفاده در کارهای معدنی باید به بیرون از محدوده معدن منتقل شود.

در بسیاری از معادن آب با کانی‌ها تماس یافته و آن‌ها را در خود حل می‌نماید. هنگامی که این آب حاوی مواد مختلف به مجموعه‌های آبی، دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و سفره‌ها برسد، باعث تغییرات ناخواسته در کدورت و دما و ترکیب شیمیایی آن‌ها شده و مسمومیت‌هایی را در گیاهان و جانوران ایجاد می‌کند [۱۸]. از آن جا که ترکیب پساب معدن همواره متغیر می‌باشد، طبقه بندی آن بر اساس

^۱ Mine water

تشکیل دهنده‌های آن کاری بس دشوار است. با این حال طبقه بندی‌هایی با استفاده از برخی پارامترهای آب ارائه شده است. تعدادی از این پارامترها عبارتند از:

۱- کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی

۲- pH و غلظت یون‌های آهن دو و سه ظرفیتی

۳- pH

۴- اسیدیت و قلیائیت

۵- اسیدیت و قلیائیت و غلظت سولفات

یکی از مهمترین طبقه بندی‌ها، طبقه بندی بر اساس pH می‌باشد که بر اساس آن آب معدن به ۴ گروه بسیار اسیدی، اسیدی، خنثی تا قلیایی و شور طبقه بندی می‌گردد [۱۸].

۱- بسیار اسیدی: $pH < 1$. اکسیداسیون سولفیدها و واکنش‌های هیدرولیز سبب ایجاد این نوع آب معدن می‌گردد. آب با عبور از سنگ‌هایی که غنی از پیریت و تپی از مواد خنثی کننده باشد به شدت اسیدی می‌شود.

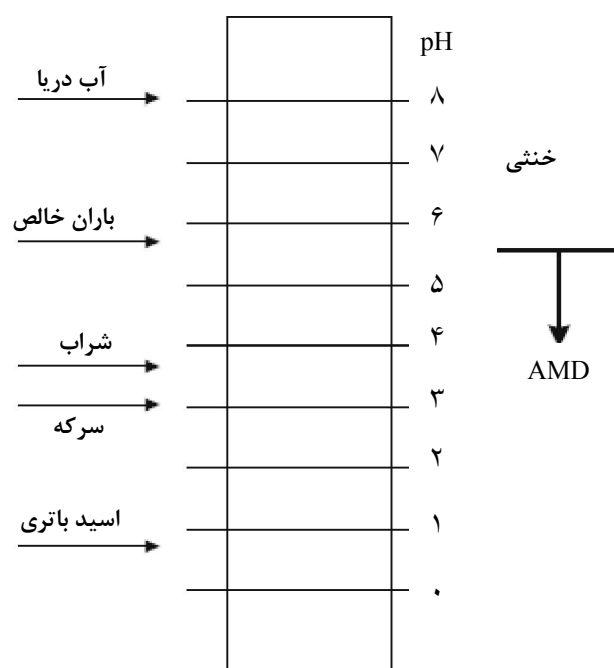
۲- اسیدی: $pH < 5.5$. در اثر اکسیداسیون سولفیدهای غنی از آهن ایجاد می‌گردد. عموماً در معادن فلزات پایه، طلا و زغال به وجود می‌آید.

۳- خنثی تا قلیایی: pH بین ۶ تا ۱۰. در صورت نبودن کانی‌های سولفیدی غنی از آهن ایجاد می‌گردد. در اثر حل شدن کربنات‌ها، هیدروکسیدها و سیلیکات‌ها در آب، قلیائیت آن بالا می‌رود. بیشتر در معادن اورانیوم، الماس، طلا، فلزات پایه، آهن، زغال و معادن ماسه دیده می‌شود.

۴- شور: pH بسیار متغیر که تأثیر زیادی بر غلظت یون‌های محلول در آب دارد. بیشتر حاصل معادن زغال و کانی‌های صنعتی شامل تبخیری‌ها از جمله پتاس، هالیت و برات می‌باشد [۱۸].

۸-۱- پساب اسیدی معدن

بدترین آبی که از معادن خارج می‌شود و تأثیرات بسیار مخرب بر محیط زیست دارد، پساب اسیدی معدن است که بیشتر حاصل اکسیداسیون کانی‌های سولفیدی می‌باشد. اکسیداسیون سولفیدها واکنشی خود کاتالیزگر^۱ است از این رو به مجرد آغاز تولید شدن AMD متوقف کردن آن کاری بس دشوار می‌باشد [۱۸]. pH پساب اسیدی معدن پایین است و همان طور که اشاره شد در اثر اکسیداسیون کانی‌های سولفیدی ایجاد می‌گردد (شکل ۱-۱).



شکل ۱-۰: مقایسه pH پساب اسیدی معدن با سایر مایعات شناخته شده [۲۰]

برخی از نام‌های دیگر برای این نوع آب، پساب اسیدی^۲ و پساب اسیدی سنگ (ARD)^۳ می‌باشد. اشاره این دو عبارت بر این موضوع است که آب‌های اسیدی در اثر هوازدگی و اکسیداسیون توده‌های سولفیدی که رخنمون دارند نیز ایجاد گشته و تنها از طریق فعالیت‌های انسانی به وجود نمی‌آید [۲۱ و ۲۲].

^۱ Autocatalytic

^۲ Acid drainage

^۳ Acid Rock Drainage

با این حال این شرایط در مقایسه با فعالیتهای انسانی به ندرت اتفاق می‌افتد. آبهای اسیدی تولید شده با عبور از سنگ‌ها و کانه‌های مختلف مقادیر بالایی از فلزات و شبه فلزات را در خود حل کرده و کیفیت استاندارد خود را از دست داده و باعث مسمومیت آبزیان می‌گردد [۱۸].

۱-۸-۱- منابع تولید کننده AMD

معدنکاری کانسارهای فلزی مانند مس، سرب، روی، طلا، نیکل، اورانیوم و آهن، فسفات‌ها، رگه‌های زغالی، شیل‌های نفتی و کانی‌های شنی، پتانسیل قرار دادن کانی‌های سولفیدی در معرض اکسیداسیون و تولید AMD را دارد. پسماندهای معدنی، استوک پایل کانه‌ها^۱، سنگ‌های پسماند و پایل‌های شستشوی توده ای^۲ منابع بالقوه برای ایجاد اسید هستند. فعالیتهای زیرزمینی، ادیت‌های معدنی^۳، شفت‌ها^۴، دیواره‌های پیت^۵ و کف پیت‌ها^۶ نیز در ایجاد AMD مؤثرند (شکل ۱-۲). در این مکان‌ها آب معدن از طریق واکنش آب‌های جوی یا زیرزمینی با سولفیدهای رخنمون یافته اسیدی می‌گردد.

تمام فعالیتهایی که به رخنمون یافتن سولفیدها می‌انجامد سبب تولید AMD نمی‌شود. در ضمن تنها AMD نیست که سبب تولید آلودگی و رها شدن آن در طبیعت می‌گردد بلکه آب‌های خنثی و بازی نیز آسیب‌هایی به محیط زیست وارد می‌کنند.

¹ Ore stockpiles

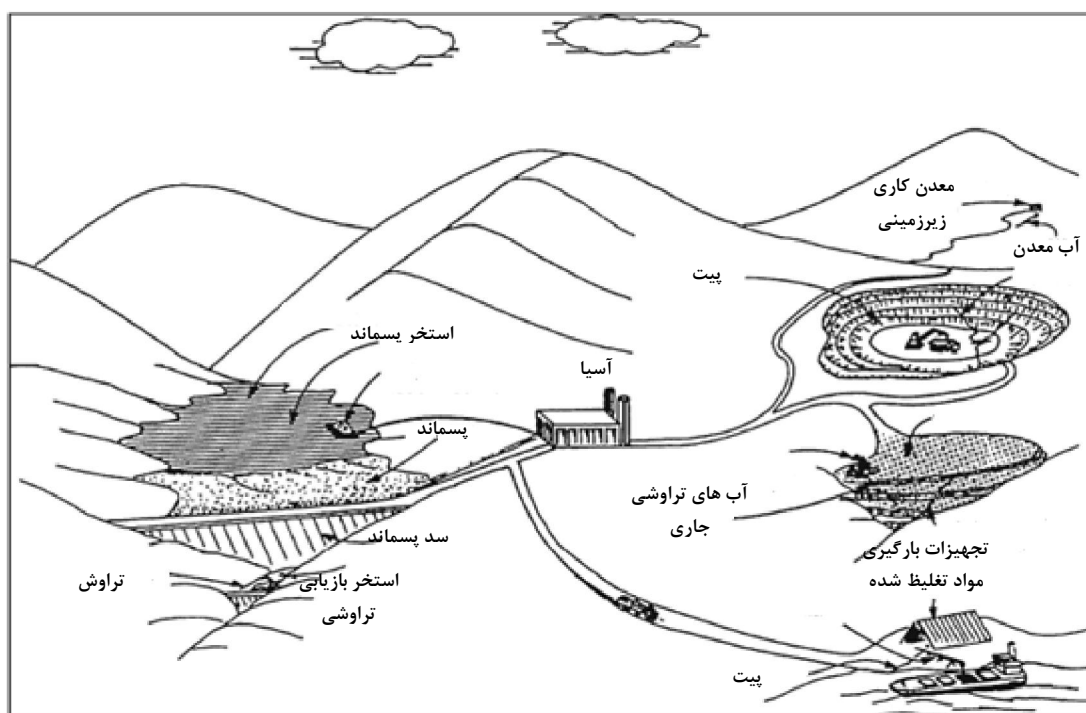
² Heap leach piles

³ Mine adits

⁴ Shafts

⁵ Pit walls

⁶ Pit floor



شکل ۱-۲: منابع تولید کننده AMD در یک معدن فلزی [۲۳]

۱-۸-۲- مکانیزم تولید AMD توسط سولفیدها

کانی‌های سولفیدی جزء اقلیت تشکیل دهنده پوسته زمین می‌باشند. در برخی از محیط‌های زمین‌شناسی، سولفیدها قسمت اعظم سنگ‌ها را تشکیل می‌دهند. به طور خاص در کانسارهای فلزی مانند مس، سرب، روی، طلا، نیکل، اورانیوم و آهن، فسفات‌ها، رگه‌های زغالی، شیل‌های نفتی و کانسارهای شنی، سولفیدها به فراوانی یافت می‌شوند. سولفیدها در شرایط احیایی بسیار قوی مقاومت اما قرار گرفتن در شرایط اکسیداسیون مقاومت آن‌ها را پایین آورده و طی مکانیزم‌های اکسیداسیونی، آن‌ها را تخریب کامل می‌نماید.

پیریت فراوان‌ترین کانی سولفیدی است که تقریباً در تمامی محیط‌های زمین‌شناسی حضور داشته و عموماً همراه با زغال و کانسارهای فلزی می‌باشد. هوازدگی این کانی در محدوده معدن سبب بزرگترین مشکل زیست محیطی مواجه با صنعت معدنکاری یعنی پساب اسیدی معدن می‌شود.

اکسیداسیون پیریت زمانی اتفاق می‌افتد که این کانی در معرض اکسیژن قرار گیرد [۲۴]. اکسیداسیون پیریت امکان دارد با مشارکت میکروارگانیسم‌ها باشد (زیستی^۱)، و یا بدون حضور میکروارگانیسم‌ها، به صورت یک روند اکسیداسیون شیمیایی (غیر زیستی^۲) اتفاق افتد. تجزیه زیستی و غیر زیستی پیریت، یا توسط اکسیژن (اکسیداسیون مستقیم) و یا اکسیژن و آهن (اکسیداسیون غیر مستقیم)، روی می‌دهد. آهن در هر دو حالت دو و سه ظرفیتی نقش اساسی در اکسیداسیون غیر مستقیم پیریت ایفا می‌نماید. مکانیزم‌های متفاوت اکسیداسیون پیریت را می‌توان این گونه خلاصه کرد [۱۸]:

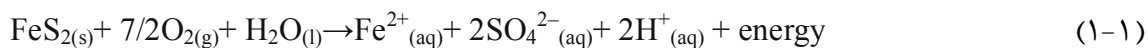
۱- اکسیداسیون با اکسیژن (اکسیداسیون غیر زیستی مستقیم)

۲- اکسیداسیون با اکسیژن در حضور میکروارگانیسم‌ها (اکسیداسیون زیستی مستقیم)

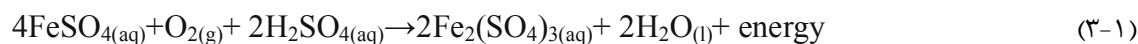
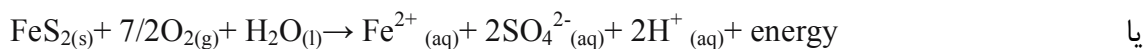
۳- اکسیداسیون با اکسیژن و آهن (اکسیداسیون غیر مستقیم غیر زیستی)

۴- اکسیداسیون با اکسیژن و آهن در حضور میکروارگانیسم‌ها (اکسیداسیون زیستی غیرمستقیم)

واکنش‌های شیمیایی معمولاً برای توصیف مکانیزم‌های مختلف اکسیداسیون به کار می‌روند. در اکسیداسیون مستقیم زیستی و غیر زیستی (واکنش‌های ۱-۱ و ۲-۱)، اکسیژن مستقیماً پیریت را اکسید می‌نماید:

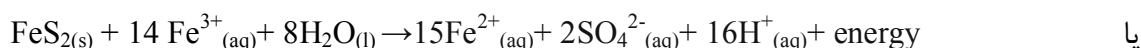
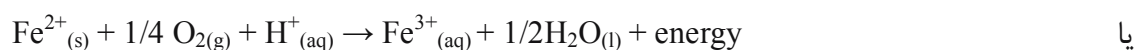


این واکنش با اکسیداسیون غیر مستقیم (واکنش‌های ۳-۱ و ۴-۱) کامل می‌گردد. اکسیداسیون غیر مستقیم پیریت با دخالت یون‌های Fe^{3+} و اکسیژن در سه مرحله انجام می‌گیرد. واکنش‌هایی که در ادامه می‌آید، عمومی‌ترین واکنش‌هایی هستند که برای توصیف این پدیده به کار می‌روند [۱۸]:



¹ Biotic

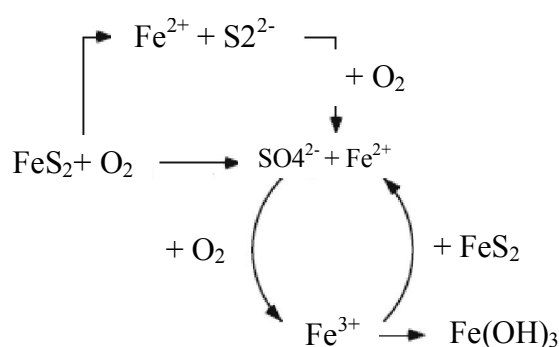
² Abiotic



واکنش‌های ۲-۱ تا ۴-۱ انرژی آزاد می‌کنند. اکسیداسیون غیر مستقیم پیریت گرمازا است. در مرحله ابتدایی (واکنش ۲-۱)، پیریت توسط اکسیژن اکسید شده و یون‌های آهن دو ظرفیتی محلول، سولفات و هیدروژن ایجاد می‌شوند. رها شدن یون‌های هیدروژن به همراه آنیون‌های سولفات، سبب اسیدی شدن محیط می‌گردد.

مرحله دوم (واکنش ۳-۱) اکسیداسیون یون Fe^{2+} به Fe^{3+} توسط اکسیژن در pH پایین را نمایش می‌دهد. در واکنش سوم ۴-۱، پیریت به کمک Fe^{3+} تولید شده در واکنش ۳-۱ اکسید می‌شود. اکسیداسیون پیریت با Fe^{3+} نیز، در ادامه، Fe^{2+} بیشتر ایجاد می‌نماید.

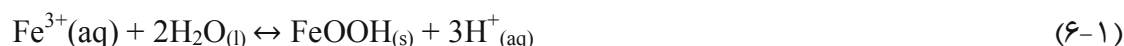
واکنش‌های ۳-۱ و ۴-۱ یک چرخه پیوسته ایجاد می‌نمایند که در آن دائماً Fe^{2+} به Fe^{3+} تبدیل شده و Fe^{3+} تولید شده باعث اکسیداسیون پیریت و تولید Fe^{2+} می‌گردد (شکل ۲-۱). اکسیداسیون پیریت با Fe^{3+} تا زمانی که منبع تأمین کننده پیریت یا Fe^{3+} تمام شود، ادامه می‌یابد.



شکل ۳-۱: نمودار ساده مسیرهای واکنشی برای اکسیداسیون پیریت [۱۸]

فراوانی Fe^{3+} به pH محیط بستگی دارد. حلالیت Fe^{3+} در آب‌های خنثی و قلیایی بسیار پایین است. بنابر این غلظت Fe^{3+} در این محیط‌ها بسیار پایین بوده و در نتیجه شانس اکسیداسیون پیریت توسط Fe^{3+} در آن‌ها بسیار کم است. همچنین غلظت Fe^{3+} محلول با افزایش pH کاهش می‌یابد که این

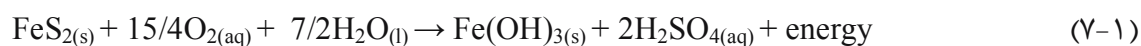
موضوع به دلیل تشکیل رسوب هیدروکسیدهای آهن و اکسی هیدروکسیدها می‌باشد. به عبارت دیگر اگر pH بالاتر از ۳ شود، واکنش‌های زیر اتفاق خواهد افتاد [۱۸]:

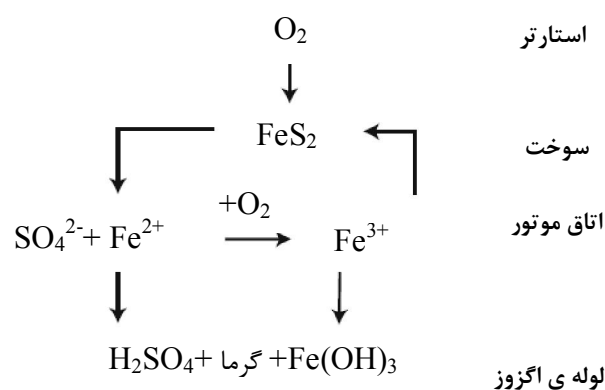


رسوب Fe^{3+} محلول (واکنش‌های ۵-۱ و ۶-۱) سبب آزاد سازی یون‌های هیدروژن در آب و افزایش اسیدیته آن می‌گردد. این واکنش‌ها pH را پایین آورده و به Fe^{3+} اجازه می‌دهد که همچنان به صورت محلول در آب باقی بماند. Fe^{3+} محلول در ادامه سبب اکسیداسیون پیریت می‌گردد (واکنش ۴-۱) که در نتیجه pH باز هم کاهش می‌یابد [۱۸].

واکنش‌های ۱-۱ تا ۶-۱ نشان می‌دهند که در حضور اکسیژن، Fe^{2+} و S^{2-} موجود در پیریت، اکسید شده و رسوب هیدروکسید آهن، اکسی هیدروکسید و یون‌های سولفات و هیدروژن محلول ایجاد می‌نمایند. Fe^{3+} و اکسیژن، اکسید کننده‌های اصلی پیریت هستند. اکسیداسیون پیریت تا زمانی که یکی از عوامل اصلی واکنش (اکسیژن، Fe^{3+} یا پیریت) حذف گردد و یا pH آب افزایش یابد، ادامه خواهد یافت [۱۸].

مجموعه واکنش‌های اکسیداسیون پیریت (واکنش‌های ۱-۱ تا ۶-۱)، به عنوان موتور محرک تولید AMD شناخته می‌شوند (شکل ۴-۱). پیریت، Fe^{3+} و اکسیژن نقش سوخت را دارند. اکسیژن نقش استارتر موتور را نیز برعهده دارد. هیدروکسیدهای آهن ۳، اسید سولفوریک و گرما از لوله خروجی (اگزوز) این موتور بیرون می‌آیند. این مدل ساده از اکسیداسیون غیر مستقیم پیریت (واکنش‌های ۱-۱ تا ۶-۱) در واکنش کلی زیر خلاصه شده است [۱۸]:





شکل ۱-۴: نمایش شماتیکی موتور AMD [۱۸]

سرعت اکسیداسیون پیریت به خصوصیات کانی شناسی، عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خارجی بستگی دارد. خصوصیات کانی شناسی شامل اندازه ذرات، تخلخل، سطح جانبی، کریستالوگرافی و عناصر موجود در پیریت می‌باشد. عوامل خارجی شامل حضور یا عدم حضور سایر سولفیدها و میکروارگانیزم‌ها، غلظت اکسیژن و دی اکسید کربن، دما، pH و نسبت Fe^{2+}/Fe^{3+} موجود در آب می‌باشد. بهترین عامل اکسید کننده پیریت Fe^{3+} محلول می‌باشد و نه اکسیژن، چرا که Fe^{3+} بسیار سریع تر از اکسیژن پیریت را اکسید می‌کند [۲۵].

تخریب سریع پیریت می‌تواند مقادیر زیادی اسید تولید نموده، باعث جابجایی فلزات و شبه فلزات گردد و در نتیجه سبب تولید AMD و تأثیرات منفی بر محیط زیست شود. به عنوان راه حل، اگر نرخ اکسیداسیون پیریت کاهش یابد، در نتیجه تولید اسید و آلاینده‌های محلول در آن در طول زمان طولانی رخ داده و خطر AMD کمتر خواهد بود.

۱-۸-۳- تأثیرات زیست محیطی AMD

AMD حاصل از سدهای پسماند، دمپ‌های پسماند معادن^۱، پایل‌های شستشوی توده ای و استوک پایل‌های کانه‌ها^۲ به دلیل همراه داشتن مواد جامد معلق و آلاینده‌های حل شده مانند اسید، نمک‌ها، فلزات سنگین، متالوئیدها و سولفات نباید در طبیعت رها گردد. تخلیه کنترل نشده آب‌های AMD در

^۱ Mine waste dumps

^۲ Ore stockpiles

طبیعت، بر آب‌های سطحی، زندگی آبزیان، خاک، رسوبات و آب‌های زیرزمینی تأثیرات خیلی بدی دارد.

۱-۳-۸-۱- آلودگی آب‌های سطحی

آزاد شدن AMD با غلظت بالای فلز و نمک آن استفاده از جریان‌های پایین دست را برای ماهیگیری، آبیاری و سایر مقاصد تحت تأثیر قرار می‌دهد (جدول ۱-۲).

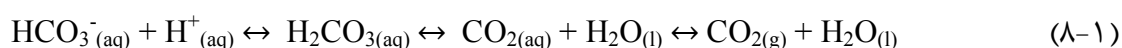
جدول ۱ - ۲: خصوصیات اصلی AMD و تأثیرات زیست محیطی آن [۱۸]

ویژگی	گونه‌های شیمیایی	گستره غلظت در محلول	اثرات زیست محیطی
اسیدیته	H ⁺	pH < ۴/۵	فقدان بی کربنات برای ارگانسیم‌های فتوسنتز کننده، مرگ و میر جانوران و گیاهان، کاهش کیفیت آب آشامیدنی، خوردگی تأسیسات ساخت بشر، حرکت یون‌های فلزی
رسوبات آهن	Fe ²⁺ , Fe ³⁺ Fe(OH) ₃₍₅₎	(۱-۹ تا ۱۰۰) × ۱۰ ^۳ mg/L	افزایش کدورت با افزایش pH آب و رسوب نمک‌های آهن، کاهش نور نفوذ کننده به داخل آب، خفگی ارگانسیم‌های آب‌های عمیق
فلزات سنگین محلول و شبه فلزات	Cu, Zn, Cd, Co Ni, Hg, As, Sb	(۰/۱ تا بیش از ۱-۹) × ۱۰ ^۴ mg/L	آلودگی آب و خاک، مرگ و میر جانوران و گیاهان، کاهش کیفیت آب آشامیدنی
TDS	Ca, Mg, K, Na Fe, Al, Si, Mn و سولفات	(۱-۹ تا بیش از ۱۰۰) × ۱۰ ^۴ mg/L	کاهش کیفیت آب آشامیدنی، کاهش کیفیت stockwater، آلودگی خاک و رسوبات، ایجاد لایه بر روی تأسیسات ساخت بشر به هنگام رسوب TDS به شکل نمک

در ابتدای فصول ریزش باران (فصول تر)، مقادیر بالای اسیدیته و فلزات، رسانایی، جامدات معلق و کدورت مشاهده می‌گردد. به خصوص اولین رگبار می‌تواند تأثیر زیادی بر اکوسیستم پایین دست و موجودات زنده آن وارد آورد.

۸-۳-۲- تأثیر بر زندگی آبزیان

اسیدیته بالای AMD می‌تواند سامانه طبیعی خنثی سازی کربناته^۱ که گستره pH آب‌های طبیعی را تنظیم می‌نماید، تخریب کند. با ورود بیش از اندازه یون‌های H⁺ و آب، بی کربنات به اسید کربنیک و سپس به آب و دی اکسید کربن تبدیل می‌گردد (واکنش ۸-۱).



ارگانسیم‌های آبی فتوسنتز کننده^۲ از بی کربنات به عنوان منبع کربن غیر آلی استفاده می‌نمایند. بنابر این فقدان بی کربنات اثر منفی بر آن‌ها خواهد داشت. آن‌ها در pH پایین تر از ۴/۳ زنده نخواهند ماند [۲۶]. به علاوه تا زمانی که یون‌های فلزات سنگین به صورت محلول در آب باشند برای ارگانسیم‌ها در دسترس هستند و غلظت بالای آن‌ها سبب کشته شدن آبی‌ها گردیده و تهدیدی برای سلامتی انسان‌ها و حیوانات محسوب می‌شود [۲۷].

۸-۳-۳- آلودگی آب‌های زیرزمینی

AMD تأثیر بیشتری بر آب‌های زیرزمینی نسبت به آب‌های سطحی دارد [۱۸]. آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌تواند حاصل فعالیت‌های معدنکاری، سدهای پسماند سولفیدی، تپه سنگ‌های پسماند، پایل‌های شستشوی توده ای، استوک پایل‌های کانه‌ها، هیپ‌های پسماند ی زغال، حوضچه‌ها و خاک‌های آلوده باشد [۲۸].

آب آلوده می‌تواند از معادن یا محل دفن پسماندها به سفره آب‌ها منتقل شود، به خصوص زمانی که پسماندها بدون پوشش بوده و یا لایه‌های کف مکان حضور آن‌ها تراوا باشد. در این صورت آب به

¹ Natural bicarbonate buffer system

² Photosynthetic

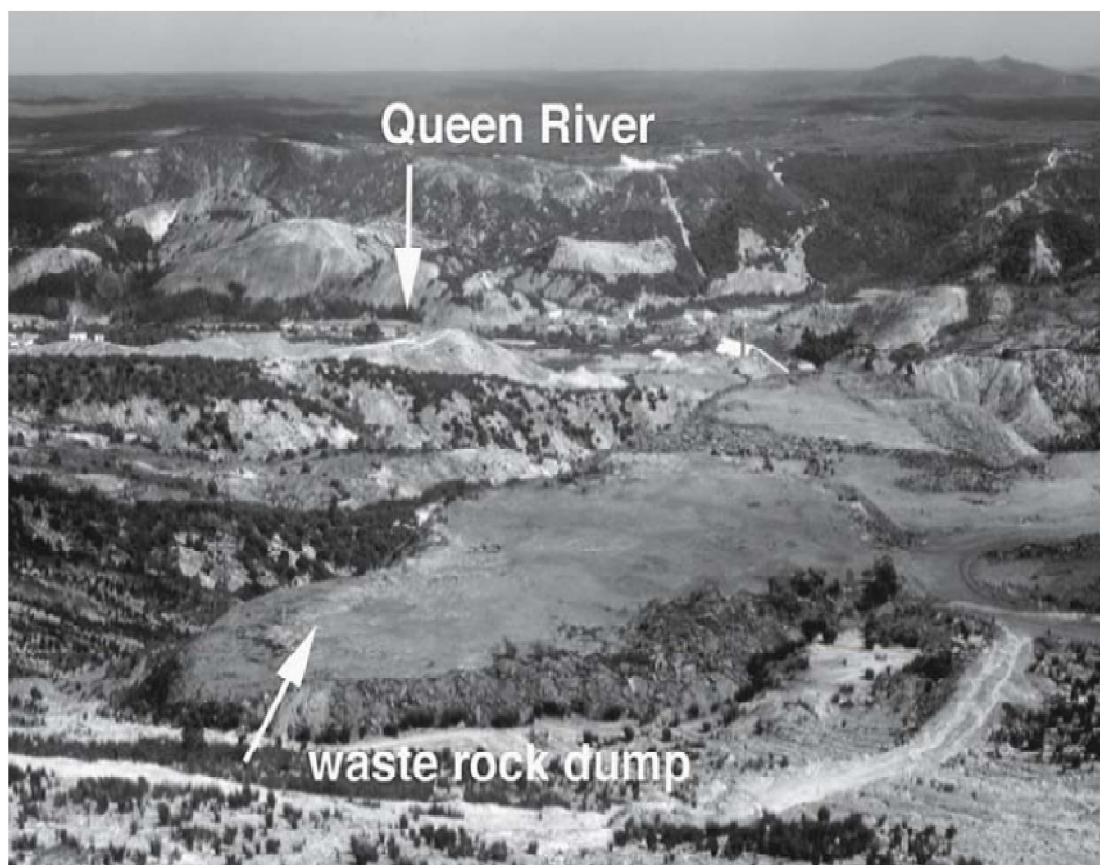
پایین نفوذ نموده و وارد سفره‌های زیرین می‌گردد. غلظت‌های قابل توجهی از فلزات، سولفات‌ها، شبه فلزات و سایر آلاینده‌ها در آب زیرزمینی که از مکان معدنکاری و دفع پسماندهای سولفیدی عبور نموده است مشاهده می‌شود. نرخ مهاجرت این آب‌های حاوی آلاینده‌ها بسیار متغیر بوده و به خصوصیات فیزیکی سفره آب و یا ماده آلاینده بستگی دارد.

۱-۸-۴- تصفیه AMD

AMD یک منبع بسیار مهم آلودگی است که از معادن نشأت گرفته و مدت‌ها پس از پایان عملیات معدنکاری در طبیعت باقی می‌ماند (شکل ۱-۵). معادن تاریخی که مدت‌ها از پایان عملیات معدنکاری در آن‌ها می‌گذرد هزینه‌های زیادی را برای کشورها ایجاد نموده‌اند. این هزینه‌ها در گوشه کنار جهان تخمین زده شده است به طوری که در کانادا ۴۰۰۰ میلیون دلار آمریکا، در آمریکا ۲۰۰۰ تا ۳۵۰۰ میلیون دلار آمریکا، در آلمان غربی ۶۰۰۰ میلیون دلار آمریکا برای معادن اورانیوم، در سوئد ۳۰۰۰ میلیون دلار آمریکا و در استرالیا ۵۰۰ میلیون دلار آمریکا می‌باشد. هزینه کل تحمیل شده مربوط به AMD در کل دنیا بیش از ۱۰۰۰۰ میلیون دلار آمریکا تخمین زده می‌شود.

تنها در آمریکا صنعت معدنکاری بیش از یک میلیون دلار در هر روز برای تصفیه AMD هزینه می‌نماید. با این تفاسیر کاهش دادن و یا جلوگیری از اکسیداسیون سولفیدها در محل، بهتر از تصفیه آب‌های حاوی AMD می‌باشد. جلوگیری از اکسیداسیون سولفیدها همچنین می‌تواند حجم آب‌های حاوی AMD تولید شده را نیز کاهش دهد. هر چقدر کنترل اکسیداسیون سولفیدها بیشتر باشد تولید AMD کمتر خواهد شد [۱۸].

همانند روش‌های کنترل کننده پسماندهای سولفیدی، تکنولوژی‌های تصفیه AMD نیز به مکان آن بستگی داشته و عموماً چندین روش به همراه هم برای دسترسی به موفقیت به کار گرفته می‌شوند.



شکل ۱-۵: دمپ پسماند فاقد پوشش گیاهی در یک معدن مس در استرالیا. دمپ پسماند و فعالیت‌های معدنکاری مهمترین منابع وارد کننده AMD به رودخانه کوئینز می‌باشند. تخمین زده می‌شود با نرخ کنونی استخراج مس ۲۰۰۰ کیلوگرم در روز، تولید AMD برای ۶۰۰ سال دیگر نیز ادامه خواهد داشت [۲۹].

روش‌هایی که آزمایش خود را با موفقیت پس داده اند شامل تبخیر^۱، خنثی سازی^۲، استفاده از تالاب‌ها^۳ و آزادسازی کنترل شده^۴ و رقیق سازی با آب‌های طبیعی^۵ می‌باشد. روش‌های پیشرفته تری نیز هستند که عبارتند از:

تبادل یونی (حذف فلزات توسط زمینه‌های متبادل کننده یونی مانند رزین‌ها و پلیمرها)، الکترولیز (بازیابی فلزات با استفاده از الکترودها)، جذب بیولوژیک (حذف فلزات با استفاده از توده‌های بیولوژیک) و استخراج توسط حلال‌ها (حذف فلزات خاص با حلال‌ها) [۱۸].

¹ Evaporation

² Neutralization

³ Wetlands

⁴ Controlled release

⁵ Dilution by natural waters

بسیاری از روش‌های تصفیه ای جدید امکان اجرا در مقیاس صنعتی را ندارند و تنها در برخی معادن و یا در مقیاس تجربی و آزمایشگاهی کاربرد دارند.

هر دو گروه روش‌های نوین و روش‌های کلاسیک تصفیه AMD برای اهداف زیر طراحی شده اند [۱۸]:

۱- کاهش حجم

۲- افزایش pH

۳- کاهش غلظت سولفات و یون‌های حل شده

۴- کاهش دسترسی موجودات زنده به فلزات موجود در محلول‌ها

۵- اکسیداسیون و یا احیای محلول

۶- جمع آوری، انهدام یا ایزوله نمودن پساب معدن و یا هر گونه لجن حاوی فلز

روش‌های تصفیه AMD به دو گروه فعال و غیر فعال نیز تقسیم می‌شوند [۱۸].

تصفیه فعال^۱: سیستم تصفیه فعال مانند خنثی سازی توسط آهک نیاز به افزودن واکنشگرهای شیمیایی به صورت پیوسته، نظارت مداوم و همچنین وسایل مکانیکی برای مخلوط نمودن واکنشگرها با پساب دارد.

تصفیه غیر فعال^۲: مانند استفاده از تالاب‌ها، بیورآکتورها^۳ و زهکش توسط سنگ آهک تحت شرایط غیر هوازی^۴

از روش‌های بیولوژیک و شیمیایی برای کاهش غلظت فلزات حل شده و خنثی سازی اسیدیته آن استفاده می‌نمایند. این روش‌ها واکنشگر، نظارت و وسایل مکانیکی کمی لازم دارند.

روش‌های تصفیه فعال مانند خنثی سازی و روش‌های تصفیه غیر فعال مانند تالاب مصنوعی سبب رسوب فلزات سنگین از AMD شده و مقادیر زیادی لجن تولید می‌نمایند. این لجن باید یا منهدم

¹ Active treatment

² Passive treatment

³ Bioreactors

⁴ Anoxic limestone

گردد و یا برای بازیابی فلز، دوباره تصفیه گردد. در حقیقت بازیابی فلزات از لجن می‌تواند هزینه تصفیه آب را تأمین نماید [۱۸].

۹-۱- فلزات سنگین

فلزات سنگین زیر مجموعه ای از فلزات هستند که تعاریف زیادی برای آن‌ها پیشنهاد کرده اند. این تعاریف بر اساس چگالی، عدد اتمی، وزن اتمی، برخی خصوصیات شیمیایی و همچنین سمی بودن آن‌ها ارائه گردیده، با این حال عبارت فلز سنگین در گزارش فنی^۱ IUPAC بی معنی و گمراه کننده تلقی شده است. گاهی واژه فلزات سمی^۲ نیز برای این گروه از فلزات به کار رفته که هیچ موقع مورد توافق جمعی نبوده است [۳۰].

اما آنچه بسیاری از تعاریف بر روی آن توافق دارند چگالی بالای ($> 5 \text{ g.cm}^{-3}$) این گروه از فلزات می‌باشد. آهن، مس، سرب، روی، قلع، نیکل، کبالت، مولیبدن، تنگستن، جیوه، کادمیوم، ایندیوم و تلوریوم از جمله فلزات سنگین هستند [۱۹].

۴ منبع بزرگ و شناخته شده فلزات سنگین که مستقیماً با فعالیت‌های انسانی در ارتباطند عبارتند از [۳۲]:

۱- پساب اسیدی معدن (AMD) که در اثر فعالیت‌های معدنکاری ایجاد می‌گردد.

۲- صنعت آبکاری^۳

۳- تولید انرژی با سوخت‌های زغالی

۴- فعالیت‌های هسته ای همراه با معدنکاری اورانیوم و فراوری آن و تولید پسماند

از سایر صنایع که این نوع آلودگی را ایجاد می‌نمایند می‌توان به کود شیمیایی، دباغی، باطری سازی، کاغذ سازی، ساخت حشره کش‌ها و... اشاره نمود [۲].

^۱ International Union of Pure and Applied Chemistry

^۲ Toxic metal

^۳ Electroplating

بسیاری از فلزات ایجاد شده توسط فعالیت‌های فوق به صورت کاتیون‌های ساده در طبیعت حضور دارند. دو دلیل عمده برای تمایل به حذف فلزات از محلول‌های آبی عبارت است از [۳۳]:

۱- حذف سمیت آنها (جنبه زیست محیطی)

۲- بازیابی فلزات ارزشمند (جنبه اقتصادی)

۱-۱۰- آلودگی فلزات سنگین

دو عصر از اعصار تاریخ تمدن بشری را با فلزی که در آن دوره شناخته و استفاده شده، نامگذاری نموده اند. بنابر این می‌توان آغاز مشکل آلودگی فلزات سنگین را مربوط به آن عصرها دانست. با این همه، استفاده زیاد از فلزات و به طبع آن آغاز آلودگی حاصل از آن مربوط به دوران بعد از انقلاب صنعتی می‌باشد. به جرأت می‌توان گفت امروزه در دوران حذف آلودگی حاصل از فلزات سنگین می‌باشیم. فلزات می‌توانند به دو صورت طبیعی و یا در اثر فعالیت‌های انسانی در آب، خاک و هوا پراکنده شوند. انگیزه‌ها برای کنترل افزایش غلظت فلزات سنگین در طبیعت زیاد می‌باشد. برخی از این فلزات برای محیط زیست و سلامت جانداران مضر بوده (مانند کروم، سرب، آرسنیک، کادمیوم و جیوه)، برخی از آن‌ها سبب خوردگی شده (مانند سرب و روی) و برخی دیگر به جهات دیگر مضر هستند [۳۰]. این فلزات به دلیل سمیت، تمایل به حضور در ساختار گیاهان و ماندگاری در طبیعت نگرانی‌های بسیاری را متوجه خود نموده اند [۲].

از نظر اتحادیه اروپا ۱۲ عنصر که بیشترین نگرانی را ایجاد می‌نمایند عبارتند از: کروم، کبالت، کادمیوم، آرسنیک، تلوریوم، قلع، سرب، نیکل، منگنز، جیوه، روی و مس. برخی از این عناصر در مقدار بسیار کم برای انسان‌ها لازم هستند (نیکل، کروم، مس و کبالت)، در حالی که بقیه سرطانزا یا سمی بوده و یا بر سیستم اعصاب مرکزی (جیوه، آرسنیک و سرب)، کلیه‌ها و کبد (مس، کادمیوم، سرب و جیوه)، پوست، استخوان و یا دندان‌ها (کادمیوم، کروم و نیکل) آسیب می‌رسانند [۳۰].

در جدول ۱-۳ برخی تأثیرات گروهی از این فلزات بر محیط زیست را می‌توان مشاهده کرد. همچنین در جدول ۱-۴ برخی دیگر از فلزات سنگین سمی و مقدار مجازشان در طبیعت دیده می‌شود. در ادامه یون‌های مس و منگنز و اثرات آنها جداگانه مورد بررسی قرار گرفته است. لازم به ذکر است که شرایط زیست محیطی مانند دما، pH، سختی آب و... بر سمیت آن‌ها تأثیر گذار می‌باشد.

جدول ۱-۳: تأثیر بارز فلزات سنگین در آب شیرین [۳۴]

غلظت (mg/L)	تأثیر	گونه آسیب دیده	فلز
۲۲	۹۶ h LC _{۵۰}	کپور معمولی	کادمیوم
۵۹	۹۶ h LC _{۵۰}	قزل آلا	کروم
۳.۴	۹۶ h LC _{۵۰}	قزل آلا	سرب
۴۵	۹۶ h LC _{۵۰}	قزل آلا ی رنگین کمانی	نیکل

LC_{۵۰} به این معناست که این غلظت برای ۵۰٪ ارگانیسم‌ها در زمان داده شده کشنده است.

جدول ۱-۴: حدود مجاز فلزات سنگین سمی [۲]

آلودگی فلزی	حدود مجاز برای خروجی صنعتی (mg/L)		حدود مجاز در جوامع بین المللی (µg/l)		
	WHO	USEPA	WHO	USEPA	
آرسنیک	۰/۲	۰/۲	۱۰	۵۰	
جیوه	۰/۰۱	۰/۰۱	۱	۲	
کادمیوم	۲	۱	۳	۵	
سرب	۰/۱	۱	۱۰	۵	
کروم	۰/۱	۲	۵۰	۱۰۰	
نیکل	۳	۳	-	-	
روی	۵	۱۵	-	-	
مس	۳	۳	-	۱۳۰۰	

۱-۱۰-۱- کادمیوم

کادمیوم فلزی بسیار سمی و سرطان زا است که در انسان‌ها می‌تواند موجب تنگی نفس، تصلب بافت شش‌ها، کاهش وزن و آسیب‌های جدی بر کلیه‌ها و استخوان‌ها گردد. به این دلیل سازمان بهداشت

جهانی مقدار مجاز آن برای ورود و جذب به بدن را ۰/۴ تا ۰/۵ میلی گرم در هفته اعلام نموده است [۳۴].

۱-۱۰-۲- کروم

سمیت کروم به میزانی است که آژانس محافظت از محیط زیست آمریکا آن را در لیست آلاینده‌های بسیار مهم قرار داده است. در محیط آبی این فلز می‌تواند به دو صورت سه و شش ظرفیتی حضور داشته باشد که نوع شش ظرفیتی سمیت بیشتری دارد [۳۴]. این فلز سبب ایجاد تومورهای ریوی، سرطان و آماس‌های پوستی می‌گردد [۲].

۱-۱۰-۳- کبالت

کبالت عموماً در لیست فلزات سنگین مضر برای طبیعت قرار نمی‌گیرد. در حقیقت آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا به دلیل فقدان اطلاعات در مورد سمیت کبالت، در معیارهای کیفی آب به این فلز اشاره ای نکرده است [۳۴].

۱-۱۰-۴- منگنز

مسمومیت با منگنز باعث نقصان در مهارت‌های حرکتی و شناختی اشخاص می‌گردد. مطالعه ای در سال ۲۰۰۵ برای بررسی ارتباط احتمالی بین تنفس منگنز و سیستم اعصاب مرکزی موش‌ها انجام شد و وجود ارتباطاتی را تأیید نمود. از اوایل قرن نوزدهم نوعی بیماری آسیب زنده به سیستم عصبی مانند پارکینسون در میان معدنکاران و ذوب کارانی که به مدت طولانی در معرض منگنز بودند شیوع و به مانگانیزم^۱ شهرت یافت [۳۴].

^۱ Manganism

۱-۱۰-۵- مس

برای انسان‌ها، مس یک فلز ضروری بوده و حضور آن برای تنظیم فرآیندهای زیستی بدن لازم است. با این حال مقادیر بالای این فلز می‌تواند مضر و حتی کشنده باشد. جذب مقادیر بالای مس توسط بدن و تجمع آن در مغز، پوست، کبد، پانکراس و عضلات قلب می‌تواند سبب ابتلا به بیماری ویلسون گردد [۳۳]. همچنین سردرد، شکم درد، تحریک و سوزش گوش و حلق و بینی، سرگیجه و اسهال از دیگر عوارض قرار گرفتن بیش از حد در معرض مس می‌باشد [۲]. در مواردی خوردن غذا با pH پایین (اسیدی) که در ظرف مسی پخت شده، سبب بروز مسمومیت‌هایی گردیده است [۳۴].

۱-۱۰-۶- سرب

سرب فلزی سمی برای انسان‌ها و سایر جانداران به خصوص آبزیان می‌باشد. در محیط آبی بیشتر به حالت غیر آلی دو ظرفیتی مشاهده می‌شود. همچنین سرب می‌تواند به صورت ۴ ظرفیتی یافت شود. اختلالات روانی مانند هیجان، افسردگی و کج خلقی جزء اولین علائم مسمومیت با سرب می‌باشد. همچنین در خردسالان عموماً در بافت‌های بدن تجمع نموده و مشکلات فراوانی به وجود می‌آورد. فشار خون بالا، کاهش اشتها، مشکلات کلیوی، کاهش ضریب هوشی کم خونی و آسیب‌های مغزی از جمله این مشکلات است [۲].

۱-۱۰-۷- جیوه

مسأله آلودگی جیوه بیش از ۴ دهه است که به طور گسترده مورد بررسی قرار دارد. با وجود این که قرن‌هاست جیوه به عنوان فلزی سمی برای انسان‌ها و حیوانات شناخته شده است اما تا اواخر دهه ۵۰ چندان مورد توجه قرار نگرفت. در سال ۱۹۵۳ مرگ اسرار آمیز ۵۲ نفر در یک روستا که ساکنان آن ماهیگیر بودند در بندر میناماتا^۱ در ژاپن توجه دانشمندان را به مسمومیت از طریق جیوه جلب کرد. آن‌ها پس از تحقیقات گسترده به این نتیجه رسیدند که جیوه تولید شده در کارخانه پلاستیک

^۱ Minamata

سازی حوالی روستا وارد بدن ماهی‌هایی که ساکنان روستا از آن‌ها تغذیه می‌کردند گردیده و سبب مسمومیت و مرگشان شده است. درد شدید مفاصل، ایجاد خوردگی در پوست، آماس پوست، کم‌اشتهایی و آسیب به کلیه‌ها از دیگر عوارض این فلز می‌باشد [۲].

۱-۱۰-۸- نیکل

نیکل در انسان‌ها سبب عوارضی همچون برونشیت مزمن، عفونت سینوس‌ها و سرطان ریه می‌گردد [۲]. همچنین می‌تواند برای گیاهان نیز مسمومیت‌های قابل توجهی ایجاد نماید. به همین دلیل حضور آن در آب‌های ویژه زمین‌های کشاورزی باید با محدودیت همراه باشد. به علاوه این فلز به ماهی‌ها به خصوص آنهایی که در آب‌های شیرین زندگی می‌کنند می‌تواند آسیب‌هایی وارد کند [۳۴].

۱-۱۰-۹- نقره

نقره به مانند یک کشنده باکتری قوی عمل می‌کند. در حقیقت، در زمان‌های قدیم از این خصوصیت برای جلوگیری از فساد شراب، ضد عفونی کننده در جراحی‌ها و گندزدا استفاده می‌نمودند. با این حال تخلیه نقره در طبیعت باید محدود گردد. نه صرفاً به خاطر قیمت نقره بلکه به خاطر تأثیرات احتمالی آن بر میکروارگانیسم‌ها [۳۴].

۱-۱۰-۱۰- قلع

قلع عموماً جزء فلزات سنگین سمی محسوب نمی‌شود. با این وجود، می‌تواند تأثیرات منفی بر انسان‌ها بگذارد، هر چند این تأثیرات به شدت و مرگ‌آوری سایر فلزات اشاره شده در این بحث نمی‌باشد. از راه‌هایی که قلع از طریق آن وارد محیط زیست آبی-مانند رسوبات- می‌گردد، می‌توان به هوازدگی کانی‌ها درمعدان و همچنین ورود رنگ‌های حاوی ترکیبات قلع ارگانیک به محیط زیست اشاره کرد. قلع ارگانیک بیشترین سمیت و خطر را برای آبزیان به همراه دارد در حالی که قلع غیر آلی توسط باکتری‌ها متیله می‌گردد [۳۴].

۱-۱۰-۱۱- روی

استفاده از روی بسیار گسترده است. آلیاژ سازی و تولید ورقه‌های گالوانیزه از جمله صنایعی هستند که این فلز را وارد محیط زیست می‌نمایند. روی در بسیاری محیط‌ها مانند آب‌های طبیعی و حتی آب باران حضور دارد. خطر جدی برای سلامتی انسان به شمار نمی‌رود اما گاهی اوقات سبب ایجاد تب و بی‌خوابی می‌گردد. میزان مجاز روی در آب آشامیدنی 5 mg/L می‌باشد. همچنین محدودیت‌هایی در غلظت آن در آبی که در زمین‌های کشاورزی سرازیر می‌گردد، اعمال می‌شود [۳۴].

۱-۱۰-۱۲- رابطه با موجودات زنده

موجودات زنده به مقادیر متنوعی از فلزات سنگین احتیاج دارند. آهن، کبالت، مس، منگنز، مولیبدن و روی مورد نیاز انسان‌ها هستند. با این حال مقادیر زیاد آن‌ها می‌تواند مضر باشد. سایر فلزات سنگین مانند جیوه، پلوتونیوم و سرب فلزات سمی هستند که هیچگونه اثر مفید و حیاتی شناخته شده برای موجودات زنده نداشته و تجمع آن‌ها در طول زمان در بدن موجودات زنده می‌تواند سبب آسیب‌های جدی گردد.

برخی دیگر از فلزات وجود دارند که عموماً سمی بوده اما در شرایط خاص و یا برای برخی ارگانیسم‌های خاص مفیدند که از میان آن‌ها می‌توان به وانادیوم، تنگستن و حتی کادمیوم اشاره نمود.

۱-۱۱- آشنایی با انواع محیط‌ها و روش‌های کشت

۱-۱۱-۱- محیط کشت^۱

میکروارگانیسم‌ها نیز مانند تمام موجودات زنده برای انجام اعمال حیاتی خود به مواد غذایی احتیاج دارند. بنابراین محیط کشت باید ترکیبی از مواد و عناصر خاص باشد که در آن نیاز میکروارگانیسم را از نظر منابع کربن، انرژی، ازت و سایر فاکتورهای رشد برآورده نماید. همچنین pH و غلظت مناسب برای میکروب مورد نظر را تأمین نماید و به هنگام سترون شدن ارزش غذایی خود را از دست ندهد.

^۱ Culture media

محیط‌های کشت به سه حالت جامد، نیمه جامد و مایع وجود دارند. محیط کشتی که فاقد ماده سفت کننده باشد محیط کشت مایع^۱ نامیده می‌شود. جهت تهیه محیط‌های کشت جامد و نیمه جامد ضروریست مقداری آگار^۲ جهت سفت کردن به محیط کشت افزوده شود. اگر ماده سفت کننده (آگار) به محیط مایع حاوی باکتری اضافه شود سطح جامد و محکمی برای رشد میکروب‌ها فراهم می‌شود و سبب تشکیل کلنی‌های تک و مجزا از یک نوع میکروب می‌گردد که با استفاده از روش‌های ویژه جدا سازی می‌توان این کلنی‌ها را که حاوی سلول‌های گونه خاصی می‌باشند برداشت کرده و به محیط دیگری جهت کشت خالص انتقال داد که این خصوصیت محیط‌های کشت جامد دارای اهمیت فوق العاده‌ای بوده و مزیت‌هایی دارد که محیط‌های مایع فاقد آن هستند [۳۵].

از روش آگار مورب^۳ نیز برای تهیه کشت خالص استفاده می‌شود. بدین صورت که محیط کشت مذاب را در لوله آزمایش وارد کرده و آن را به صورت مورب قرار می‌دهند تا به حالت جامد در آید. سپس میکروب مورد نظر را بر روی سطح شیبدار آن کشت می‌دهند. اگر محیط کشت مذاب در لوله آزمایش به حالت عمودی بماند تا سرد شود آگار عمیق^۴ تشکیل می‌گردد که از آن جهت بررسی واکنش میکروارگانیسم‌ها به گاز اکسیژن استفاده می‌شود [۳۵].

۱-۱۱-۲- روش‌های کشت میکروارگانیسم‌ها

میکروارگانیسم‌ها موجوداتی هستند که در همه جا از جمله آب، هوا، خاک، سطح بدن موجودات دیگر، مواد غذایی، فاضلاب و... یافت می‌شوند. هرگاه بیش از یک میکروب در محیط مشاهده گردد در این صورت باید حتماً آن‌ها را از یکدیگر جدا نموده و کشت خالص^۵ تهیه نماییم. برای این کار لازم است میکروب‌ها را در محیط‌های مغذی مصنوعی کشت داده و خواص آن‌ها را مورد مطالعه قرار

^۱ Broth media

^۲ Agar

^۳ Slant agar

^۴ Deep tube agar

^۵ Pure culture

دهیم. محیط کشتی که فقط واجد یک نوع میکروارگانیسم باشد، محیط کشت خالص نامیده می‌شود. سه روش برای کشت دادن میکروارگانیسم‌ها و خالص سازی آن‌ها وجود دارد [۳۵]:

۱-۱۱-۲-۱- کشت خطی^۱

ابتدا آنس^۲ را برای استریل شدن روی شعله قرار داده تا کاملاً سرخ شود. سپس کمی صبر می‌کنیم تا خنک گردد. با رعایت تکنیک‌های ضد عفونی، از کلنی باکتری به وسیله آنس استریل برداشت کرده، آن را بر روی سطح محیط کشت آگاردار در منطقه یک قرار داده و به صورت متراکم خطوط عرضی ترسیم می‌نماییم. با دوباره استریل کردن آنس، کمی صبر می‌کنیم تا سرد شود. پلیت^۳ را به اندازه ۹۰ درجه چرخانده و آنس را در محلی در تماس با منطقه یک قرار می‌دهیم. سپس آن را چند بار در عرض منطقه ۲ می‌کشیم. دقت می‌کنیم که خطوط ابتدایی با منطقه یک در تماس باشند اما خطوط بعدی مستقل گردند. پس از آن آنس را حرارت داده و سرد می‌کنیم. پلیت را ۹۰ درجه چرخانده و کشت را از یک گوشه منطقه ۲ به منطقه ۳ می‌کشیم. در مرحله آخر، پس از استریل کردن و خنک نمودن آنس مجدداً پلیت را ۹۰ درجه چرخانده و کشت را از یک گوشه منطقه ۳ به منطقه ۴ می‌کشیم. در اثر حرارت دادن مکرر آنس، در هر یک از مراحل، از تراکم باکتری در هر منطقه کاسته می‌شود و این امر سبب ایجاد کلنی‌های مجزایی که دارای فاصله مناسب از یکدیگر هستند می‌گردد (شکل ۱-۶) [۳۵].

^۱ Spread culture

^۲ Loop

^۳ Plate



شکل ۱-۶: کشت خطی [۳۶]

۱-۱۱-۲-۲- روش جداسازی و تهیه رقت^۱

در این روش رقت‌های سریال از سوسپانسیون میکروبی تهیه می‌شود. سپس با استفاده از پیپت استریل، کشت‌های رقیق شده را به درون پلیت‌هایی که حاوی محیط مغذی آگاردار مذاب است وارد می‌نمایند. پلیت‌ها را به منظور مخلوط شدن سوسپانسیون میکروبی با محیط مغذی آگاردار با حرکت دورانی تکان می‌دهند تا محیط سرد گردد و به حالت جامد در آید (شکل ۱-۷) [۳۵]. توضیحات بیشتر در این مورد در بخش ۳-۱-۳ آمده است.

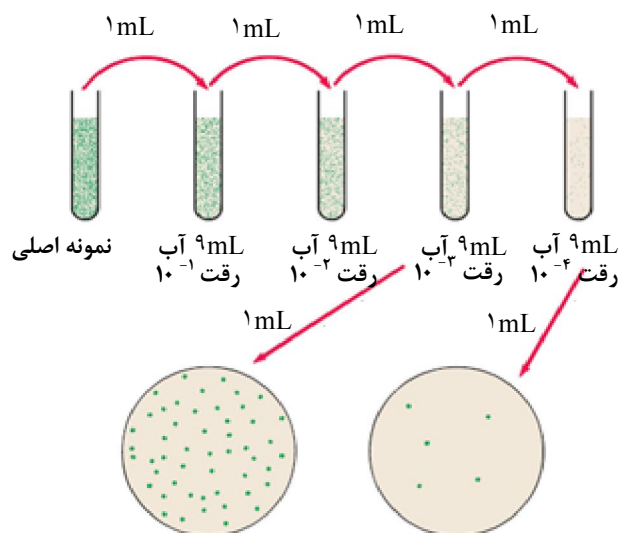
۱-۱۱-۲-۳- کشت گسترده^۲

در این روش از میکروارگانیسم‌های مخلوط که قبلاً رقیق شده اند، استفاده می‌گردد. همچنین جهت کشت دادن سلول‌ها در تمام سطح محیط جامد، پلیت را بر روی میز چرخشی خاصی به نام لیزی - سوزن^۳ قرار داده و از میله شیشه‌ای که به شکل L می‌باشد استفاده می‌کنند [۳۵].

^۱ Pour plate - loop

^۲ Spread plate

^۳ Lazy-susan



شکل ۱-۷: روش تهیه سری رقت؛ نمونه اصلی چندین بار رقیق می‌گردد تا میکروب خالص جدا گردد [۳۶]

۱-۱۲- زیست فناوری^۱

به طور کلی هر گونه کنش هوشمندانه بشر در آفرینش، بهبود و عرضه فرآورده‌های گوناگون با استفاده از جانداران، به ویژه از طریق دستکاری آن‌ها در سطح مولکولی در حیطه این مهم‌ترین، پاک‌ترین و اقتصادی‌ترین فناوری سده حاضر، زیست‌فناوری، قرار می‌گیرد. زیست‌فناوری از جمله واژه‌های پر سر و صدای سال‌های اخیر است. زیست‌فناوری را در یک تعریف کلی، به کارگیری اندامگان یا ارگانیسم یا فرآیندهای زیستی در صنایع تولیدی یا خدماتی دانسته‌اند. در تعریفی دیگر زیست‌فناوری را فنونی که از موجودات زنده برای ساخت یا تغییر محصولات، ارتقاء کیفی گیاهان یا حیوانات و تغییر صفات میکروارگانیسم‌ها برای کاربردهای ویژه استفاده می‌کند، دانسته‌اند [۳۱].

زیست‌فناوری به لحاظ ویژگی‌های ذاتی خود دانشی بین رشته‌ای است. کاربرد این گونه دانش‌ها در مواردی است که ترکیب ایده‌های حاصل در طی همکاری چند رشته به تبلور قلمرویی با نظام جدید می‌انجامد و زمینه‌ها و روش‌شناسی خاص خود را دارد و در نهایت حاصل برهم‌کنش بخش‌های گوناگون زیست‌شناسی و مهندسی است. زیست‌فناوری در اصل دارای دو جزء است: یک جزء آن در

^۱ Biotechnology

پی دستیابی به بهترین کاتالیزور برای یک فرآیند یا عملکرد ویژه است و جزء دیگر سامانه یا واکنشگری است که کاتالیزورها در آن عمل می‌کنند [۳۷].

۱-۱۲-۱- تاریخچه

واژه زیست‌فناوری نخستین بار در سال ۱۹۱۹ از سوی کارل ارکی^۱ به مفهوم کاربرد علوم زیستی و اثر متقابل آن در فناوری‌های ساخت بشر به کار برده شد. سابقه به‌کارگیری میکروارگانیسم‌ها برای تولید مواد خوراکی مانند سرکه، ماست و پنیر به بیش از ۸ هزار سال پیش برمی‌گردد. نقش میکروارگانیسم‌ها در تولید الکل و سرکه در سده پیش زمانی کشف شد که گروهی از بازرگانان فرانسوی در جست و جوی روشی بودند تا از ترش شدن شراب و آبجو هنگام جابه‌جایی آن‌ها با کشتی به نقاط دور جلوگیری کنند. آنان از لویی پاستور درخواست کمک کردند. لویی پاستور پی برد که مخمرها در خلأ قند را به الکل تبدیل می‌کنند. این فرآیند بی‌هوازی تخمیر نام دارد. او همچنین دریافت که ترشیدگی و آلودگی بر اثر فعالیت دسته ای باکتری که الکل را به سرکه تبدیل می‌کند روی می‌دهد [۳۱].

۱-۱۲-۲- کاربردهای زیست‌فناوری

کاربردهای سنتی زیست‌فناوری شامل اصلاح نباتات و دام، تهیه نان، ماست و پنیر بوده‌است. پس از آن با تولید پادزیست‌ها^۲، انسولین انسانی و هم‌اکنون با پیشرفت علم ژنتیک، دستکاری ژن‌ها و انتقال ژن یک موجود زنده به دیگری، کار با سلول‌های بنیادی و غیره، ظرفیت بهره‌گیری از این فناوری به گونه فزاینده‌ای افزایش یافته است [۳۱].

در حال حاضر با توجه به افزایش بی‌رویه جمعیت و نیاز به تأمین مواد غذایی این جمعیت رو به افزایش، زیست‌فناوری کشاورزی مورد توجه ویژه است و محصولات گوناگون کشاورزی مانند ذرت،

^۱ Karl Erky

^۲ Antibiotics

برنج، سویا، گوجه فرنگی، گندم و... با به کارگیری تکنیک‌های نوین تولید می‌شوند. همچنین زیست فناوری در افزایش تولید شیر و گوشت دام نیز مؤثر واقع شده است.

تأمین سلامت و بهداشت جمعیت بیش از شش میلیاردی ساکن کره زمین از طریق تولید داروهای نو ترکیب و واکسن‌ها، دستیابی به روش‌های درمان کم‌هزینه بیماری‌ها و یافتن درمان بیماری‌های بدون درمان و تشخیص سریع‌تر و مؤثرتر بیماری‌های گوناگون از جمله بیماری‌های ژنتیکی از وظایف زیست‌فناوری پزشکی است [۳۷].

کاربردهای زیست‌فناوری در صنعت که به تولید محصولات با صرف هزینه و انرژی و تولید ضایعات کمتر، می‌انجامد و از همه مهم‌تر، کمترین اثر سوء بر محیط زیست را برجا می‌گذارد، باعث شده است که از این فناوری به عنوان یکی از پاک‌ترین بخش‌های صنعت یاد شود. زیست‌فناوری همچنین تولید محصولاتی که قبلاً از روش‌های دیگر امکان تولید آن وجود نداشته یا بسیار سخت و دشوار بوده است را ممکن ساخته است [۳۷].

همچنین با رویکرد جدید به محیط زیست در قرن حاضر و در نظر گرفتن آن به عنوان یک جزء از سرمایه ملی کشورها، حفظ آن با به کارگیری زیست‌فناوری از مهم‌ترین دغدغه‌های بشر در سده حاضر است. حذف مؤثر آلاینده‌های محیطی خطرناک از محیط زیست با استفاده از میکروارگانیسم‌های پالایشگر آلودگی از جمله کاربردهای زیست‌فناوری در زمینه محیط زیست است.

۱-۱۳- جذب بیولوژیک^۱، تاریخچه آن و انواع جاذب‌های بیولوژیک^۲

جذب بیولوژیک به پدیده حذف آلودگی توسط توده بیولوژیک^۳ غیر فعال اطلاق می‌شود که در آن آلودگی توسط سطوح سلول‌ها که دارای نقاط اتصال فعال هستند، جذب می‌شود.

¹ Biosorption

² Biosorbents

³ Biomass

۱-۱۳-۱- تاریخچه

وولسکی [۳۳] در کتاب خود اولین کسی که به طور کاملاً علمی از جذب بیولوژیک استفاده نمود را راشهوفت می‌داند. او در سال ۱۹۶۴ پلوتونیوم^۱ (Pu) را از آب توسط نوعی لجن برانگیخته^۲ حذف نمود. در مطالعه ای که راشهوفت انجام داد ۶۰٪ فلز موجود در آب طی یک مرحله حذف شد. همچنین وولسکی [۳۳] در همان کتاب به مطالعه‌ای که پلی‌کاریوف^۳ در سال ۱۹۶۰ بر روی ارگانیسم‌های آبی انجام داد، اشاره نموده است. پلی‌کاریوف مشاهده کرد، فلزات رادیواکتیو موجود در آب توسط این میکروارگانیسم‌ها جذب می‌شوند. از آن زمان به بعد مطالعات زیادی بر روی جذب بیولوژیک و شناسایی جاذب‌های مختلف انجام گرفت که تاکنون نیز ادامه دارد.

۱-۱۳-۲- جاذب‌های بیولوژیک

مواد جاذب بیولوژیک و یا به طور خلاصه جاذب‌های بیولوژیک از گیاهان یا میکروارگانیسم‌ها گرفته شده و قابلیت جذب بالایی را از خود نشان می‌دهند. این گیاهان و یا میکروارگانیسم‌ها بهتر است مرده و از نظر متابولیسمی غیر فعال باشند تا نام جاذب بیولوژیک را بر خود گیرند. چرا که استفاده از گیاهان و میکروارگانیسم‌های دست نخورده و سالم در جذب بیولوژیک چندان با موفقیت همراه نبوده است. از این رو، قبل از استفاده به عنوان جاذب تغییراتی در آن‌ها داده می‌شود و معمولاً به صورت بایومس خشک، پودری، دانه ای و گرانول مورد استفاده قرار می‌گیرند [۳۳]. برای استفاده از یک ماده بیولوژیک به عنوان جاذب برخی از خصوصیات آن مانند سختی، تخلخل، اندازه ذرات، چگالی و مقاومت آن در برابر برخی پارامترهای محلول حاوی آلودگی مانند دما، pH و غلظت آلودگی بررسی می‌شود.

از مزیت‌های استفاده از جاذب‌های بیولوژیک می‌توان به هزینه پایین آن‌ها و ظرفیت بالای جذبشان اشاره نمود [۱]. در مواردی، برخی از جاذب‌ها توانایی بسیار بالایی در جذب فلزی خاص از خود به

¹ Plutonium

² Activated sludge

³ Polikarpov

نمایش گذاشته‌اند، به عنوان مثال در مطالعه‌ای که توسط وولسکی^۱ و کویوکاک^۲ انجام گرفت مشخص شد، نوعی جلبک دریایی با نام ساگاسوم ناتاس^۳ توانایی زیادی در جذب انتخابی طلا دارد [۳۳].

این مثال اهمیت جذب بیولوژیک توسط موادی که در طبیعت به فراوانی یافت می‌شوند، قابل بازیابی هستند و به سادگی آن‌ها را می‌توان از اقیانوس‌ها، دریاها، خاک و... جمع آوری نمود، نشان می‌دهد.

همچنین برخی از محصولات جانبی فرآیند تخمیر که در مقیاس بزرگ صنعتی و کارخانه‌ای انجام می‌شود نیز توانایی‌هایی از خود در جذب بیولوژیک به نمایش گذاشتند. مخمرها^۴، پنیسیلیوم^۵ و باسیلوس‌ها^۶ نمونه‌ای از این محصولات هستند [۳۳].

به طور کلی باکتری‌ها^۷، قارچ‌ها^۸، مخمرها و جلبک‌های دریایی^۹ مهمترین مواد بیولوژیکی هستند که تاکنون از آن‌ها در پروسه جذب بیولوژیک استفاده شده است [۱]. با این وجود مطالعات گسترده‌ای بر روی سایر جاذب‌های بیولوژیک در حال انجام است.

جذب بیولوژیک به وسیله سلول‌های غیر زنده معمولاً سریع انجام می‌گیرد و بازیابی فلزات و استفاده مجدد از جاذب نیز معمولاً بسیار ساده است. مطالعات مربوط به بازیابی جاذب و انجام عمل بازجذب توسط آن بلافاصله پس از مطالعات جذب صورت می‌گیرد. با جذب یون‌های فلزی از محلول‌های رقیق توسط جاذب‌های بیولوژیک و بازیابی آن‌ها در حجم‌های کم، محلول‌های فلزی با غلظت بالا به دست می‌آید. سپس با روش‌های کلاسیک شیمیایی می‌توان فلز موجود در آن‌ها را استخراج کرده و بعداً مورد استفاده قرار داد [۳۳].

آنچه سبب تفاوت سلول‌های میکروبی، قارچ‌ها، باکتری‌ها و جلبک‌ها با سلول حیوانات شده، حضور یک سد مجزا به نام دیواره سلولی^۱ در اطراف غشای سیتوپلاسمی^۲ سلول آن‌ها می‌باشد. این دیواره

¹ Volesky

² kuyucak

³ Sagassum natas

⁴ Yeasts

⁵ Penicillium

⁶ Bacillus

⁷ Bacteria

⁸ Fungi

⁹ Sea algae

میکروارگانیسیم‌های یاد شده را در مقابل آسیب‌های طبیعی محافظت نموده و جریان‌های ورودی و خروجی بین سیتوپلاسم و محیط اطراف را کنترل می‌کند و شکل و استحکام سلول را حفظ می‌نماید و از این رو به عنوان اسکلت خارجی سلول شناخته می‌شود [۳۳]. نکته با اهمیت در مورد دیواره سلولی برخی از میکروارگانیسیم‌ها و گیاهان، توانایی آن در جذب یون‌های فلزات سنگین است. دلیل این مسأله، خصوصیات آنیونی دیواره به سبب حضور لیگاندها^۳ و گروه‌های عاملی^۴ با بار منفی می‌باشد [۳۲].

¹ Cell wall

² Cytoplasmic membrane

³ Ligands

⁴ Functional groups

فصل دوم مباحث تئوری

۲-۱- خصوصیات عمومی مس و منگنز

۲-۱-۱- مس

مس یک عنصر شیمیایی با نشانه Cu - بر گرفته شده از کلمه لاتین کوپروم^۱ - و عدد اتمی ۲۹ می‌باشد. مس فلزی رسانا با هدایت الکتریکی و حرارتی بسیار بالا است. این عنصر خالص، صاف و چکش خوار بوده و سطح تازه آن به رنگ صورتی یا هلویی می‌باشد. از این فلز به عنوان هادی حرارتی و الکتریکی، ماده ساختمانی و در ترکیب بسیاری از آلیاژها استفاده می‌نمایند [۳۱].

فلز مس و آلیاژهای آن برای هزاران سال است که مورد استفاده بشر قرار گرفته است. با ادامه روند کنونی استفاده از مس، ذخایر آن کافی نبوده و جوابگوی بیش از چند دهه دیگر نخواهد بود. برخی از کشورها مانند شیلی و ایالات متحده هنوز هم ذخایر قابل توجهی از این فلز دارند که در معادن بزرگ روبازشان استخراج می‌کنند.

ترکیبات مس با اعداد اکسایشی مختلف (بیشتر^۲) هستند و به کانی‌های طبیعی که در درون آن‌ها حضور دارند - مانند تورکواز^۲ - رنگ‌های آبی و سبز می‌دهند و به طور گسترده به عنوان رنگدانه مورد استفاده قرار می‌گیرند.

یون‌های دو ظرفیتی مس در آب قابل حل بوده و در غلظت‌های پایین متوقف کننده باکتری^۳ و کشنده قارچ‌ها^۴ می‌باشد. به همین خاطر با به کار بردن فلز مس در ساختمان جاهایی مانند بیمارستان‌ها می‌توان با باکتری‌ها و سایر میکروب‌ها مبارزه نمود [۳۱].

مس به مدت ۱۰۰۰۰ سال است که مورد استفاده بشر قرار دارد. با این حال بیش از ۹۵ درصد کل مس استخراج و ذوب شده در تاریخ، از سال ۱۹۰۰ تاکنون بوده است. مانند بسیاری از منابع طبیعی میزان کلی مس در زمین بسیار زیاد می‌باشد (در حدود ۱۰^{۱۴} تن فقط در کیلومترهای بالایی پوسته زمین و یا با سرعت استخراج کنونی به اندازه ۵ میلیون سال). با این حال، امروزه با در نظر گرفتن

¹ Cuprum

² Turquoise

³ Bactriostatic

⁴ Fungicide

هزینه‌ها و تکنولوژی، استخراج مقدار بسیار کمی از این ذخایر از نظر اقتصادی امکان‌پذیر می‌باشد. تخمین‌ها برای ذخایر قابل استخراج موجود با توجه به برخی فرضیات از جمله نرخ رشد، بین ۲۵ تا ۶۰ سال در تغییر است. مس یک منبع محدود بوده اما بر خلاف نفت از بین نمی‌رود و قابل بازیافت می‌باشد. بازیافت یکی از مهمترین منابع دستیابی به مس در دنیای جدید است [۳۱].

منابع غنی مس عبارتند از صدف‌های خوراکی، گوشت گاو یا جگر بره، کاکائو و فلفل سیاه. خرچنگ، تخم آفتابگردان، زیتون سبز و سبوس گندم نیز منابع خوبی محسوب می‌شوند [۳۱].

مس برای تمامی گیاهان و جانوران ضروری می‌باشد. بدن انسان به صورت طبیعی در حدود ۱/۴ تا ۲/۱ میلی گرم در هر کیلوگرم وزن بدن مس دارد. مس بطور گسترده در بدن توزیع شده اما بیشتر در کبد، ماهیچه‌ها و استخوان‌ها حضور دارد [۳۱]. با این حال همان‌طور که در فصل قبل اشاره شد جذب مقادیر بالای این فلز می‌تواند باعث سردرد، شکم درد، تحریک و سوزش گوش و حلق و بینی، سرگیجه و اسهال گردد [۲].

۲-۱-۲- منگنز

منگنز یک عنصر شیمیایی است و با نماد Mn نشان داده می‌شود. عدد اتمی آن ۲۵ بوده و در طبیعت یا به صورت آزاد (گاهی همراه با آهن) و یا در کانی‌های زیادی دیده می‌شود. آلیاژهای منگنز در صنایع مختلف مانند استیل ضد زنگ کاربرد دارد.

یون‌های منگنز بسته به حالت اکسیداسیون آن‌ها به رنگ‌های مختلف مشاهده می‌شوند و از این رو در صنعت از آن‌ها به عنوان رنگدانه استفاده می‌نمایند. پرمنگنات‌های سدیم، پتاسیم و باریم اکسید کننده‌های قوی هستند که منگنز را به عنوان تشکیل دهنده‌ی اصلی در ترکیب خود دارند. از دی اکسید منگنز به عنوان کاتد (پذیرنده الکترون) در باتری‌ها و سلول‌های خشک آلکالن و استاندارد استفاده می‌شود [۳۱].

منگنز حدود ۱٪/۰۱ پورته زمين را تشكيل مي‌دهد از اين رو دوازدهمين عنصر موجود در آن از نظر فراواني مي‌باشد. خاک‌ها به طور متوسط حاوي ۴۰۰ ppm منگنز مي‌باشند. همچنين آب درياها و اتمسفر به ترتيب داراي ۱۰ ppm و ۰/۰۱ ppm منگنز مي‌باشند. منگنز در کاني‌هاي همچون پيرولوزيت^۱ (MnO₂)، براونيت^۲ (Mn²⁺Mn³⁺)(SiO₁₂)، پسيلوملان^۳ (Ba,H₂O)₂MnO₁₀ و به مقادير کمتر در رودوکروزيت^۴ (MnCO₃) يافت مي‌شود.

مهمترين کاني منگنز پيرولوزيت مي‌باشد. بيش از ۷۰ درصد منگنز شناخته شده جهان در اوکراين و آفريقاي جنوبي قرار دارد. ساير ذخير مهم اين فلز در کشورهاي همچون استراليا، هند، چين، گابن و برزيل مشاهده مي‌شود. در سال ۱۹۷۸ تخمين زده شد که ۵۰۰ بيليون تن ندول منگنز در کف اقيانوس‌ها وجود دارد. تلاش براي يافتن راه‌هاي اقتصادي مناسب استخراج منگنز از اين منبع عظيم همچنان ادامه دارد [۳۱].

بدن انسان در حدود ۱۰mg منگنز داشته که عمدتاً در کبد و کليه‌ها متمرکز مي‌باشد. سميت ترکيبات منگنز بسيار کمتر از مس مي‌باشد. با اين حال قرار گرفتن در معرض غبار و بخار منگنز به مقدار بيش از سقف ۵ mg/m³ حتى براي مدت زمان کوتاه نيز مي‌تواند مضر باشد. به طور کل پرمنگنات بيش از ترکيبات دو ظرفيتي منگنز سبب ايجاد مسموميت مي‌گردد.

۲-۲- باکتری‌ها

۲-۲-۱- تعريف

باکتری‌ها بيشتر ارگانيسم‌هاي تک سلولي هستند که فاقد کلروفيل بوده و بعد از ويروس‌ها کوچکترين موجودات زنده روی زمين هستند. باکتری‌ها در شرايط مناسب به راحتی تکثير شده و کلني‌هايي شامل ميليون‌ها و حتى ميلياردها ارگانيسم زنده در فضايي به کوچکی قطره آب به وجود مي‌آورند [۳۷].

¹ Pyrolusite

² Braunite

³ Psilomelane

⁴ Rhodochrosite

۲-۲-۲- تاریخچه

تاجر و دانشمند آماتور آلمانی، آنتون ون لوون هوک^۱ (شکل ۱-۲) اولین کسی بود که باکتری و برخی دیگر از میکروارگانیسم‌ها را به وسیله میکروسکوپ‌های تک لنزی که خودش ساخته بود مشاهده کرد. او در نامه‌هایی که بین سال‌های ۱۶۷۳ تا ۱۷۲۳ به آکادمی سلطنتی لندن نوشت، آنچه دیده بود را با نام آنیماکول^۲ توصیف کرد [۳۷]. او مشاهدات خود از قطره ای از آب یک دریاچه را این گونه برای آکادمی توصیف نمود [۳۸]:

" موجودات بسیار ریز برخی کروی شکل، برخی بیضوی، عده ای دارای شاخک‌های ریز و بعضی دارای ضمائم در انتهای بدن، برخی با حرکت‌های کند و عده ای با حرکت سریع، این موجودات به رنگ‌های مختلف برخی سفید یا بی رنگ، عده ای سبز و به رنگ‌های دیگر دیده می‌شوند. سرعت حرکت اکثر این‌ها در قطره آب آنچنان سریع است که مرا به شگفتی وا داشته است."



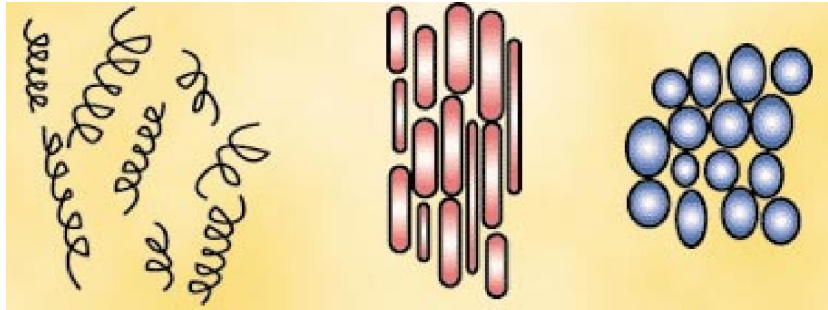
شکل ۱-۲: آنتون ون لوون هوک [۳۶]

¹ Anton van Leeuwenhoek

² Animacules

۲-۲-۳- شکل باکتری‌ها

باکتری‌ها دارای سه شکل کروی (کوکوس)^۱، استوانه ای^۲ یا میله ای (باسیلوس) و مارپیچی (اسپریلوم)^۳ می‌باشند [۳۸] (شکل ۲-۲).



شکل ۲-۲: اشکال مختلف باکتری [۳۶]

اکثر باکتری‌ها با تقسیم دوتایی و تشکیل دو سلول جدا از هم که فیزیولوژی مستقل دارند تولید مثل می‌کنند ولی گاهی این سلول‌ها پس از تقسیم از هم جدا نمی‌شوند و بدین نحو با مجتمع شدن آرایش ویژه ای پیدا می‌کنند که در نتیجه تقسیم سلول در سطوح مختلف حاصل می‌گردد [۳۸].

۲-۲-۴- ساختمان باکتری‌ها

ساختمان کلی اکثر باکتری‌ها مشابه یکدیگر است. بیشتر آن‌ها دارای هسته^۴، ریبوزوم^۵، کپسول^۶، غشای سیتوپلاسمی، دیواره سلولی سخت و تازه^۷ می‌باشند (شکل ۲-۳). ساختمان باکتری باید دارای چنان خصوصیتی باشد که [۳۸]:

۱- محتویات داخل سلول را در برگرفته و آن را از محیط خارج جدا کند.

۲- اطلاعات ژنتیکی را ذخیره کرده و همانندسازی نماید.

۳- ترکیبات پر انرژی را تولید نموده، ذخیره نماید و به مصرف رساند.

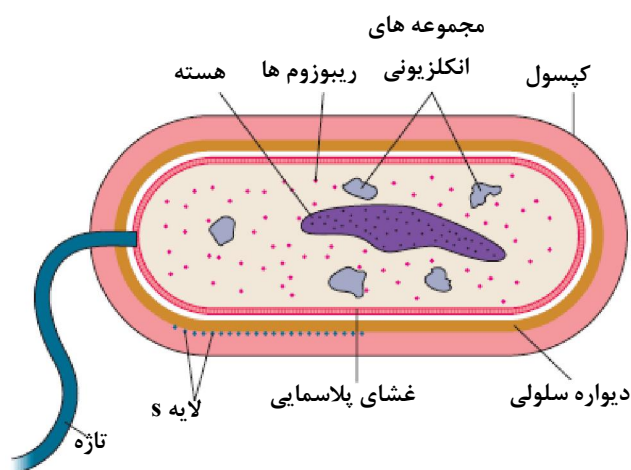
¹ Coccus
² Cylindrical
³ Spirillum
⁴ Nuclei
⁵ Ribosomes
⁶ Capsule
⁷ flagella

علاوه بر صفات فوق برخی از باکتری‌ها دارای اختصاصات زیر نیز می‌باشند [۳۸]:

۱- حرکت سلولی

۲- انتقال اطلاعات ژنتیکی

۳- ذخیره کردن انرژی و واحدهای سازنده مواد



شکل ۲-۳: ساختمان و اجزای تشکیل دهنده یک باکتری معمولی [۳۶]

اکثر باکتری‌ها دارای دو نوع ساختار دیواره سلولی و غشاء سیتوپلاسمی می‌باشند. در برخی از آن‌ها ساختار سومی بنام کپسول نیز وجود دارد. این لایه‌ها را روی هم رفته غالباً پوشش سلولی می‌نامند. کپسول ساختار ژلاتینی است که برخی از باکتری‌ها را از خارج احاطه می‌نماید. ترکیب شیمیایی کپسول متغیر است. در برخی از باکتری‌ها کپسول پلی ساکاریدی^۱ و در سایرین پلی پپتیدی^۲ مرکب از یک یا دو نوع اسید آمینه^۳ است. کپسول گرچه لایه محافظی در برابر شرایط خاص محیط برای باکتری ایجاد می‌نماید ولی در اکثر موارد نقش آن به درستی شناخته نشده است [۳۸].

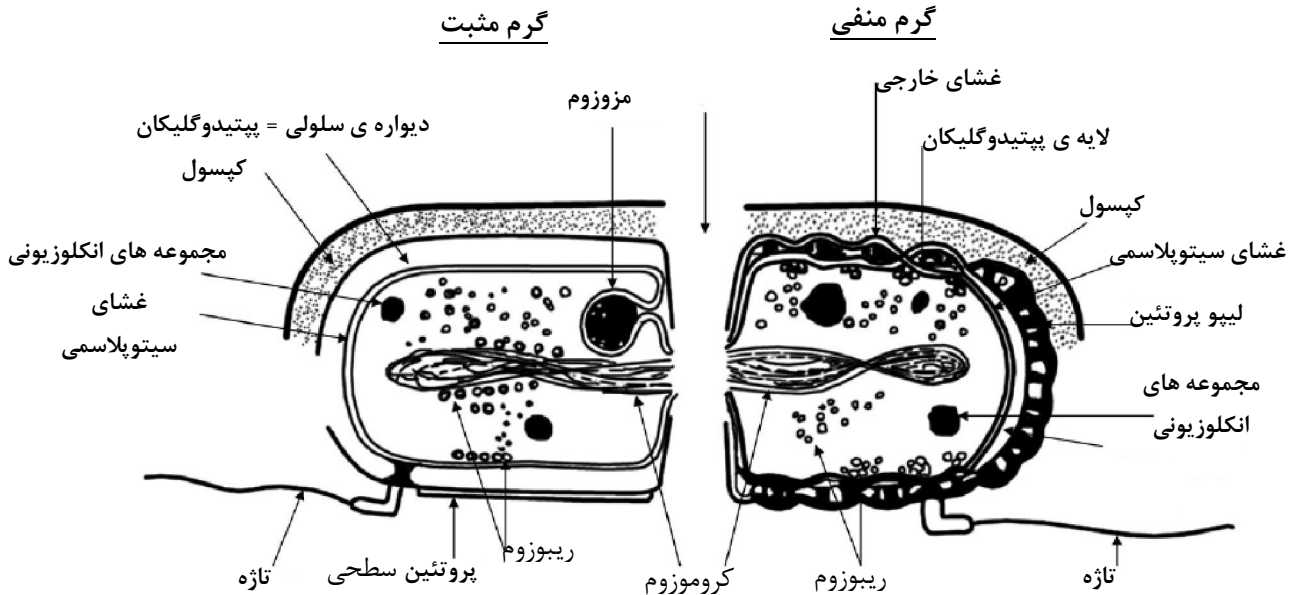
دیواره سلولی، به لایه بین کپسول و غشاء سیتوپلاسمی اطلاق می‌گردد. دیواره سلولی در باکتری‌ها چند نقش ایفا می‌کند. به باکتری‌ها شکل می‌دهد به طوری که بدون حضور آن باکتری شکل خود را از دست می‌دهد. دیواره سلولی به صورت یک لایه محکم در اطراف سلول قرار می‌گیرد و بدون آن

¹ Polysaccharide

² Polypeptide

³ Amino acid

سلول متلاشی می‌گردد [۳۸]. باکتری‌ها بر اساس ترکیب دیواره سلولی شان به دو نوع گرم مثبت^۱ و منفی^۲ تقسیم می‌شوند [۱] (شکل ۲-۴).



شکل ۲-۴ : ساختار باکتری‌های گرم مثبت و منفی [۱]

بر این اساس دیواره سلولی باکتری‌های گرم مثبت از پپتیدوگلیکان^۳ و اسید تیکوئیک^۴ تشکیل شده در حالی که دیواره باکتری‌های گرم منفی حاوی پپتیدوگلیکان، لیپوپروتئین^۵، فسفولیپید^۶ و لیپو پلی ساکارید^۷ می‌باشد اما میزان پپتیدوگلیکان آن کمتر از دیواره باکتری‌های گرم مثبت است. در باکتری‌های گرم مثبت لایه‌های پپتیدوگلیکان تا ۴۰ لایه می‌رسد و ۵۰ درصد دیواره سلولی را تشکیل می‌دهد در حالی که در باکتری‌های گرم منفی این ترکیب یک یا دو لایه بوده و ۵ تا ۱۰ درصد مواد دیواره را شامل می‌شود [۳۸].

1 Gram positive
2 Gram negative
3 Peptidogelican
4 Teichoic acid
5 Lipo protein
6 Phospholipids
7 Lipopolysaccharide

باکتری‌ها همه متحرک نیستند. انواع متحرک به وسیله تازّه متحرکند و یا به کمک رشته‌های محوری که از دو قطب سلول نشأت گرفته و در اطراف سلول به طور مارپیچی قرار می‌گیرند حرکت می‌کنند. در باکتری‌های تازّه دار تازّه‌ها به غشای سیتوپلاسمی چسبیده و از دیواره سلولی بیرون می‌آیند. این زوائد بحدی ظریفند که با میکروسکوپ نوری دیده نمی‌شوند و قطر آن‌ها ۱۰ تا ۲۰ نانومتر است. طول آن‌ها بیشتر بوده و به ۱۵ تا ۲۰ میکرون می‌رسد. تازّه‌ها سلول باکتری را با سرعتی برابر ۵۰ میکرون (که تقریباً ۲۰ برابر طول سلول است) در ثانیه به جلو می‌رانند که سرعتی نسبتاً بالاست [۳۸].

۲-۲-۵- خصوصیات باکتری‌ها

تفاوت‌های بیوشیمیایی مهمی که بین گونه‌های مختلف باکتری‌ها وجود دارد، آن‌ها را قادر به زندگی در شرایط مختلف و گاهی بسیار سخت می‌سازد. به عنوان مثال برخی از باکتری‌ها در شرایط بسیار سخت مانند سرمای زیاد (قطب) و گرمای بالا (چشمه‌های آب گرم) نیز می‌توانند زنده بمانند [۳۶]. همچنین برخی باکتری‌ها نیتروژن و کربن را از مواد آلی در حال تجزیه بازیابی نموده و سپس در آتمسفر رها می‌نمایند تا به وسیله سایر موجودات زنده مورد استفاده قرار گیرند. گروهی دیگر باعث ایجاد بیماری در انسان‌ها و حیوانات شده، برخی به تصفیه فاضلاب کمک نموده و یا در پروسه تصفیه بیولوژیکی^۱ در شکستن و تغییر ترکیب مواد شیمیایی سمی کمک می‌نمایند.

در دوره‌هایی که شرایط محیطی برای زندگی باکتری‌ها سخت می‌باشد برخی از آن‌ها مانند باسیلوس‌ها، اندوسپورهایی^۲ با دیواره ضخیم در درون خود ایجاد می‌نمایند. این اندوسپورها که حاوی اطلاعات ژنتیکی باکتری می‌باشند، در شرایط بسیار سخت مانند دماهای بسیار بالا و پایین، خشکی و قرار گرفتن در معرض مواد شیمیایی سمی و تشعشع رادیو اکتیو برای یک مدت بسیار طولانی (در برخی موارد تا صدها سال) نیز زنده می‌مانند و به محض قرار گرفتن در شرایط مناسب رشد فعالیت‌های زیستی خود را دوباره آغاز می‌نمایند [۳۶].

¹ Bioremediation

² Endospores

۲-۲-۶- تاریخچه جذب توسط باکتری

از اوایل دهه ۱۹۸۰ قابلیت میکروارگانیسیم‌ها برای جذب عناصر فلزی مورد توجه جدی تر قرار گرفت. تحقیقات زیادی از نقطه نظر سم شناسی و تأثیر فلزات بر فعالیت‌های متابولیزی میکروارگانیسیم‌ها و همچنین زنجیره غذایی در همین زمان صورت پذیرفت [۳۹]. اما مطالعات بیشتر نشان داد که توده‌های میکروبی غیر فعال / مرده از طریق مکانیزم‌های فیزیکوشیمیایی مختلف می‌توانند یون‌های فلزی را جذب نمایند. با این یافته جدید جذب بیولوژیک با استفاده از انواع و اقسام جاذب‌ها برای حذف فلزات مورد توجه قرار گرفت.

وولسکی [۳۹] به نقل از شبرت^۱ (۱۹۸۷) نشان داد که گروه‌های تابعی آنیونی حاضر در پپتیدوگلیکان و اسید تیکوئیک‌های باکتری‌های گرم مثبت و پپتیدوگلیکان، فسفولیپید و لیپوساکاریدهای باکتری‌های گرم منفی مهمترین عوامل ایجاد کننده خصوصیت آنیونی و قابلیت جذب فلزی دیواره سلولی آن‌ها می‌باشند [۳۹].

همچنین محققان نشان دادند که جذب بیولوژیک نه تنها به نوع و ترکیب شیمیایی توده میکروبی مربوط بوده، بلکه ترکیب شیمیایی محلول حاوی آلودگی و عوامل فیزیکوشیمیایی خارجی نیز بر آن مؤثر است. یک و یا ترکیبی از مکانیزم‌هایی همچون تبادل یونی، تشکیل کمپلکس^۲، کردیناسیون^۳، جذب^۴، واکنش‌های الکتروستاتیک و ریز رسوبگذاری^۵ می‌تواند عامل جذب باشد [۴۰]. جدول ۱-۱ برخی از مهمترین نتایج به دست آمده در جذب با استفاده از باسیلوس‌ها (نوعی باکتری) را نمایش می‌دهد. مقایسه مستقیم داده‌های تجربی به دلیل وجود تفاوت‌های سیستماتیک در شرایط آزمایش (pH، دما، زمان تماس و میزان جاذب)، امکان پذیر نبود. اما با این حال این جدول اطلاعات پایه ای را برای ارزیابی امکان استفاده از توده‌های باکتریایی برای جذب یون‌های فلزی در اختیارمان قرار

¹ Shebert

² Complexation

³ Coordination

⁴ Adsorption

⁵ Microprecipitation

می‌دهد. همچنین لازم به ذکر است این جدول تنها شامل مطالعاتی است که در آنها از جاذب‌های غیرفعال/مرده استفاده شده است.

همچنین همان‌طور که در جدول مشاهده می‌شود عموماً بیشترین جذب در pH های پایین صورت می‌گیرد که به خاطر حضور گروه‌های کربوکسیل و سایر گروه‌های اسیدی تأثیرگذار بر جذب یون‌های فلزی از طریق مکانیزم‌های متنوع می‌باشد. به علاوه تولید هیدروکسیدهای فلزی و سایر کمپلکس‌های لیگاندی فلزی در pH های بالا به طور عمده ای جذب یون‌های فلزی را کاهش می‌دهد. با همه این اوصاف مکانیزم‌های جذب بیولوژیک همواره مورد توافق نبوده و نمی‌توان آن‌ها را بر مطالعات مختلف تعمیم داد. میزان جذب بیولوژیک به ساختار ژنتیکی باکتری‌ها و ساختار و مواد سازنده دیواره آن‌ها نیز بستگی دارد. همچنین چگونگی استفاده از باکتری‌ها - زنده یا غیر زنده - نیز عاملی تأثیرگذار می‌باشد [۱].

۲-۳- باسیلوس‌ها

باکتری‌های میله ای گرم مثبت اسپوردار^۱ می‌باشند که به تعداد زیاد در خاک یافت می‌شوند و اکثر آن‌ها توسط تازه‌های پیرامونی حرکت می‌کنند [۳۶]. باسیلوس‌ها به تعداد فراوان دنبال یکدیگر قرار می‌گیرند به طوری که زنجیره‌های کوتاه و بلند تشکیل می‌دهند. قدرت تخمیری این باکتری‌ها زیاد بوده و مواد پروتئینی، چربی و قندی را تجزیه و به مواد ساده تبدیل می‌کنند. این باکتری‌ها هوازی یا بی‌هوازی اختیاری هستند. باسیلوس‌ها دارای گونه‌های متعددی می‌باشند که برخی از آن‌ها بیماریزا، برخی غیر بیماریزا و برخی از انواع باسیلوس‌ها می‌توانند در شرایط خاص مانند وجود نقص ایمنی در بدن انسان بیماریزا باشند. برای طبقه بندی این باکتری‌ها روش‌های مختلفی وجود دارد که اساس همه آن‌ها آرایش سلولی، موقعیت، اندازه و شکل اسپور می‌باشد [۳۷].

^۱ Spore

۴-۲- باسیلوس تورنجینسیس

۴-۲-۱- تعریف

باسیلوس تورنجینسیس یک باکتری گرم مثبت، ساکن خاک، اسپوردار (شکل غیر فعال باکتری که تمام خصوصیات ژنتیکی آن را با خود دارد و لایه ای ضخیم اطراف آن را گرفته و در شرایط سخت مانند بی آبی، قرار گرفتن در معرض نور خورشید و اشعه‌ها، کمبود غذا و ... زنده می‌ماند) و میله ای شکل می‌باشد. موفق ترین باکتری است که در کنترل حشرات (مبارزه بیولوژیک) کاربرد دارد، دوستدار طبیعت بوده و در ترکیب بیش از ۹۰٪ آفت کش‌های بیولوژیک موجود در بازار حضور دارد [۴۱].

۴-۲-۲- ساختار دیواره سلولی

از آن جا که باسیلوس تورنجینسیس گرم مثبت می‌باشد، یک دیواره ضخیم سلولی دارد که از پپتیدوگلیکان تشکیل شده است. این باکتری برای انسان غیر بیماریزا، اما برای حشرات مانند پروانه سانان و دوبالان بیماریزاست. بیماریزایی آن برای حشرات به وجود کریستال پروتئینی به نام پاراسپارال بادی^۱ مرتبط است که برای حشرات مسمومیت ایجاد می‌نماید. موارد بسیار معدودی از بیماریزایی این باکتری برای انسان گزارش شده است [۴۱].

۴-۲-۳- مشخصات ماکروسکوپی

عرض آن حدود $1\mu\text{m}$ و طول آن $4\mu\text{m}$ می‌باشد. در دمای ۱۵ تا ۴۰ درجه رشد نموده اما بهترین دما برای رشد آن ۳۰ درجه می‌باشد. کلنی این باکتری نیمه شفاف با حاشیه صاف و به رنگ کرم تا خاکستری است [۳۸].

^۱ Parasparal body

۲-۴-۴- مشخصات میکروسکوپی

باسیلوس گرم مثبت، متحرک، با اسپور مرکزی یا قریب الانتهایی، بیضی شکل و هم اندازه سلول رویشی می‌باشد [۳۸].

۲-۴-۵- اکولوژی

مطالعات زیادی برای بررسی باسیلوس تورنجینسیس بر روی جانوران انجام شده است که در هیچکدام از آن‌ها وجود خطر برای موجوداتی که به صورت اتفاقی در معرض آن قرار می‌گیرند اثبات نشد. نیمه عمر این باکتری هنگامی که در معرض دمای بالا قرار گیرد، تا حدود $3/8h$ کاهش می‌یابد. به مجرد قرار گرفتن در محیط گرمتر از دمای مورد نیاز اسپورهای آن سریعاً رو به زوال گذاشته و ظرف ۴ روز شرایط زندگی را از دست می‌دهند. به طور معمول نیمه عمر کوتاه بد می‌باشد اما در مورد باسیلوس تورنجینسیس یک مزیت محسوب می‌شود چرا که مقاومت حشرات را به حداقل می‌رساند. عموماً حشرات هدف عبارتند از: پشه‌ها، بیدها، سوسک‌ها، شپش‌ها، زنبورها و کرمک‌ها. سم موجود در باسیلوس تورنجینسیس برای انسان‌ها غیر بیماریزا می‌باشد [۴۱].

۲-۵-۵- انواع سیستم‌های جذب و ایزوترم‌ها

جذب بیولوژیک به روش‌های مختلف انجام می‌گیرد که از میان آن‌ها دو روش ناپیوسته (فلاسک غوطه ور)^۱ و پیوسته^۲ (بستر تثبیت)^۳ بیشترین کاربرد را در مطالعات آزمایشگاهی دارند.

۲-۵-۱- سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور)

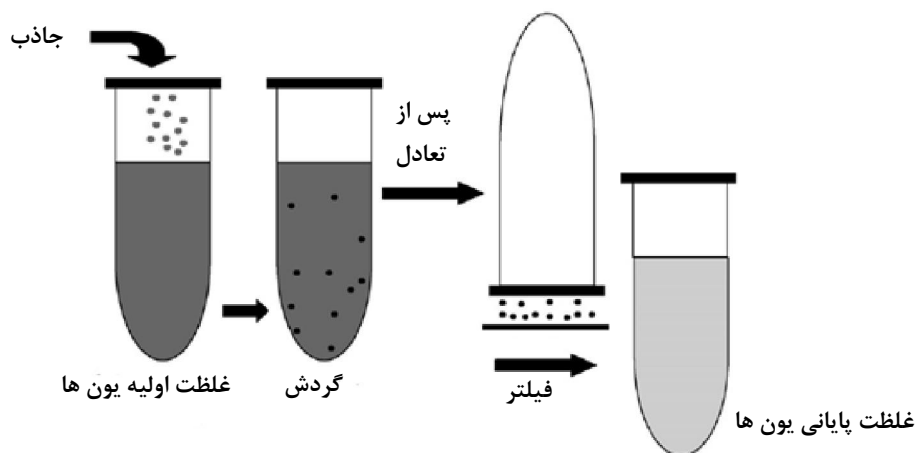
در این سیستم مقدار مشخصی از محلول حاوی یون و یا پساب آلوده به همراه جاذب داخل یک محفظه ریخته شده و درب آن مسدود می‌گردد. سپس محفظه در محیطی با دمای مورد نظر و به

¹ Batch

² Continuous

³ Immobilization bed

مدت زمان خاص تکان داده می‌شود. در طول این مدت هیچ جریانی وارد محفظه نشده و هیچ جریانی هم از آن خارج نمی‌گردد. بیشترین زمان برای گردش - زمانی که دیگر جذبی صورت نگیرد و بین غلظت فلز باقیمانده در پساب و میزان فلز جذب شده بر روی جاذب تعادل برقرار شود- زمان تعادل^۱ نامیده می‌شود. هر چه زمان رسیدن به تعادل و میزان فلز جذب شده بر روی جاذب بیشتر باشد، عملیات جذب مطلوبتر است. در شکل ۲-۵ چگونگی انجام جذب بیولوژیک در سیستم ناپیوسته مشاهده می‌شود.



شکل ۲-۵: روند انجام جذب در سیستم ناپیوسته [۱]

۲-۵-۱-۱- عوامل مؤثر بر جذب بیولوژیک در سیستم ناپیوسته

مطالعات جذبی ناپیوسته معمولاً بر روی عوامل مؤثر در جذب بیولوژیک انجام شده که در ارزیابی پتانسیل جذبی هر ماده بیولوژیک بسیار با اهمیت می‌باشد.

عوامل مهم و تأثیرگذار در سیستم ناپیوسته عبارتند از:

غلظت اولیه آلودگی

pH پساب

دما

مقاومت یونی

^۱ Equilibrium time

مقدار جاذب

اندازه ذرات جاذب

سرعت گردش شیکر

غلظت اولیه آلودگی بر میزان جذب تأثیر دارد به طوری که در غلظت‌های بالا میزان جذب نیز بالاست. در غلظت‌های اولیه پایین آلودگی، نسبت تعداد مول آلودگی به نقاط فعال در دسترس بر روی جاذب پایین است و در نتیجه میزان جذب به غلظت اولیه بستگی ندارد. اما در غلظت‌های اولیه بالای آلودگی، به دلیل کم بودن نقاط فعال روی جاذب در مقایسه با میزان آلودگی، جذب به غلظت اولیه وابستگی زیادی دارد [۱].

در بسیاری از مطالعات جذبی pH یک عامل بسیار مهم و تأثیرگذار محسوب می‌شود. با این وجود در مطالعات مختلف به روش‌های متفاوت از آن استفاده می‌شود. در برخی از آن‌ها pH اولیه، پایانی و یا کنترل شده در طول مدت جذب مورد توجه قرار گرفته‌اند. تغییراتی که در pH محیط به دلیل واکنش‌های شیمیایی بین جاذب و محلول حاصل می‌شود زمینه ساز این تفاوت‌ها می‌باشد.

خصوصیات شیمیایی جاذب و همچنین مکانیزم جذب بیولوژیک از جمله عوامل مؤثر در تغییر pH هستند [۳]. برای مثال، یک توده باکتریایی پروتونه شده با آزادسازی یون‌های H^+ خود در خلال عملیات جذب یون‌های فلزی سبب کاهش pH محیط می‌گردد. این تغییرات در pH بیشتر در مراحل ابتدایی جذب صورت گرفته و زمان رسیدن به تعادل زیاد می‌شود. در بسیاری از مطالعات بر کنترل نمودن pH در طول زمان عملیات تا رسیدن به تعادل تأکید شده است. اما انجام این کار چندان ساده نبوده چرا که برای نگه داشتن pH در گستره بهینه به تجهیزات پیشرفته و همچنین افزودن واکنشگرهای شیمیایی احتیاج است [۱].

در برخی از مطالعات با این ادعا که pH در حالت تعادلی، کارایی سیستم جذب را تعیین می‌کند، pH پایانی مورد توجه قرار گرفته است.

pH محلول نقش بسیار مهمی را در جذب ایفا می‌نماید و به نظر می‌رسد روی خصوصیات شیمیایی پساب و فعالیت گروه‌های تابعی روی سطح جاذب تأثیرگذار باشد [۱۵].

در pH های بالاتر حل شونده‌گی کمپلکس‌های فلزی به میزان بسیار زیاد کاهش یافته و رسوب می‌نمایند که این موضوع باعث پیچیده‌تر شدن روند جذب بیولوژیک می‌گردد. با تغییرات pH، فعالیت نقاط اتصال روی جاذب نیز تغییر می‌نماید. به عنوان مثال در حذف یون‌های فلزی توسط انواع باسیلوس pH بین ۳ تا ۶ بهترین گستره جذب می‌باشد (جدول ۱-۱). این مسأله به دلیل حضور گروه‌های کربوکسیل با بار منفی در این گستره pH بر روی سطح جاذب می‌باشد. این گروه‌ها از طریق تبادل یونی کاتیون‌های فلزی را جذب می‌نمایند [۱].

تأثیرات دما بر جذب بیولوژیک بیشتر در گستره ۲۰ تا ۳۰ سانتیگراد می‌باشد و معمولاً در دماهای بالا به دلیل افزایش فعالیت سطحی و انرژی سینتیک ماده حل شده جذب بهتر صورت می‌گیرد [۴۴]. با این حال در دماهای بالاتر آسیب‌هایی بر جاذب وارد می‌شود که نمی‌توان از آن چشم‌پوشی کرد. به دلیل سهولت انجام عملیات، همواره دمای اتاق ترجیح داده می‌شود.

مقدار جاذب قویاً بر میزان جذب تأثیر می‌گذارد. در بسیاری موارد مقدار کمتر جاذب، جذب بیشتر و درصد قابلیت جذب کمتری را به همراه خواهد داشت [۱۴]. به طور کلی، افزایش در غلظت بایومس، میزان آلودگی جذب شده را به دلیل افزایش سطح جاذب و در نتیجه افزایش نقاط اتصال افزایش می‌دهد [۱۴]. برعکس، میزان آلودگی جذب شده در واحد وزن جاذب، با افزایش غلظت جاذب کاهش می‌یابد. علت این موضوع اشباع نشدن سطح جاذب و نقاط تماس بر روی آن به دلیل کم بودن آلودگی و یا زیاد بودن جاذب می‌باشد.

اندازه ذرات جاذب نیز نقش حیاتی در جذب بیولوژیک ایفا می‌نماید. هر چه اندازه ذرات جاذب کمتر باشد، سطح جاذب افزایش پیدا کرده و در نتیجه جذب بهتر صورت گرفته و زمان رسیدن به تعادل کمتر می‌گردد [۱].

غلظت اولیه آلودگی نیز در جذب بیولوژیک مؤثر می‌باشد به طوری که هر چه غلظت اولیه آلودگی بیشتر باشد میزان جذب نیز بیشتر خواهد بود. از طرف دیگر در غلظت‌های اولیه بالاتر آلودگی، نقاط اتصال برای جذب در مقایسه با میزان آلودگی ناکافی بوده و از این رو حذف آلودگی به شدت به غلظت اولیه آلودگی بستگی دارد [۱].

۲-۵-۱-۲- ایزوترم‌های جذب در سیستم ناپیوسته

کیفیت یک جاذب با میزان آلودگی قابل جذب توسط آن سنجیده می‌شود. میزان جذب آلودگی^۱ توسط یک جاذب با محاسبه تفاوت مقادیر اولیه آلودگی موجود در پساب و مقادیر باقیمانده در آن پس از عملیات جذب طبق رابطه ۲-۱ به دست می‌آید [۳۲]:

$$q = \frac{V(C_0 - C_e)}{X} \quad (1-2)$$

که در آن:

q میزان جذب آلودگی در واحد جرم جاذب (mg/g)، C_0 و C_e به ترتیب غلظت اولیه و تعادلی (پایانی) آلودگی موجود در پساب (mg/L) و V حجم پساب می‌باشد (L). X نیز جرم جاذب بیولوژیک (g) است. میزان جذب بسته به هدف مطالعه، در واحدهای مختلف مانند mg/g و mmol/g بیان می‌شود. مدل‌ها نقش بسیار مهمی در انتقال تکنولوژی از مقیاس آزمایشگاهی به مقیاس صنعتی دارند. مدل‌های مناسب نقش مؤثری در درک مکانیزم‌ها، آنالیز داده‌های تجربی، پیش بینی نتایج برای شرایط عملیاتی و بهینه سازی فرآیند آزمایش دارند. این مدل‌ها روابط ریاضی ساده ای هستند که به وسیله تعداد محدودی پارامترهای قابل تغییر مشخص می‌شوند و توصیف مناسبی از رفتار تجربی در محدوده وسیعی از شرایط عملیاتی ارائه می‌دهند [۴۲].

برخی از مدل‌ها که به طور مکرر استفاده می‌شوند شامل دو، سه و یا حتی چهار پارامتر برای مدل کردن داده‌ها می‌باشند. اگر چه این مدل‌های کلاسیک مکانیزم‌های جذب را به طور کامل منعکس نمی‌کنند اما برای رسم منحنی‌های تجربی مناسب و کارا هستند [۴۳]. همچنین در بسیاری موارد

^۱ Uptake

فرضیاتی که این مدل‌ها با در نظر گرفتن آن‌ها به دست آمده اند در عمل چندان قابل دسترسی نیستند.

لانگمویر^۱ و فروندلیش^۲ [۱] مدل‌های دو پارامتری هستند که در مقالات مختلف برای توصیف ایزوترم‌های جذب مورد استفاده قرار گرفته اند. این مدل‌ها ساده، اثبات شده، دارای معنای فیزیکی و به راحتی قابل تغییر بوده به طوری که این خصوصیات استفاده مکرر و وسیع از آن‌ها را در پی داشته است. مدل لانگمویر در معادله ۲-۲ آمده است:

$$q = \frac{q_{max} \cdot b_L \cdot C_e}{1 + b_L \cdot C_e} \quad (2-2)$$

که در آن:

q مقدار آلودگی جذب شده در واحد جرم جاذب (mg/g)، C_e غلظت آلودگی باقیمانده در محلول (mg/L)، q_{max} بیشینه مقدار آلودگی جذب شده در واحد جرم جاذب تا تشکیل یک تک لایه کامل بر روی سطح آن (mg/g) و b_L ثابت لانگمویر (L/mg) می‌باشد.

در مدل لانگمویر فرض بر این است که تعداد مشخصی نقاط فعال بر روی سطح جاذب توزیع شده اند که این نقاط میل ترکیبی یکسانی برای ایجاد دارند و جذب در یک لایه اتفاق می‌افتد و هیچگونه واکنشی بین مولکول‌های جذب شده اتفاق نمی‌افتد [۴۳].

این مدل کلاسیک شامل دو ثابت ساده و قابل تفسیر می‌باشد. q_{max} و b_L - ثابت لانگمویر - که میزان میل ترکیبی بین جاذب و یون‌های فلزی می‌باشد. از q_{max} معمولاً برای بررسی کارایی جاذب‌ها استفاده می‌نمایند. بنابر این برای یک جاذب، خوب مقدار q_{max} و b_L باید بالا باشد [۴۳].

در رابطه ۲-۳ شکل خطی مدل لانگمویر مشاهده می‌شود:

$$\frac{1}{q} = \left(\frac{1}{C_e} \cdot \frac{1}{b_L q_{max}} \right) + \frac{1}{q_{max}} \quad (3-2)$$

q_{max} و b_L به ترتیب با استفاده از عرض از مبدأ و شیب نمودار $\frac{1}{q}$ بر حسب $\frac{1}{C_e}$ به دست می‌آیند [۱۶].

¹ Langmuir
² Freundlich

با استفاده از ثابت لانگمویر عبارتی بدون بعد به نام پارامتر تعادل یا فاکتور جدایش^۱ (R_L) تعریف می‌شود که این عبارت میزان مطلوبیت عمل جذب را تعیین می‌نماید (معادله ۴-۲)

$$R_L = \frac{1}{1 + b_L \cdot C_0} \quad (4-2)$$

اگر $R_L > 1$ باشد جذب مطلوب نیست اما اگر $0 < R_L < 1$ عملیات جذب بسیار مطلوب و خوب تلقی می‌گردد [۵].

ایزوترم جذب فروندلیش مطابق رابطه ۵-۲ بیان می‌گردد:

$$q = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n_F}} \quad (5-2)$$

ایزوترم فروندلیش برای جذب بر روی سطوح ناهمگن یا سطوحی که نقاط جذب کننده روی آن‌ها دارای میل ترکیبی مختلف هستند، می‌باشد [۱۶]. این معادله شامل ۲ ثابت می‌باشد. K_F بیانگر ظرفیت جذب بوده (L/mg) و n_F (بدون واحد) بیانگر شدت جذب می‌باشد. با گرفتن لگاریتم از دو طرف معادله ۵-۲ معادله خطی ۶-۲ حاصل می‌آید:

$$\log(q) = \frac{1}{n} \log(C_e) + \log(K_F) \quad (6-2)$$

n و K_F به ترتیب با استفاده از عرض از مبدأ و شیب نمودار $\log(q)$ بر حسب $\log(C_e)$ به دست می‌آیند [۱۶].

یکی دیگر از مدل‌های ۲ پارامتری که به طور گسترده برای توصیف ایزوترم‌های جذب بیولوژیک مورد استفاده قرار گرفته است ایزوترم تمکین^۲ است که به صورت معادله ۷-۲ می‌باشد [۱]:

$$q = \frac{RT}{b_{Te}} \ln(a_{Te} C_f) \quad (7-2)$$

که در آن:

b_{Te} ثابت تمکین مرتبط با حرارت جذب، a_{Te} ثابت ایزوترم تمکین، T دمای مطلق و R ثابت گازها (8.314 J/mol.K) می‌باشد.

¹ Separation Factor

² Temkin

علاوه بر آن می‌توان به ایزوترم دوبینین-رادوشکوویچ^۱ اشاره کرد که به صورت معادله ی ۸-۲ ارائه شده است [۱].

$$q_f = q_D \exp \left[-B_D \left(RT \ln \left\{ 1 + \frac{1}{C_f} \right\} \right)^2 \right] \quad (۸-۲)$$

که در آن:

q_D ظرفیت جذب مدل دوبینین-رادوشکوویچ و B_D ثابت مدل دوبینین-رادوشکوویچ می‌باشد.

مدل‌های ۳ پارامتری نیز به طور گسترده توسط محققان مورد استفاده قرار گرفته اند که عبارتند از:

ردلیش پترسون^۲ [۱]

$$q_f = \frac{K_{RP} \cdot C_f}{1 + a_{RP} C_f^{\beta_{RP}}} \quad (۹-۲)$$

سیپس^۳ [۱]

$$q_f = \frac{K_S C_f^{\beta_S}}{1 + a_S C_f^{\beta_S}} \quad (۱۰-۲)$$

خان^۴ [۱]

$$q_f = \frac{Q_{max} b_K C_f}{(1 + b_K C_f)^{a_K}} \quad (۱۱-۲)$$

که در آن‌ها:

K_{RP} ثابت ایزوترمی مدل ردلیش-پترسون، a_{RP} ثابت مدل ردلیش-پترسون، β_{RP} نمای مدل ردلیش

پترسون، K_S ثابت ایزوترمی مدل سیپس، a_S ثابت مدل سیپس، β_S نمای مدل سیپس، b_K ثابت مدل

خان و a_K نمای مدل خان می‌باشد.

از بین این مدل‌های ۳ پارامتری، مدل ردلیش - پترسون و سیپس با موفقیت بسیار زیادی مورد

استفاده قرار گرفته اند.

^۱ Dubnin-Radushkevich

^۲ Redlich-Peterson

^۳ Sips

^۴ Khan

مدل ردلیش - پترسون از یک توان تشکیل شده است که مقدار آن بین صفر و یک متغیر است. در این حالت دو رفتار حدی مشاهده می‌شود: رفتار لانگمویر وقتی $\beta_{RP} = 1$ و قانون هنری وقتی $\beta_{RP} = 0$. مدل سیپس وقتی غلظت آلودگی کم باشد به مدل فروندلیش تبدیل شده و از قانون هنری پیروی نمی‌کند. اما در غلظت‌های بالای آلودگی این مدل به حالت جذب تک لایه ای و مدل لانگمویر تبدیل می‌شود [۱].

عمومی‌ترین روشی که در مقالات برای تعیین ثابت ایزوترم‌های دو پارامتری مورد استفاده قرار می‌گیرد تبدیل متغیرهای آن‌ها و تغییر معادله به حالت خطی و استفاده از آنالیز رگرسیون خطی می‌باشد. از آن جا که آنالیز رگرسیون خطی برای مدل‌های ۳ یا ۴ پارامتری امکان پذیر نیست می‌توان از روش آزمون و خطا برای تعیین ثابت‌های آن‌ها بهره جست. اخیراً نگرانی‌هایی در استفاده از روش خطی‌سازی به وجود آمده است چرا که خطی‌سازی مدل‌های غیر خطی در برازش داده‌ها اشکالاتی به موجود آورده و تخمین پارامترها را با خطاهایی همراه می‌سازد و همچنین با پیشرفت‌های اخیر در زمینه کامپیوتر و نرم افزار، خطی‌سازی تا حدودی منسوخ شده است. برای تخمین موفقیت آمیز ثابت‌های ایزوترم‌ها باید از ابزارهای قدرتمند بهره جست تا نتایج صحیح تر حاصل آید. بهینه سازی غیر خطی نیز روش پیچیده و دشواری برای تعیین مقدار ثابت ایزوترم‌ها می‌باشد [۱].

۲-۵-۱-۳- مطالعات ترمودینامیکی^۱

۲-۵-۱-۳-۱- تغییرات انرژی آزاد گیبس^۲ (ΔG°)

ΔG° یک معیار بنیادی برای تشخیص خود بخودی بودن یا نبودن است. یک واکنش در یک دمای خاص خود بخودی است در صورتی که ΔG° آن منفی باشد [۴۴]. مقدار ΔG° از رابطه ۲-۱۲ به دست می‌آید [۴۵].

$$\Delta G^\circ = -RT \ln b_L \quad (۲-۱۲)$$

^۱ Thermodynamic Studies

^۲ Free Gibbs Energy Change

که در آن:

R ثابت عمومی گازها ($8.314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)، b_L ثابت لانگمویر (l/mg) و T دمای مطلق (K°) است.

۲-۵-۱-۳-۲- تغییرات آنتالپی^۱ (ΔH°) و آنتروپی^۲ (ΔS°)

در صورت مثبت بودن تغییرات آنتالپی، واکنش گرماگیر^۳ و در غیر این صورت گرمازا^۴ خواهد بود. همچنین مقادیر مثبت ΔS نمایانگر افزایش بی‌نظمی بوده و تمایل واکنش به انجام را نشان می‌دهد

[۴۴].

رابطه بین ΔG° ، ΔH° و ΔS° از طریق عبارات زیر بیان می‌گردد:

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (۱۳-۲)$$

رابطه فوق را می‌توان این گونه بیان کرد:

$$-RT \ln b_L = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (۱۴-۲)$$

و یا

$$\ln b_L = -\frac{\Delta H^\circ}{RT} - \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (۱۵-۲)$$

میزان ΔH° و ΔS° از طریق محاسبه شیب و عرض از مبدأ نمودار ونت هوف^۵ ($\ln b_L$) بر حسب $\frac{1}{T}$ تعیین

می‌گردد [۴۴].

^۱ Enthalpy

^۲ Entropy

^۳ Endothermic

^۴ Exothermic

^۵ Van't Hoff

۲-۵-۱-۴- واجذب^۱ و بازجذب^۲ در سیستم ناپیوسته

جذب بیولوژیک فرآیندی برای حذف آلودگی از آب و یا خاک با استفاده از جاذب‌های بیولوژیک است. از این رو بازیافت جاذب استفاده شده بسیار با اهمیت می‌باشد و این کار تنها با کمک رقیق کننده‌های^۳ قوی امکان پذیر است [۱].

واجذب هنگامی اهمیت بیشتر می‌یابد که تهیه و تولید بایومس هزینه بر باشد. یک پروسه واجذب موفق به یک رقیق کننده مناسب احتیاج دارد که این موضوع به نوع جاذب و مکانیزم جذب بیولوژیک ارتباط دارد. برخی خصوصیات رقیق کننده خوب عبارت است از [۱]:

۱- نباید به جاذب آسیب رسانده و ساختار آن را دچار تغییرات نماید

۲- ارزان باشد

۳- به محیط زیست آسیب نرساند

۴- مؤثر باشد

با وجود این که برخی از واکنشگرهای شیمیایی در واجذب موفق عمل می‌کنند، امکان دارد مخرب جاذب نیز باشند.

نوع یک رقیق کننده به مقدار زیاد به مکانیزم عمل کننده در جذب ارتباط دارد. به عنوان مثال، جاذبه الکتروستاتیکی مهمترین مکانیزم مسئول در جذب آنیون‌های رنگ توسط سطوح دارای بار مثبت می‌باشد [۴۶]. بنابر این منفی نمودن بار سطح جاذب با استفاده از محلول‌های قلیایی، یک راه منطقی در دفع آنیون‌های رنگی است.

واجذب، تحت تأثیر حجم ماده رقیق کننده نیز قرار می‌گیرد. حجم ماده رقیق کننده باید به میزانی انتخاب گردد که با کمترین مقدار، بیشترین واجذب را انجام دهد. بنابراین لازم است تا حجم مناسب رقیق کننده با استفاده از نسبت جامد به مایع تعیین گردد. نسبت جامد به مایع، به نسبت جرم جاذب

¹ Desorption

² Recovery

³ Elutant

حاوی یون‌های جذب شده به حجم رقیق کننده اطلاق می‌شود. هدف از واجذب قطع اتصال آلودگی از جاذب است بنابر این هم جاذب و هم آلودگی بازیافت شده می‌تواند دوباره مورد استفاده قرار گیرد. پس از واجذب، نباید تغییری در خصوصیات ظاهری و مورفولوژیکی جاذب ایجاد گردد. همچنین در جریان پروسه واجذب تمامی اتصالاتها بین آلودگی و جاذب باید قطع گردد. در غیر این صورت عملیات جذب در چرخه‌های بعدی با اشکال روبرو خواهد شد [۱].

برای به دست آوردن درصد بازجذب در هر چرخه، نسبت جذب در هر چرخه را به جذب در چرخه اول محاسبه نموده و به عنوان درصد بازجذب در آن چرخه در نظر می‌گیرند (رابطه ۲-۱۶).

$$Ad(\%) = \frac{q_n}{q_1} \times 100 \quad (16-2)$$

که در آن:

q_1 و q_n به ترتیب میزان جذب در چرخه‌های اول و n ام (mg/g) می‌باشند.

یکی از مهمترین جذابیت‌های جذب بیولوژیک، قابلیت بازیابی جاذبها است. با این حال بسیاری از مطالعات انجام شده، به بررسی عملیات جذب و پارامترهای مؤثر پرداخته و کمتر به بازیابی جاذبها که یکی از مهمترین عوامل در صنعتی شدن یا نشدن فرآیند جذب بیولوژیک می‌باشد توجه نموده‌اند. بنابر این بررسی امکان بازیابی جاذب در مطالعات جذبی باید بیشتر از این مورد توجه قرار گیرد.

۲-۵-۲- سیستم پیوسته (بستر تثبیت)^۱

۲-۵-۲-۱- معرفی

مطالعات جذب پیوسته، جهت امکان سنجی اجرای عملیات در مقیاس واقعی انجام می‌گیرد [۱]. در عملیات جذب پیوسته از اختلاف غلظت - که به عنوان عامل جذب شناخته می‌شود- به بهترین نحو بهره برداری گردیده و از حداکثر ظرفیت جاذب استفاده می‌گردد و در نتیجه در ابتدای عملیات،

^۱ Immobilization - bed

خروجی با غلظت آلودگی نزدیک به صفر به دست می‌آید [۴۷]. در سیستم پیوسته از یک ستون استوانه ای شکل که جاذب تثبیت شده در مواد خاص درون آن قرار دارد و پساب از آن (به سمت بالا یا پایین) عبور می‌کند استفاده می‌گردد. از این رو سیستم پیوسته یک سیستم باز بوده که از یک طرف جریانی با سرعت خاص وارد آن شده و پس از برخورد با جاذب و از دست دادن آلودگی خود، از طرف دیگر خارج می‌گردد. در ابتدای عملیات بیشتر آلودگی توسط جاذب جذب گردیده و غلظت آن در پساب خروجی تقریباً صفر می‌گردد. با گذشت زمان، ستون از آلودگی اشباع شده و در نتیجه غلظت آلودگی در پساب خروجی افزایش می‌یابد [۱].

در این جا مفهومی به نام غلظت (نقطه) رخنه^۱ تعریف می‌گردد که به میزان غلظت مجاز در خروجی ستون اطلاق می‌شود. غلظت رخنه برای هر آلاینده بر اساس سمیت و خطری که برای محیط زیست دارد تعیین می‌گردد. برای بسیاری از آلاینده‌ها گستره ۰/۰۱ppm تا ۱ppm به عنوان غلظت رخنه شناخته می‌شود. هنگامی که غلظت آلودگی در پساب خروجی ستونی که در مقیاس صنعتی استفاده می‌شود، از غلظت رخنه بالاتر رود، جریان به ستون دیگری انتقال یافته و یا همان ستون قبلی با استفاده از رقیق کننده‌های مناسب بازیابی می‌شود [۱].

در مطالعات آزمایشگاهی، عملیات یک ستون زمانی خاتمه می‌یابد که غلظت آلودگی در پساب خروجی و ورودی با هم برابر گردند. این مسأله به دلیل اشباع شدن ستون، که به یک منحنی رخنه^۲ S شکل می‌انجامد، می‌باشد.

سیستم پیوسته مزیت‌های فراوانی نسبت به سیستم ناپیوسته دارد. ساده‌تر بودن عملیات، جذب بیشتر، قابلیت بهتر برای تبدیل به مقیاس صنعتی و واجد راحت‌تر از جمله این مزایا می‌باشد. با این وجود روش ناپیوسته باید مورد آزمایش قرار گیرد تا اطلاعات اساسی مورد نیاز مانند کارایی و راندمان جذب، شرایط بهینه در عملیات تجربی، سرعت جذب بیولوژیک و احتمال بازیابی جاذب و استفاده مجدد از آن کسب شود [۱].

^۱ Breakthrough point

^۲ Breakthrough curve

۲-۵-۲- تثبیت میکروارگانیسیم‌ها در بستر

برای تثبیت میکروارگانیسیم‌های مختلف تاکنون از تثبیت کننده‌های زیادی استفاده شده است. آلژینات^۱ سدیم و کلسیم، پلی اکریل امید، ژلاتین و ژل‌های کاراگینان^۲ کا^۳ و چیتوسان^۴ از جمله این تثبیت کننده‌ها هستند [۴۸ و ۴۹].

از روش‌های مناسبی که بیشتر برای تثبیت سلولی مورد استفاده قرار می‌گیرد به تله انداختن سلول‌ها در آلژینات است که علت استفاده از آن ارزان و ساده بودن تکنیک و امکان استفاده مجدد و مکرر می‌باشد. آلژینات یک ماده بیولوژیکی غیر سمی از گیاهان دریایی است که به سهولت نیز در دسترس است و به تنهایی اثری در جذب فلزات ندارد و بنابر این گویچه‌های آن به طور وسیع به عنوان یک ماده زمینه برای تثبیت و به دام انداختن مولکول‌های زیستی و میکروارگانیسیم‌های قارچی و باکتریایی مورد استفاده قرار می‌گیرد [۴۸].

۲-۵-۳- عوامل مؤثر بر جذب در سیستم پیوسته

عوامل زیادی بر جذب در ستون نقش دارند اما سه عامل سرعت جریان، غلظت آلودگی در پساب ورودی و طول بستر از مهمترین این عوامل هستند که در مطالعات مختلف مورد بررسی قرار گرفته‌اند [۵۰ - ۵۳].

۲-۵-۳-۱- غلظت آلاینده در پساب ورودی (غلظت ورودی)

غلظت آلاینده در ورودی یکی از عوامل مهم و مؤثر می‌باشد به طوری که تغییرات در غلظت ورودی باعث ایجاد تغییرات در جذب و در نتیجه منحنی رخنه می‌گردد. با افزایش غلظت ورودی زمان رخنه^۴ کاهش و میزان جذب تعادلی افزایش می‌یابد. در واقع با افزایش غلظت آلاینده در پساب ورودی، نقاط اتصال بر روی جاذب تثبیت شده بر روی ستون، زودتر اشغال شده و در نتیجه رخنه زودتر رخ

¹ Alginate

² k-carrageenan gels

³ Chitosan

⁴ Breakthrough time

می‌دهد. با کاهش غلظت آلاینده، رخنه دیرتر رخ داده و منحنی رخنه شیب کمتری در مقایسه با حالتی که غلظت ورودی بالاست، دارد [۵۳].

۲-۵-۲-۲- تغییرات طول ستون

از دیگر عوامل مؤثر در جذب پیوسته، طول ستون می‌باشد. هر چه طول ستون بیشتر باشد پساب زمان بیشتری برای تماس با جاذب خواهد داشت و در نتیجه کارایی جذب ستون بالاتر خواهد رفت. همچنین در مقایسه با ستون‌های دیگر، پساب خروجی ستونی که طول بیشتری دارد در یک زمان معین کمتر می‌باشد. با افزایش طول ستون منحنی‌های رخنه به سمت راست نمودار حرکت کرده و جذب آن‌ها کاهش می‌یابد. افزایش سطح جاذب و در نتیجه افزایش نقاط اتصال جاذب، دلیل دیگر بالا رفتن جذب با افزایش طول ستون می‌باشد [۵۳].

۲-۵-۲-۳- سرعت جریان ورودی^۱

سرعت جریان یکی از عوامل بسیار مهم در ارزیابی جذب بیولوژیک در حالت پیوسته می‌باشد. به طور کلی، سرعت جریان پایین برای جذب مطلوبتر می‌باشد چرا که با افزایش سرعت جریان، زمان حضور پساب در ستون کاهش یافته و به این دلیل آلودگی، زمان کافی برای تماس با جاذب و اتصال به آن را نخواهد داشت [۵۲].

۲-۵-۲-۴- مدل‌سازی و آنالیز داده‌های ستون

مدل‌های متعددی برای جذب توسط ستون پیشنهاد شده اند که برخی از آن‌ها در زیر می‌آید:

مدل بوهارت - آدامز^۲ [۱]

$$\frac{C_t}{C_0} = \exp \left(k_{AB} C_0 t - k_{AB} N_0 \frac{Z}{U_0} \right) \quad (۱۷-۲)$$

که در آن:

^۱ Flow rate

^۲ Bohart-Adams

C_0 و C_t غلظت آلودگی در پساب ورودی و خروجی (mg/L)، k_{AB} ثابت سرعت بوهارت-آدامز (cm/min) می‌باشد.

تکسیر^۱ و دیگران [۵۴]، با موفقیت از مدل بوهارت - آدامز برای تعیین پارامترهای جذب یون‌های لانتانید توسط سودوموناس آروژینوسا^۲ استفاده نمودند.

شکل خطی این مدل به صورت زیر است:

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = k_{AB} C_0 t - k_{AB} N_0 \frac{z}{U_0} \quad (18-2)$$

پارامترهای مدل فوق را با استفاده از شیب و عرض از مبدأ نمودار $\ln \frac{C_t}{C_0}$ بر حسب t به دست می‌آورند [۵۳].

مدل توماس^۳ [۱]

$$\frac{C_0}{C_t} = 1 + \exp \left(\frac{k_{TH}}{F} (q_0 X - C_0 V_{eff}) \right) \quad (19-2)$$

که در آن:

k_{TH} ثابت سرعت توماس ($mL/min.mg$)، q_0 حداکثر ظرفیت جذب ستون (mg/g)، X جرم جاذب (g)، F سرعت جریان ورودی (mL/min) و V_{eff} حجم پساب خروجی از ستون (L) می‌باشد.

آدور^۴ و دیگران [۵۰]، از معادله خطی توماس برای توصیف جذب بیولوژیک فلز روی توسط استرپتومیسس ریموسوس^۵ بهره برده و با موفقیت حداکثر ظرفیت جذب را تعیین کردند. شکل خطی مدل توماس به صورت رابطه ۲-۲۰ می‌باشد:

$$\ln \left(\frac{C_0}{C_t} - 1 \right) = \frac{K_{TH} q_0 X}{F} - \frac{K_{TH} C_0 V_{eff}}{F} \quad (20-2)$$

پارامترهای مدل توماس، حداکثر غلظت فاز جامد^۱ (یون‌های فلزی) بر روی جاذب (q_0) و ثابت سرعت جذب (K_{TH})، به کمک داده‌های به دست آمده از مطالعات ستون محاسبه شدند. (q_0) و (K_{TH}) به

¹ Texier

² Pseudomonas aeruginosa

³ Thomas

⁴ Addor

⁵ Streptomyces rimosus

ترتیب با استفاده از عرض از مبدأ و شیب نمودار $\ln\left(\frac{C_0}{C_t} - 1\right)$ بر حسب زمان $(t = \frac{V_{eff}}{F})$ به دست می‌آیند [۵۳].

مدل یون - نلسون^۲ [۵۲]

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{\exp(k_{YN}t - \tau k_{YN})}{1 + \exp(k_{YN}t - \tau k_{YN})} \quad (21-2)$$

شکل خطی این مدل به صورت زیر است:

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = k_{YN}t - \tau k_{YN} \quad (22-2)$$

که در آن:

k_{YN} ثابت سرعت مدل یون - نلسون (L/min) و τ نصف زمان لازم برای برابر شدن غلظت خروجی با ورودی (min) می‌باشد.

پارامترهای این مدل نیز با استفاده از شیب و عرض از مبدأ نمودار $\ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right)$ بر حسب زمان به دست می‌آید [۵۲].

با توجه به تعریف، τ ستون در زمان $t = 2\tau$ اشباع می‌گردد. بر اساس تعریف مدل یون - نلسون، به علت شکل متقارن منحنی رخنه، مقدار یون فلزی جذب شده در بستر تثبیت نصف کل یون فلزی وارد شده به آن در زمان 2τ می‌باشد. بنابر این معادله ۲-۲۳ برای بستر تعریف خواهد شد [۵۲]:

$$q_{0YN} = \frac{q_{total}}{X} = \frac{(1/2)C_0(F/1000)(2\tau)}{X} = \frac{C_0F\tau}{1000X} \quad (23-2)$$

از این معادله و با استفاده از مدل یون - نلسون می‌توان ظرفیت جذب ستون را بر حسب تابعی از غلظت آلودگی ورودی (C_0)، سرعت جریان ورودی (F)، نصف زمان رخنه τ و جرم جاذب تثبیت شده در ستون (X) به دست آورد.

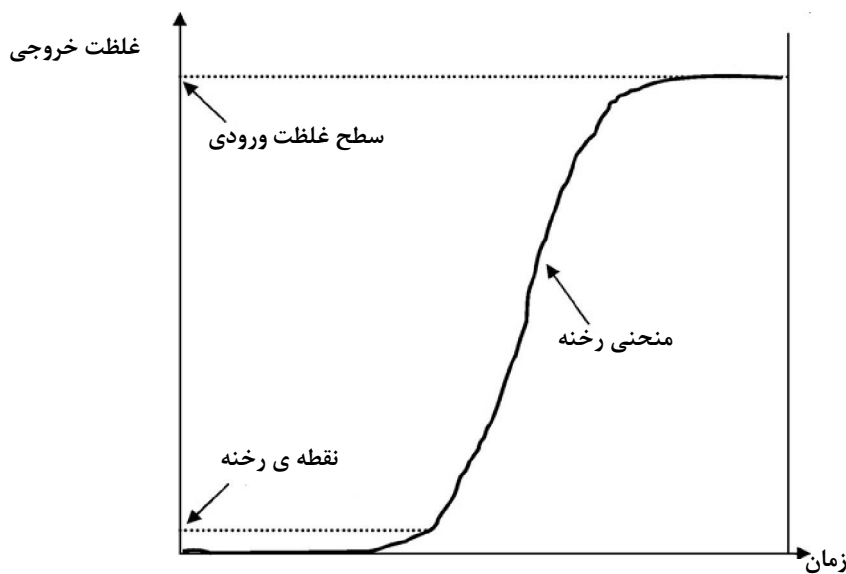
در مطالعات بسیاری علاوه بر این مدل‌ها، از معادلات انتقال جرم و مدل‌های مکانیکی نیز برای توصیف جذب توسط ستون بهره برده اند [۱].

¹ Maximum solid phase concentration of solute

² Yoon-Nelson

کارآمدی یک ستون از طریق مفهومی به نام منحنی رخنه سنجیده می‌شود. زمان رسیدن به نقطه رخنه t_b (رسیدن غلظت خروجی به غلظت مورد نظر) و شکل منحنی غلظت زمان یا منحنی رخنه دو خصوصیت بسیار مهم در طراحی ستون جذب می‌باشند که تأثیر مستقیم در امکان پذیر و اقتصادی بودن پدیده جذب دارند. تعیین این پارامترها به صورت تجربی، وابستگی زیادی به عوامل مؤثر بر جذب ستون مانند سرعت جریان و غلظت ورودی دارد [۱].

یک منحنی رخنه، معمولاً با رسم غلظت خروجی و یا غلظت نرمال شده^۱ (نسبت غلظت خروجی به غلظت ورودی (C/C_0))، بر حسب زمان (t) و یا حجم خروجی (V_{eff}) به دست می‌آید [۱] (شکل ۲-۶).



شکل ۲-۶: منحنی رخنه [۱]

شکل ۲-۶ نشان می‌دهد که در زمان‌های ابتدایی آلودگی به طور کامل از پساب جدا شده و غلظت آلودگی در پساب خروجی صفر می‌گردد. غلظت خروجی با گذشت زمان افزایش می‌یابد و پس از مدتی نقطه رخنه رخ می‌دهد. در مقیاس صنعتی در t_b یعنی زمان رسیدن غلظت خروجی به غلظت رخنه (C_b) ، جریان ورودی قطع شده و ستون تعویض می‌گردد. اما در مقیاس آزمایشگاهی برای انجام

^۱ Normalized concentration

مطالعات بیشتر جریان ورودی را تا نقطه تعادل^۱ (t_e) یعنی زمان برابر شدن غلظت خروجی با غلظت

ورودی ادامه می‌دهند. قلمرو انتقال جرم^۲، (Δt) از طریق رابطه ۲-۲۴ به دست می‌آید [۵۱]:

$$\Delta t = t_e - t_b \quad (2-24)$$

که در آن:

t_e و t_b به ترتیب زمان تعادل (رسیدن غلظت خروجی به مقدار ورودی) و زمان رسیدن به نقطه رخنه

می‌باشد. از شیب منحنی رخنه (t_b تا t_e) معمولاً برای مشخص کردن شکل منحنی استفاده می‌گردد.

همواره یک منحنی رخنه با شیب تند برای عملیات جذب ستون ترجیح داده می‌شود [۱].

حجم پساب خروجی از ستون با استفاده از رابطه ۲-۲۵ به دست می‌آید [۵۱]:

$$V_{eff} = F \cdot t_{total} \quad (2-25)$$

که در این رابطه F سرعت جریان ورودی (mL/min) و t_{total} کل زمان جریان (min) می‌باشد.

جرم فلز جذب شده در ستون (m_{ad}) برای غلظت ورودی و جریان مشخص از رابطه ۲-۲۶ محاسبه

می‌گردد [۵۲].

$$m_{ad} = \frac{FA}{1000} = \frac{F}{1000} \int_{t=0}^{t=t_{total}} C_{ad} dt \quad (2-26)$$

مساحت زیر منحنی رخنه (A)، با انتگرال گیری از غلظت جذب شده بر حسب زمان (C_{ad}) بر حسب

(t)، به دست می‌آید.

جرم کل فلز فرستاده شده به داخل ستون (m_{total}) از طریق رابطه ۲-۲۷ محاسبه می‌گردد [۵۲]:

$$m_{total} = C_0 \cdot F \cdot t_e \quad (2-27)$$

که در آن:

C_0 غلظت ورودی، F سرعت جریان و t_e زمان پایان یافتن جریان می‌باشد.

درصد جذب کل فلز از طریق رابطه ۲-۲۸ محاسبه می‌گردد [۵۲].

$$Total\ metal\ removal\ (\%) = \frac{m_{ad}}{m_{total}} \times 100 \quad (2-28)$$

¹ Equilibrium point

² Mass transfer zone

لازم به ذکر است که درصد جذب کل فلز مستقل از جرم جاذب تثبیت شده در بستر می‌باشد.

میزان جذب تعادلی (q_{eq}) - یا ظرفیت ستون - با استفاده از رابطه ۲-۲۹ به دست می‌آید [۵۲].

$$q_{eq} = \frac{m_{ad}}{X} \quad (29-2)$$

که در آن:

X جرم جاذب تثبیت شده در ستون (g) می‌باشد.

به طور کلی برای یک جاذب خوب زمان رخنه دیرتر، زمان رسیدن به تعادل سریعتر، قلمرو انتقال

جرم کوتاه تر، جذب بالاتر، منحنی رخنه پر شیب تر و درصد جذب بالاتر ترجیح داده می‌شود [۱].

جرم فلز واجذب شده (m_d) نیز از طریق منحنی واجذب (C بر حسب t) به دست می‌آید. درصد

واجذب^۱ از طریق معادله ۲-۳۰ محاسبه می‌گردد.

$$E(\%) = \frac{m_d}{m_{ad}} \times 100 \quad (30-2)$$

۲-۵-۲-۵- واجذب و بازجذب در سیستم پیوسته

با داشتن رقیق کننده مناسب، بازیابی جاذب از ستون بسیار راحت تر از بازیابی آن در فلاسک غوطه‌ور

است. هنگامی که ستون اشباع گردید، جریان پساب متوقف گردیده و رقیق کننده جایگزین آن

می‌گردد. به طور کلی عملیات واجذب بسیار سریع تر از عملیات جذب صورت می‌گیرد از این رو پس

از انجام عملیات واجذب، غلظت بالایی از آلودگی در حجم کمی از رقیق کننده انتظار می‌رود. در

عملیات واجذب همواره ترجیح بر این است که مدت زمان تماس رقیق کننده با جاذب کم باشد. چرا

که این رقیق کننده‌ها معمولاً اسید و بازهای قوی هستند و در صورت تماس زیاد با آن‌ها، جاذب دچار

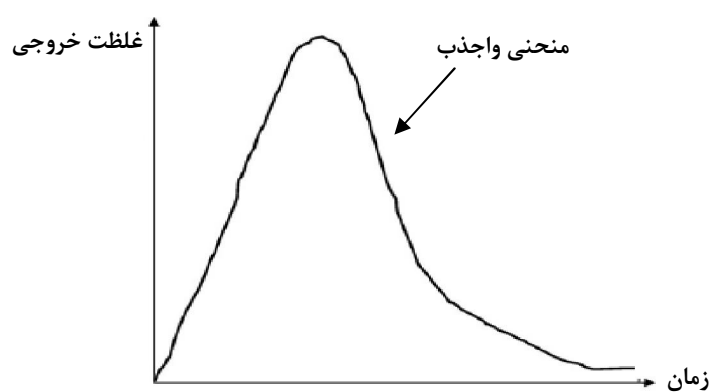
تغییرات و آسیب‌های مورفولوژیکی می‌گردد. از این رو برای موفقیت آمیز بودن واجذب در چرخه‌های

مختلف، رقیق کننده باید با سرعت بهینه وارد ستون گردد. در شکل ۲-۷ یک منحنی واجذب نمونه

نشان داده شده است. همان طور که شکل نشان می‌دهد، در ابتدا افزایش شدید در غلظت آلودگی

خروجی مشاهده می‌شود. سپس با گذشت زمان این غلظت به تدریج کاهش می‌یابد.

^۱ Elution efficiency



شکل ۲-۷: منحنی واجذب در سیستم پیوسته [۱]

با وجود بهینه سازی‌های موفق قبل از پروسه واجذب، بسیاری از محققان کاهش جذب و واجذب در چرخه‌های متوالی را گزارش نموده اند [۵۵]. کاهش جذب در استفاده‌های بعدی از جاذب می‌تواند دلایل مختلفی داشته باشد. تغییرات شیمیایی و ساختاری جاذب به همراه شرایط جریان و انتقال جرم در داخل ستون از جمله این دلایل است [۱].

فصل سوم مواد و روش ها

۳-۱- عملیات میکروبیولوژی

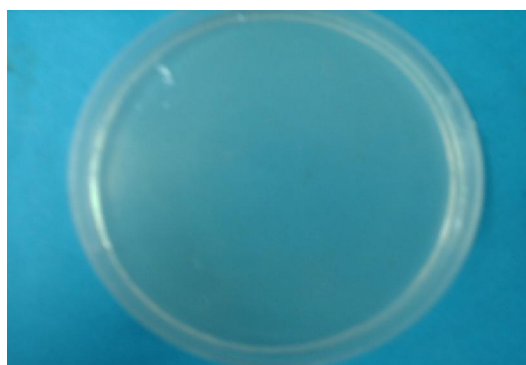
۳-۱-۱- ساختن محیط کشت داخل پلیت

برای ساختن محیط کشت نوترین^۱، ابتدا به مقدار لازم (بر اساس دستور شرکت سازنده) از نوترین به همراه ۲ گرم آگار در یک ارلن ۱۰۰۰ میلی لیتری ریخته و ۵۰۰ میلی لیتر آب مقطر به آن افزوده شد. سپس سر ارلن با پنبه و فویل (ورق آلومینیومی) بسته و اتوکلاو^۲ شد تا محیط داخل آن کاملاً استریل گشته و هر نوع میکروارگانیسم موجود در آن کشته شود. در شکل ۳-۱ یک دستگاه اتوکلاو نشان داده شده است.



شکل ۳-۱: اتوکلاو

پس از پایان اتوکلاو، محیط کنار شعله و با رعایت شرایط استریل داخل پلیت‌ها ریخته شد. پس از شعله پاشی، پلیت‌ها در جایی، ثابت نگه داشته شدند تا محیط داخل آن‌ها کاملاً ببندد و پلیت‌ها آماده کشت دادن گردند (شکل ۳-۲).



شکل ۳-۲: پلیت نوترین آماده برای کشت

¹ Nutrient

² Autoclav

۳-۱-۲- ساختن محیط کشت به صورت اسلنت

برای اطمینان بیشتر از خالص ماندن و آلوده نشدن، میکروارگانیسم مورد استفاده در اسلنت نیز کشت داده شد. برای این کار طبق دستور، مقادیر لازم از محیط پودری مغذی در آب ریخته و برای مدتی بر روی هیتر گذاشته شد تا کاملاً حل گردد. سپس محیط به داخل لوله‌های آزمایش انتقال یافت و سر لوله‌ها با پنبه و فویل بسته شد و اتوکلاو گردید. پس از پایان اتوکلاو لوله‌ها بیرون آورده شد و به صورت مورب قرار گرفت تا پس از خنک شدن محیط و بستن آگار یک سطح شیبدار برای کشت میکروب ایجاد گردد (شکل ۳-۳).



شکل ۳-۳: اسلنت‌های نوترین آماده کشت

۳-۱-۳- نمونه گیری و کشت پساب معدن

نمونه گیری از پساب معدن مس طبق اصول علمی، با دقت و رعایت شرایط استریل انجام گرفت. قسمتی از این پساب در ظروف استریل ریخته شد و بلافاصله برای شناسایی و بررسی میکروارگانیسم‌های موجود در آن به آزمایشگاه میکروبیولوژی دانشگاه آزاد واحد تهران شمال انتقال یافت. در آزمایشگاه مذکور، نمونه مورد نظر به روش پورپلیت (تهیه سری رقت) کشت داده شد. برای این کار چندین لوله آزمایش که هر کدام حاوی ۹ میلی لیتر آب مقطر بود انتخاب و شماره‌گذاری

گردید و توسط اتوکلاو استریل شد. سپس یک میلی لیتر از پساب به لوله شماره یک اضافه گردید (رقت در لوله شماره یک 10^{-1} واحد شد). از لوله اول یک میلی لیتر به لوله دوم اضافه و در نتیجه رقت لوله دوم 10^{-2} واحد شد. پس از بهم زدن محیط، یک میلی لیتر از لوله شماره ۲ به لوله شماره ۳ اضافه و این عمل مرتباً تا لوله آخر تکرار گردید. برای اینکه حجم تمام لوله‌ها با هم برابر شود از لوله آخری یک میلی لیتر بیرون ریخته شد. در واقع رقت هر لوله، با لوله قبل و بعد از خود $0/1$ واحد اختلاف داشت. بدین ترتیب رقت‌های سریالی یا متوالی تهیه شد [۳۵].

سپس برای هر لوله یک پلیت استریل مجزا در نظر گرفته و بر روی پلیت‌ها تاریخ و مشخصات انجام آزمایش قید گردید. داخل هر پلیت یک میلی لیتر از هر کدام از رقت‌های مربوطه ریخته و به آن ۱۵ تا ۲۰ میلی لیتر از محیط نوترین آگار مذاب اضافه شد. پلیت‌ها با حرکت دورانی در جهت عقربه‌های ساعت و خلاف آن تکان داده شدند تا نمونه با محیط کشت به خوبی مخلوط گردد. بعد از جامد شدن محیط کشت، پلیت‌ها به مدت ۴۸ ساعت در انکوباتور^۱ تحت دمای 37°C قرار گرفتند (شکل ۳-۴).

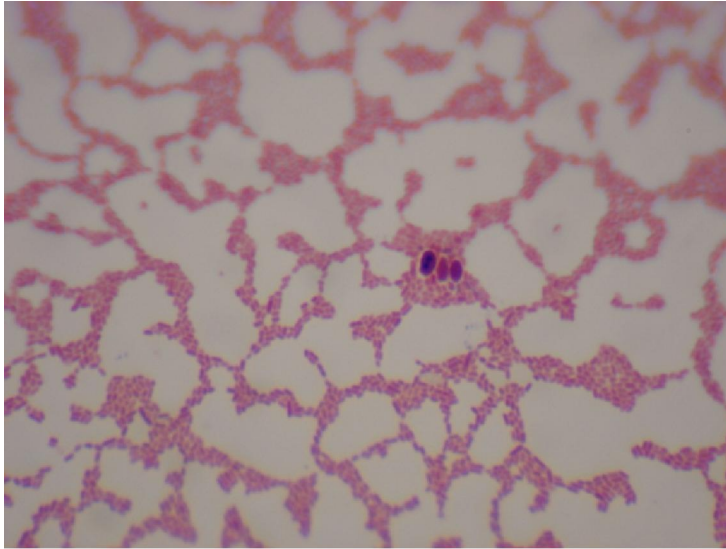


شکل ۳-۴ : پلیت‌های سری رقت

پس از ۲۴ ساعت پلیت‌های سری رقت از داخل انکوباتور بیرون آورده شدند و مورد بررسی قرار گرفتند. با لام گرفتن از توده‌های رشد یافته در پلیت‌ها و مشاهده آن‌ها در زیر میکروسکوپ، نوعی باکتری - که با توجه به میله ای بودن باسیلوس تشخیص داده شد - مشاهده گردید (شکل ۳-۵).

^۱ Incubator

شناسایی، مانند آزمایش‌های بیوشیمیایی^۱ برای تشخیص نوع و گونه انجام گرفت و این باکتری، باسیلوس تورنجینسیس تشخیص داده شد.



شکل ۳-۵: باسیلوس تورنجینسیس

در پلیت‌های ابتدایی سری رقت ناخالصی‌هایی همراه باسیلوس دیده می‌شد اما در پلیت‌های پایانی سری، کلنی‌های تک و خالص از باکتری مورد نظر به دست آمد.

۳-۱-۴- کشت باسیلوس در پلیت

برای تکمیل خالص سازی و جلوگیری از آلودگی و ناخالص شدن باسیلوس به دست آمده، آنس استریل در کنار شعله با میکروارگانیزم آغشته گردیده و به روش کشت خطی در پلیت‌های حاوی محیط کشت نوترین آگار تجدید کشت داده و اطرافش پارافیلیم^۲ کشیده شد و به مدت ۴۸ ساعت در انکوباتور با دمای 30°C (بهترین دما برای رشد باکتری جدا شده) قرار گرفت. پس از آن پلیت‌ها تا زمان استفاده، در یخچال نگهداری گردید. باکتری ظرف ۴۸ ساعت رشد لازم را می‌نماید و حضور بیشتر آن در انکوباتور ممکن است سبب آلودگی‌اش گردد. از این رو مدت زمان رشد برای آن در تمامی طول آزمایش ۴۸ ساعت در نظر گرفته شد.

^۱ Biochemical tests

^۲ Parafilm

۳-۱-۵- کشت باسیلوس در اسلنت

برای اطمینان از خالص ماندن باکتری و جلوگیری از آلوده شدن آن در محیط آزمایشگاه، باکتری با استفاده از آنس استریل، کنار شعله و با دقت بر روی سطح شیبدار لوله‌ها کشت داده شد. سپس سر لوله‌ها پارافیلیم کشیده و به مدت ۴۸ ساعت در انکوباتور 30°C قرار داده شد تا باکتری رشد نماید. سپس لوله‌ها در یخچال قرار گرفت.

۳-۱-۶- تولید بایومس خشک

در این مرحله ۲۰ گرم از محیط‌نوترین برات^۱ داخل ارلن ۱۰۰۰ میلی‌لیتری ریخته شد و ۵۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر به آن اضافه گردید. سپس سر ارلن با استفاده از پنبه و تنظیف تمیز بسته شد و داخل اتوکلاو قرار گرفت. پس از اتوکلاو شدن، ارلن بیرون آمد و قبل از تلقیح^۲ باکتری مدتی سپری شد تا محیط مایع خنک شود و باکتری‌ها در اثر دمای بالا نمیرند. سپس باکتری در کنار شعله و با رعایت شرایط استریل از داخل اسلنت به محیط تلقیح گردید و ارلن به مدت ۴۸ ساعت در انکوباتور شیکر^۳ با دمای 30°C برای تولید بایومس قرار گرفت (شکل ۳-۶). باکتری‌ها در شرایط مناسب شروع به تکثیر نمودند.

^۱ Broth

^۲ Inoculation

^۳ Shaker



شکل ۳-۶ : انکوباتور شیکر

پس از ۴۸ ساعت ارلن‌ها از داخل انکوباتور بیرون آمد و به منظور کشتن باکتری‌ها اتوکلاو گردید. سپس محتویات آن داخل لوله‌های سانتریفوژ^۱ ریخته و به مدت ۱۵ دقیقه با دور ۵۰۰۰ سانتریفوژ شد (شکل ۳-۷).



شکل ۳-۷ : دستگاه سانتریفوژ

در ادامه مایع بالایی هر کدام از لوله‌ها که در واقع همان محیط کشت نوترین بود خارج گردید و رسوب (باکتری) با استفاده از قطره چکان از لوله‌ها بیرون آورده و داخل ظرف چینی ریخته شد.

^۱ Centrifuge

سپس ظرف چینی به مدت ۲۴ ساعت در آون^۱ 60°C قرار گرفت تا بایومس خشک به دست آید (شکل ۳-۸).



شکل ۳-۸: چینی حاوی توده باکتری در آون

پس از ۲۴ ساعت چینی از داخل آون بیرون آورده شد و بایومس خشک حاصل در هاون خرد گردید. پودر حاصل برای استفاده در عملیات جذب داخل یخچال قرار گرفت.

۳-۲- عملیات شیمیایی

۳-۲-۱- اندازه‌گیری غلظت یون‌های مختلف موجود در پساب

از پساب معدن مس ۴ بار با فواصل ۲ ماهه نمونه برداری گردید. نمونه‌ها برای آنالیز به آزمایشگاه شیمی دانشگاه آزاد، واحد تهران شمال (ظفر) انتقال یافت و غلظت یون‌های آهن دو ظرفیتی، مس، سرب، نیکل، نقره، منگنز، آلومینیوم و مولیبدن موجود در هر نمونه پساب با دستگاه جذب اتمی واریان^۲ مدل AA۲۴۰ (شکل ۳-۸) اندازه‌گیری شد.

^۱ Oven

^۲ Varian



شکل ۳-۹ : دستگاه جذب اتمی واریان مدل AA240

در این مطالعه با توجه به بالا بودن غلظت یون‌های Mn و Cu در همه نمونه‌ها نسبت به سایر یون‌ها فرآیند جذب آن‌ها توسط باکتری مورد بررسی قرار گرفت. از آن جا که غلظت سایر یون‌ها در مقایسه با یون‌های مس و منگنز پایین بود از تأثیر آن‌ها بر جذب صرف‌نظر گردید.

۳-۲-۲- آزمایشات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب

آزمایشات لازم جهت تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب شامل آزمایش سختی، قلیائیت کل، قلیائیت نسبت به فنل فتالئین، کدورت، pH، مقدار اکسیژن محلول^۱ و اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی^۲ بر روی نمونه شماره یک پساب توسط آزمایشگاه تصفیه آب انجام گرفت.

۳-۳- عملیات جذب

۳-۳-۱- مطالعات جذب در سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور)

مطالعات جذبی در حالت ناپیوسته (فلاسک غوطه ور) برای بهینه سازی پارامترهای مؤثر بر میزان جذب یون‌های فلزی توسط جاذب بیولوژیک (باسیلوس تورنجینسیس) انجام گرفت. در تمامی

^۱ Dissolved Oxygen (DO)

^۲ Biochemical Oxygen Demand (BOD)

آزمایش‌ها ۲۰۰ میلی لیتر از پساب داخل ارلن‌های ۵۰۰ میلی لیتری ریخته و پس از قرار گرفتن جاذب در آن‌ها با دور ۱۰۰ دور بر ثانیه^۱ تکان داده شد [۵۶]. شایان ذکر است برای بررسی تأثیر مدت زمان تماس، pH، غلظت جاذب و دما بر میزان جذب از پساب شماره یک که غلظت اولیه آلودگی در آن به ترتیب ۵/۵ و ۸ میلی گرم بر لیتر برای مس و منگنز بود، استفاده گردید. سپس با کاغذ صافی پساب از جاذب جدا گردیده و غلظت یون‌های Cu و Mn باقیمانده در پساب با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. هر کدام از آزمایش‌ها ۳ بار تکرار و میانگین آن‌ها به عنوان نتیجه ثبت گردید.

میزان جذب تعادلی^۲ (q_e) با استفاده از رابطه ۲-۱ به دست آمد. در طول انجام آزمایش pH پساب با استفاده از اسید نیتریک یا اسید سولفوریک و هیدروکسید سدیم ۱M تنظیم گردید [۵۶].

۳-۱-۳-۱- تأثیر مدت زمان تماس^۳ بر میزان جذب بیولوژیک

برای بررسی تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب بیولوژیک یون‌های Cu و Mn توسط باکتری پارامترهای pH، غلظت جاذب و دما، ثابت و به ترتیب برابر با ۶، ۱ gr/L و 308 K° در نظر گرفته شد. مدت زمان تماس متغیر و بین ۵ تا ۱۸۰ دقیقه بود.

۳-۱-۳-۲- تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب بیولوژیک

در این قسمت غلظت جاذب متغیر و بین ۱ تا ۱۰ گرم بر لیتر در نظر گرفته شد. سایر عوامل مؤثر در جذب ثابت بودند. pH=۶، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه و دما 308 K° .

۳-۱-۳-۳- تأثیر pH پساب بر میزان جذب

در این قسمت pH متغیر و در محدوده ۲ تا ۶ انتخاب گردید. مقدار عوامل مؤثر دیگر ثابت و به این شرح در نظر گرفته شد. غلظت جاذب ۱ gr/L، دما 308 K° ، مدت زمان تماس ۱۸۰ دقیقه.

^۱ Round Per Minute(rpm)

^۲ Equilibrium uptake

^۳ Contact time

۳-۳-۱-۴- تأثیر دما بر میزان جذب

در این مرحله اثر دما بر میزان جذب یون‌های Cu و Mn موجود در پساب پرداخته شد. غلظت جاذب 1 gr/L ، pH پساب ۶ و مدت زمان تماس ۱۸۰ دقیقه بود. این مرحله از آزمایش در دماهای ۲۹۸، ۳۰۳، ۳۰۸، ۳۱۳ و ۳۱۸ درجه کلین انجام گرفت.

۳-۳-۱-۵- تأثیر غلظت اولیه آلودگی بر میزان جذب

برای بررسی تأثیر غلظت اولیه آلودگی بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز از ۴ نمونه پساب تهیه شده از معدن مس استفاده گردید. غلظت اولیه یون‌های مذکور در جدول ۴-۲ آمده است. غلظت جاذب 0.1 gr/L ، pH پساب ۶، مدت زمان تماس ۱۸۰ دقیقه و دما 308 K بود.

۳-۳-۱-۶- چرخه جذب و واجذب در سیستم ناپیوسته

عملیات جذب و واجذب در سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه‌ور) انجام گردید. برای این کار 0.1 gr گرم بایومس پودری باکتری در ارلن حاوی ۲۰۰ میلی لیتر پساب با $\text{pH}=6$ ریخته و به مدت ۱۸۰ دقیقه در دمای ۳۵ درجه با دور 100 rpm تکان داده شد (مرحله جذب). سپس با کاغذ صافی، جاذب از پساب جدا گشته و میزان جذب اندازه گرفته شد. جاذب که حاوی فلزات سنگین بود در ارلن حاوی ۱۰۰ میلی لیتر اسید کلریدریک 1 M قرار گرفته و به مدت ۶۰ دقیقه در دمای ۳۵ درجه سانتیگراد و دور 100 rpm تکان داده شد (مرحله واجذب). سپس بایومس از اسید با کاغذ صافی جدا و برای خنثی سازی با آب مقطر شستشو شد. عملیات جذب و واجذب برای ۴ چرخه دیگر با همان شرایط تکرار و نتایج حاصل ثبت گردید. درصد بازجذب در هر چرخه با استفاده از رابطه ۲-۱۶ به دست آمد.

۳-۳-۲- مطالعات جذب در سیستم پیوسته (بستر تثبیت)

پس از انجام عملیات جذب ناپیوسته و بهینه شدن پارامترهای مؤثر در آن، بررسی جذب بیولوژیک یون‌های مس و منگنز موجود در نمونه پساب شماره یک معدن مس سرچشمه، این بار در سیستم پیوسته ادامه یافت. pH پساب برای تمامی مراحل عملیات پیوسته به مقدار ۶ تنظیم شد.

۳-۳-۲-۱- تثبیت بایومس خشک باکتری در آلزینات

برای تثبیت بایومس خشک، میزان ۲/۵ گرم از آلزینات با ۲/۵ گرم بایومس پودری مخلوط گردیده و در ۲۵۰ میلی لیتر آب مقطر ریخته شد. سپس بشر حاوی مخلوط ساخته شده بر روی هیتر-همزن قرار گرفت تا آلزینات به خوبی حل شود. قبل از آن که محتوی بشر شروع به جوشیدن نماید (حل شدن کامل آلزینات در آب مقطر)، بشر از روی هیتر - همزن برداشته شد. سپس ۵۰۰ میلی لیتر محلول ۰/۲ مولار کلرید کلسیم تهیه و بر روی همزن قرار داده شد و با استفاده از سرنگ یا سمپلر، مخلوط آلزینات - بایومس خنک تر شده، قطره قطره به داخل محلول کلرید کلسیم وارد گردید. با ورود آلزینات به محلول ذکر شده گویچه‌های ژله ای (مهره‌های ژلی مانند) به ابعاد حدود ۲ میلی متر به دست آمد [۴۸ و ۵۸]. با ریختن مخلوط آلزینات و بایومس در محلول کلرید کلسیم بایومس باکتری داخل گویچه‌های آلزینات به دام افتاده و تثبیت گردید. این کار تا جایی که مخلوط آلزینات - بایومس تمام شود، انجام داده شد. پس از پایان کار محلول کلرید کلسیم قدیمی با محلول کلرید کلسیم جدید جایگزین شده و بشر به مدت ۲۴ ساعت در یخچال قرار گرفت تا گویچه‌ها استحکام مناسب را پیدا نمایند [۴۸] (شکل ۳-۱۰).



شکل ۳-۱۰ : گویچه‌های آلژینات حاوی بایومس تثبیت شده باکتری

۳-۲-۲-۲-۲- برپایی ستون جذب

برای انجام عملیات جذب پیوسته از یک ستون شیشه‌ای به قطر ۲ cm و طول ۵۰ cm که در انتهای آن شیری برای خروج پساب، تعبیه شده بود استفاده گردید. ابتدا تا ارتفاع ۵ تا ۱۰ سانتیمتر از پایین ستون پنبه قرار داده شد. سپس گویچه‌های آلژینات حاوی پودرهای بیومس باکتری از یخچال بیرون آورده شد و برای حذف کلرید کلسیم با آب مقطر شستشو گردید. سپس گویچه‌ها روی یک سطح تمیز پهن شدند تا خشک شوند. پس از این که گویچه‌ها کاملاً خشک شدند، به داخل ستون شیشه‌ای منتقل شده و شیر ستون باز گذاشته شد تا پساب پس از عبور از گویچه‌ها از پایین خارج شود (شکل ۳-۱۱). از بالای ستون پساب با سرعت‌های مختلف ۲ mL/min، ۴ mL/min و ۶ mL/min وارد ستون شد و هنگام خروج نمونه گیری از آن در بازه‌های زمانی مختلف انجام گرفت [۵۷]. غلظت باقی‌مانده یون‌های مس و منگنز در نمونه‌ها، توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. عملیات تا زمانی که دیگر هیچ جذبی در ستون صورت نگیرد و غلظت خروجی از آن با غلظت ورودی برابر گردد، ادامه یافت. pH پساب ورودی به ستون همان pH بهینه که در عملیات جذب در سیستم ناپیوسته تعیین گردید، در نظر گرفته شد.



شکل ۱۱-۳: ستون حاوی گویچه‌های آلژینات

۳-۲-۳-۳- برپایی ستون شاهد

برای بررسی میزان جذب آلژینات، از ستون شاهد استفاده گردید. برای این کار ۵ گرم آلژینات سدیم داخل یک بشر ۵۰۰ میلی لیتری ریخته و ۲۵۰ میلی لیتر آب مقطر به آن افزوده شد. سپس مراحل ذکر شده در بخش قبل در اینجا نیز تکرار گردید. پس از نمونه گیری از پساب خروجی ستون شاهد، میزان جذب توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد.

۳-۲-۳-۴- چرخه جذب و واجذب در سیستم پیوسته

برای بررسی کارایی ستون در استفاده مجدد از آن، آزمایش‌های جذب و واجذب بر روی ستون آلژینات انجام گرفت. پس از پایان عملیات جذب، با استفاده از اسیدکلریدریک ۱M که با سرعت ۲ میلی لیتر بر دقیقه به مدت ۶۰ دقیقه از ستون عبور کرد، عملیات واجذب انجام شد. چرخه جذب و واجذب برای ۵ بار ادامه یافت و درصد جذب برای هر کدام از چرخه‌ها با استفاده از معادله ۲-۱۶ به دست آمد. برای این کار q_1 ظرفیت جذب ستون در چرخه اول و q_n ظرفیت جذب ستون در چرخه n در نظر گرفته شد.

فصل چهارم

نتایج حاصل از جذب و بحث پیرامون آنها

۱-۴- نتایج حاصل از آنالیز پساب

۱-۱-۴- بررسی غلظت یون‌های مختلف موجود در پساب

غلظت یون‌های موجود در نمونه پساب شماره یک به شرح جدول ۱-۴ می‌باشد.

جدول ۱-۴ : غلظت یون‌های مختلف در نمونه پساب شماره یک

یون فلزی	Fe(II)	Cu(II)	Pb(II)	Ni	Ag	Mn	Al	Mo
غلظت (ppm)	۰/۰۹۷	۵/۵	۰/۶۵	۰/۰۰۳	۰/۰۵۷	۸	۰/۲۴	۰/۲۹

همان‌طور که مشاهده می‌شود و قبلاً نیز ذکر گردید، غلظت یون‌های مس و منگنز بیش از سایر یون‌ها می‌باشد. در سایر نمونه‌های پساب نیز غلظت یون‌های مس و منگنز بیشتر بود. در جدول ۲-۴ مقدار این دو یون در سایر نمونه‌ها آمده است.

جدول ۲-۴ : غلظت یون‌های مس و منگنز در نمونه‌های پساب

یون فلزی	غلظت یون‌ها (ppm)			
	نمونه پساب شماره یک	نمونه پساب شماره دو	نمونه پساب شماره سه	نمونه پساب شماره چهار
Cu(II)	۵/۵	۴/۵	۳	۲/۲۵
Mn	۸	۹/۵	۵/۲۵	۷

۲-۱-۴- نتایج آزمایشات تعیین خصوصیات شیمیایی و فیزیکی پساب

نتایج آزمایشات مربوط به تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب که توسط آزمایشگاه تصفیه آب تعیین گردیدند، در جدول ۳-۴ مشاهده می‌شود.

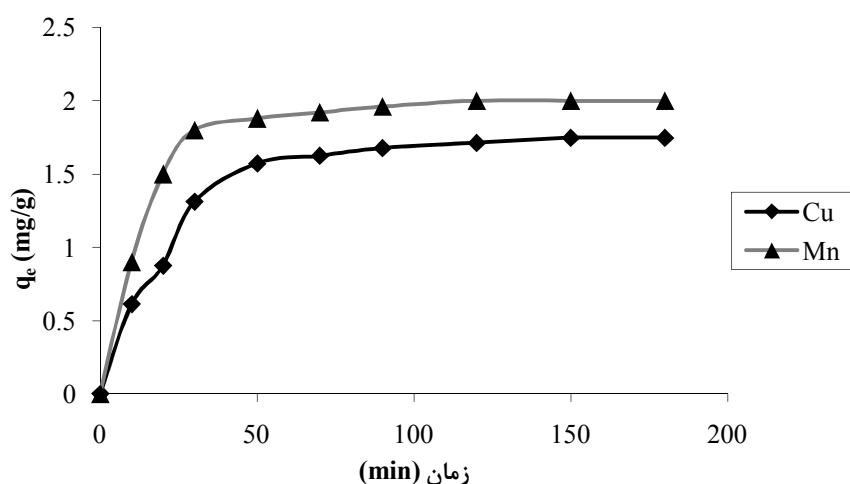
جدول ۳-۴ : نتایج آزمایشات تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی پساب (نمونه یک)

۵/۴	pH
سختی کل بر حسب کربنات کلسیم	خیلی بالا
قلیائیت نسبت به فنل فتالین	۰
قلیائیت کل	۲۰ mg/Lit CaCO ₃
اکسیژن حل شده (DO)	۱/۵۴
اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)	۳/۷۵
کدورت	۱۶۷/۹

۲-۴- نتایج مطالعات جذب در سیستم ناپیوسته (فلاسک غوطه ور)

۱-۲-۴- تأثیر مدت زمان تماس

تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب مس و منگنز توسط باکتری در شکل ۱-۴ نشان داده شده است. همان‌طور که از این شکل بر می‌آید با افزایش مدت زمان تماس، میزان جذب هر دو فلز توسط جاذب افزایش می‌یابد. جذب یون‌های مس و منگنز در ۳۰ دقیقه اول بسیار سریع صورت گرفت و پس از حدود ۱۲۰ دقیقه سیستم به حالت تعادل رسید و دیگر تغییر خاصی در میزان یون‌های باقیمانده در پساب ایجاد نشد. دلیل اصلی افزایش میزان جذب با گذشت زمان را می‌توان در افزایش احتمال برخورد یون‌های فلزی با نقاط فعال روی جاذب دانست [۱].



شکل ۱-۴: تأثیر مدت زمان تماس بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز (غلظت جاذب ۱ g/L، دما ۳۰۸K°، pH=۶)

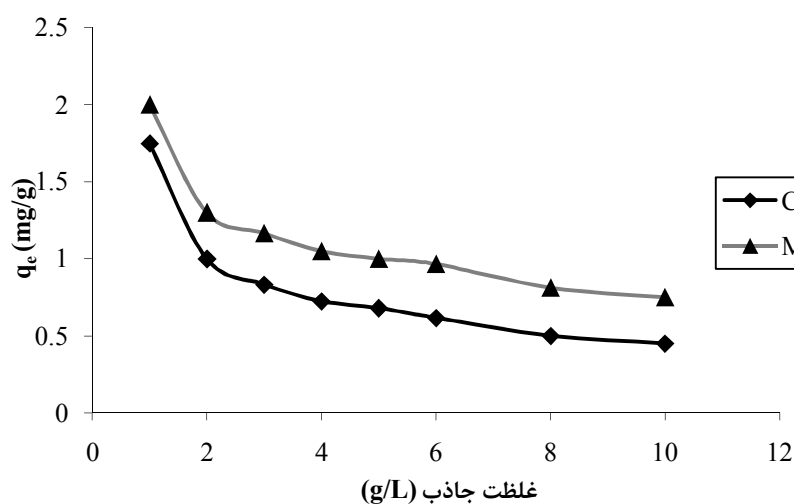
در ۳۰ دقیقه ابتدای عملیات به علت زیاد بودن نقاط فعال بر روی جاذب، یون‌های فلزی به راحتی و با سرعت زیاد جذب می‌گردند و درصد بالایی از کل جذب در این مدت انجام می‌گیرد. از این رو شیب نمودار جذب - زمان در ابتدا زیاد است. با گذشت زمان و کاهش نقاط اتصال روی جاذب، جذب یون‌های فلزی به دشواری صورت گرفته و زمان بر می‌شود. در جذب مس و منگنز، سیستم به ترتیب پس از گذشت ۱۵۰ و ۱۲۰ دقیقه از آغاز عملیات به حالت تعادل رسید، جاذب اشباع شد و دیگر هیچ

جذبی صورت نپذیرفت و به اصطلاح سیستم به تعادل رسید. بیشتر بودن زمان رسیدن به تعادل در جذب مس را می‌توان به کمتر بودن غلظت آن در پساب نسبت داد.

میزان جذب یون‌های منگنز در زمان‌های مختلف همواره بیشتر از میزان جذب یون‌های مس می‌باشد که این مسأله نیز به دلیل بالاتر بودن غلظت یون‌های منگنز نسبت به مس و احتمالاً بیشتر بودن تمایل جاذب به جذب منگنز می‌باشد.

۲-۲-۴- تأثیر غلظت جاذب

تأثیر تغییرات غلظت جاذب بر میزان جذب در شکل ۲-۴ نشان داده شده است. با افزایش غلظت جاذب، میزان جذب تعادلی (q_e) برای هر دو یون کاهش یافت. دلیل این امر این است که در غلظت‌های بالای جاذب میزان نقاط فعال روی آن در مقایسه با میزان یون‌های فلزی بالا است. در نتیجه سطح جاذب به طور کامل اشباع از یون‌های جذبی نمی‌شود و مقدار جذب در واحد جرم جاذب (q_e) کاهش می‌یابد [۵۸].



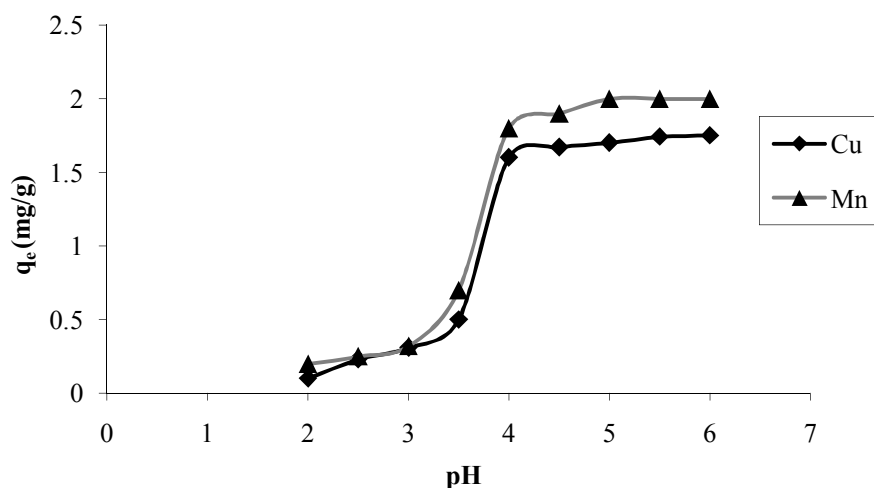
شکل ۲-۴: تأثیر غلظت جاذب بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز
(دما $30.8K^\circ$ ، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، $pH=6$)

از سوی دیگر با افزایش غلظت جاذب نقاط فعال که توانایی جذب یون‌های آلاینده را دارند افزایش یافته و در نتیجه فلز بیشتری از پساب حذف می‌گردد به طوری که با تغییر غلظت جاذب از ۱ تا ۱۰

گرم بر لیتر، درصد جذب از ۳۲ به ۸۱ برای مس و ۲۵ به ۹۴ برای منگنز می‌رسد. با وجود این آن چه اهمیت دارد میزان جذب بر واحد جرم جاذب است (استفاده از غلظت‌های بالای جاذب در مقیاس صنعتی توجیه اقتصادی ندارد). از این رو غلظت بهینه جاذب ۱ g/L در نظر گرفته شد.

۴-۲-۳- تأثیر pH پساب

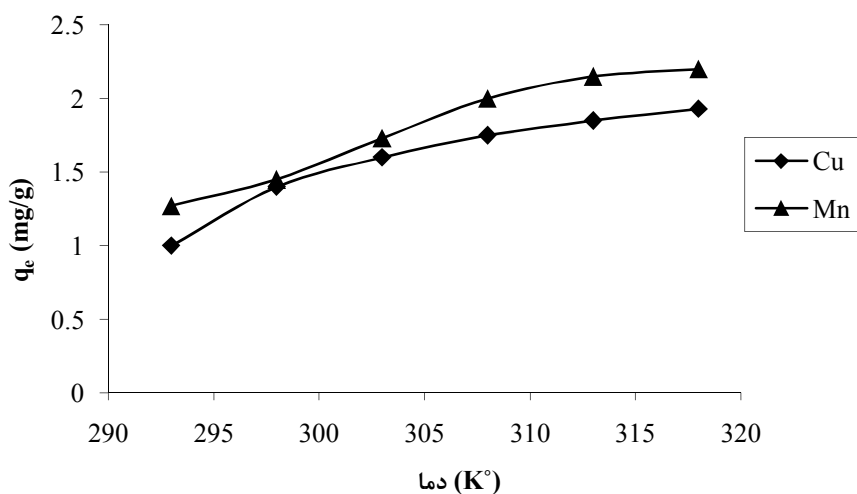
مطالعات قبلی نشان داده است که pH مهمترین عامل مؤثر در جذب بیولوژیک فلزات سنگین است [۱]. خصوصیت جذب فلزات توسط باکتری‌های گرم مثبت بیشتر به دلیل حضور پلیمرهای آنیونی مخصوص مانند پتیدوگلیکان و اسید تیکوئیک در ساختار دیواره سلولی آن‌ها می‌باشد [۱]. به سبب همین محتویات آنیونی دیواره، باکتری‌ها از جمله باسیلوس تورنجینسیس قابلیت بالایی در جذب نشان می‌دهند. بار الکتریکی روی جاذب و ماده جذب شده با pH پساب ارتباط مستقیم دارد. تأثیر pH پساب بر جذب در شکل ۳-۴ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش pH، میزان جذب نیز افزایش می‌یابد. در pH های ابتدایی (محدوده ۲ تا ۳) جذب خیلی پایین است اما در گستره ۳ تا ۴ افزایش ناگهانی اتفاق می‌افتد. این مسأله به دلیل تغییرات اساسی در بار سطح جاذب در این گستره pH می‌باشد. در pH های بالا، بار منفی خالص بر روی اجزای دیواره سلولی جاذب حضور دارد. در نتیجه این بار منفی، کاتیون‌های فلزی به راحتی جذب نقاط اتصال روی جاذب می‌گردند. با کاهش pH بار سطحی کلی بر روی سلول‌ها مثبت شده و یون‌های H^+ موجود در محیط افزایش می‌یابد. افزایش رقابت بین یون‌های هیدرونیوم و کاتیون‌های فلزی و همچنین افزایش بار مثبت روی سطح جاذب سبب کاهش میزان جذب می‌گردد [۱].



شکل ۴-۳: تأثیر pH اولیه پساب بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز (غلظت جاذب ۱ g/L، دما ۳۰۸ K°، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه)

۴-۲-۴- تأثیر دما

همان طور که از شکل ۴-۴ بر می‌آید، با افزایش دما تا ۳۰۸ K°، میزان جذب هر دو یون Cu و Mn افزایش می‌یابد. با ادامه روند افزایش دما، میزان جذب یون‌های مذکور افزایش چشمگیر نداشته و تقریباً ثابت می‌گردد. از این رو با توجه به تأثیرات مخرب دمای بالا روی جاذب و همچنین غیر اقتصادی بودن آن، ۳۰۸ K° را دمای بهینه در نظر می‌گیریم.

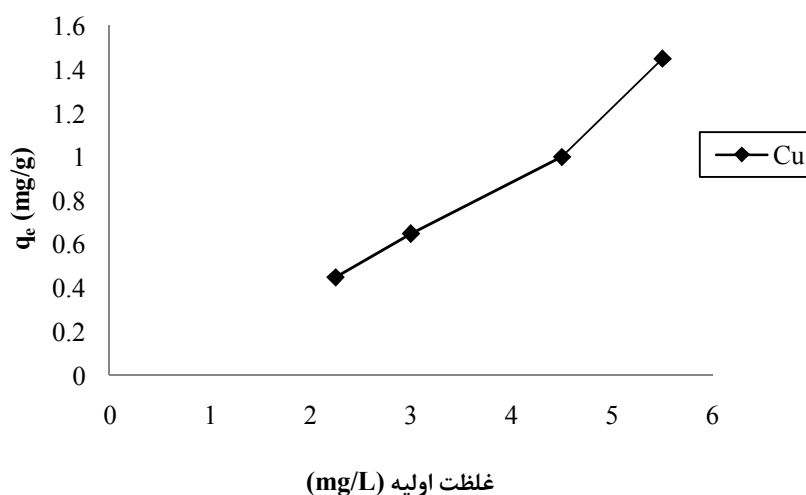


شکل ۴-۴: تأثیر دما بر میزان جذب یون‌های مس و منگنز (غلظت جاذب ۱ g/L، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، pH=۶)

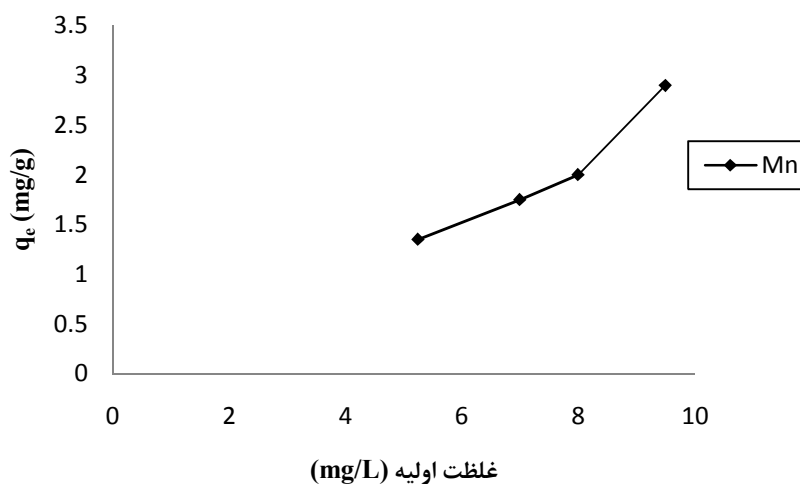
با توجه به افزایش میزان جذب یون‌های مس و منگنز با افزایش دما، می‌توان گفت فرآیند جذب بیولوژیکی یون‌های مس و منگنز موجود در پساب معدن مس، گرماگیر است. تغییر انرژی آزاد گیبس واکنش جذب یون‌های مس و منگنز در دمای 308 K° محاسبه گردید. بر این اساس مقدار ΔG° برای مس و منگنز به ترتیب 5974 (J/mol) و 8618 (J/mol) به دست آمد. مثبت بودن این مقادیر نشان از غیر خود به خودی بودن واکنش جذب است.

۴-۲-۵- تأثیر غلظت اولیه یون‌ها در پساب

یکی دیگر از عوامل تأثیرگذار در جذب، غلظت اولیه یون‌ها در پساب می‌باشد. همان طور که در شکل‌های ۴-۵ و ۴-۶ مشاهده می‌گردد با افزایش غلظت مس و منگنز میزان جذب نیز افزایش می‌یابد. دلیل این امر را می‌توان در افزایش احتمال برخورد یون‌های مذکور با نقاط اتصال روی جاذب دانست [۱].



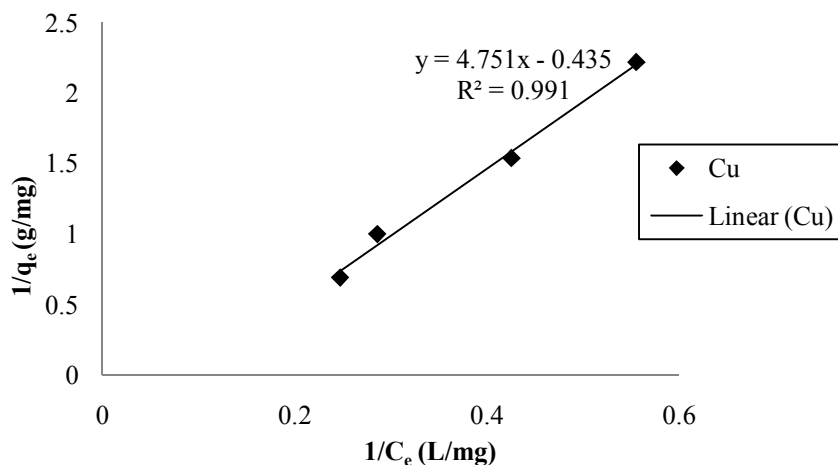
شکل ۴-۵: تأثیر غلظت اولیه یون‌های مس در جذب (غلظت جاذب 1 g/L ، دما 308 K° ، زمان تماس 180 دقیقه، $\text{pH}=6$)



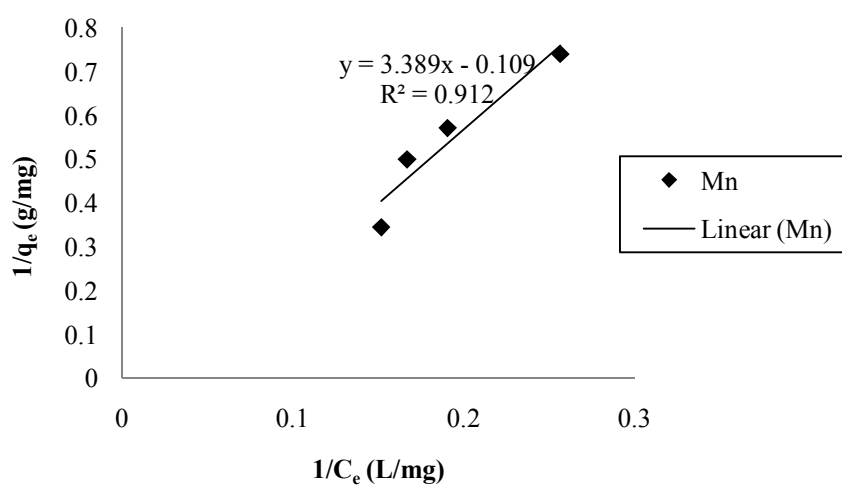
شکل ۴-۶: تأثیر غلظت اولیه یون‌های منگنز در جذب (غلظت جذب ۱ g/L، دما ۳۰۸ K[°]، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، pH=۶)

افزایش غلظت اولیه یون‌ها تا یک سطح خاص بر میزان جذب تأثیرگذار است زیرا با اشباع شدن نقاط اتصال روی جاذب، دیگر جذبی صورت نمی‌گیرد و یون‌ها در پساب باقی می‌مانند [۳]. مطالعات تعادلی^۱ با استفاده از داده‌های جذبی حاصل از این قسمت (تأثیر غلظت اولیه یون‌ها در پساب) صورت گرفت. برای این کار این داده‌ها با مدل‌های لانگمویر (شکل‌های ۴-۷ و ۴-۸) و فروندلیش (شکل‌های ۴-۹ و ۴-۱۰) مقایسه گردیدند. نتایج حاصل برای ثابت‌های دو مدل مذکور در جدول ۴-۴ آمده است.

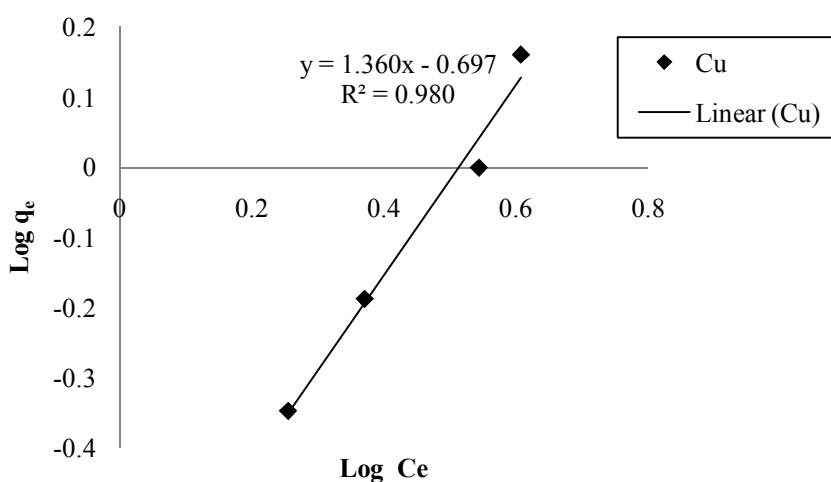
^۱ Equilibrium Studies



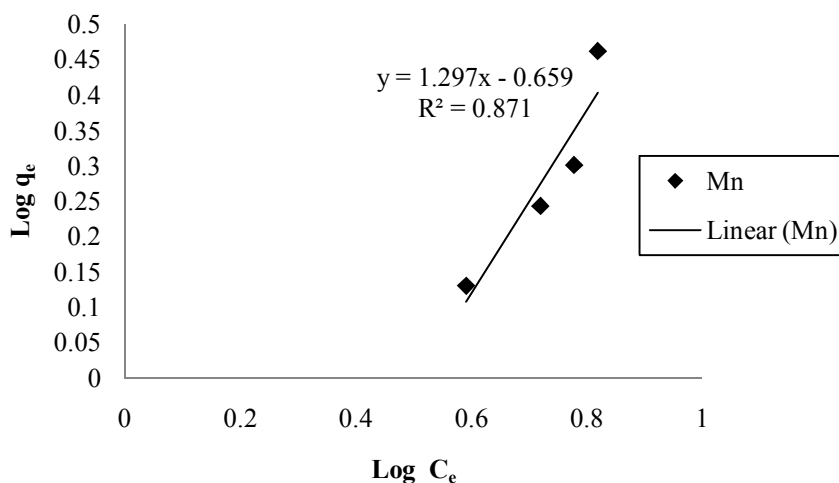
شکل ۴-۷: بررسی برازش داده‌های جذب مس با مدل لانگمویر (غلظت جاذب ۱ g/L، دما 30.8 K° ، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، $\text{pH}=6$)



شکل ۴-۸: بررسی برازش داده‌های جذب منگنز با مدل لانگمویر (غلظت جاذب ۱ g/L، دما 30.8 K° ، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، $\text{pH}=6$)



شکل ۴-۹: بررسی برازش داده‌های جذب مس با مدل فروندلیش (غلظت جاذب ۱ g/L، دما ۳۰۸ K°، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، pH=۶)



شکل ۴-۱۰: بررسی برازش داده‌های جذب منگنز با مدل فروندلیش (غلظت جاذب ۱ g/L، دما ۳۰۸ K°، زمان تماس ۱۸۰ دقیقه، pH=۶)

این داده‌ها برازش خوبی با هر دو مدل دارد. اما مقایسه ضرایب رگرسیون نشان می‌دهد این برازش برای مدل لانگمویر بیش از مدل فروندلیش است. همچنین برازش داده‌های جذبی حاصل از جذب مس با دو مدل ذکر شده بیش از منگنز می‌باشد.

جدول ۴-۴: پارامترهای مربوط به دو مدل لانگمویر و فروندلیش در جذب یون‌های مس و منگنز

فروندلیش			لانگمویر				مدل
K_F	n	R^2	R_L	b_L (L/mg)	q_{max} (mg/g)	R^2	پارامترها
۴/۹۸	۰/۷۳	۰/۹۸۰۱	۰/۶۶۴	۰/۰۹۲	۲/۲۹	۰/۹۹۱۹	مس
۴/۵۶	۰/۷۷	۰/۸۷۱۴	۰/۱۸۵	۰/۰۳۲	۹/۱۷	۰/۹۱۲۳	منگنز

جذب حداکثر به دست آمده برای دو یون مس و منگنز نیز در جدول ۴-۴ مشاهده می‌شود. بر این اساس در شرایط آرمانی و بدون حضور موانع محیطی به ترتیب حداکثر ۲/۲۹mg/g و ۹/۱۷ mg/g از مس و منگنز موجود در پساب جذب خواهد شد.

فاکتور جدایش جذب دو یون مس و منگنز هر دو بین صفر و یک می‌باشد که این موضوع مطلوب بودن عملیات جذب را نشان می‌دهد. همچنین با توجه به بالاتر بودن فاکتور جدایش منگنز، مطلوبیت جذب این فلز بیشتر است.

۴-۲-۶- نتایج بررسی‌های جذب و واجذب (سیستم ناپیوسته)

نتایج عملیات جذب و واجذب متوالی سیستم ناپیوسته در جدول ۴-۵ آمده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، بایومس باکتری در چرخه‌های بعدی هم جذب بالایی نشان می‌دهد. از این رو پس از انجام هر مرحله جذب، می‌توان با استفاده از اسید کلریدریک باکتری را بازیابی نموده و عملیات جذب دیگری را انجام داد. این مسأله از لحاظ اقتصادی بسیار حائز اهمیت بوده و جاذب بیولوژیک استفاده شده را دارای ارزش اقتصادی می‌نماید.

جدول ۴-۵: میزان جذب و درصد بازجذب در چرخه‌های پنج گانه (سیستم ناپیوسته)

چرخه	چرخه ۱	چرخه ۲	چرخه ۳	چرخه ۴	چرخه ۵
مس	میزان جذب (mg/g)				
	۱/۷۵	۱/۷۵	۱/۷۱۵	۱/۶۹	۱/۶۶
	درصد بازجذب				
	-	۱۰۰	۹۸	۹۷	۹۵
منگنز	میزان جذب (mg/g)				
	۲	۲	۲	۱/۹۶	۱/۹۲
	درصد بازجذب				
	-	۱۰۰	۱۰۰	۹۸	۹۶

۴-۳- نتایج مطالعات جذب در سیستم پیوسته (بستر تثبیت)

۴-۳-۱- نتیجه بررسی ستون شاهد

بررسی پساب خروجی از ستون شاهد نشان داد که آلزینات به تنهایی تأثیری بر جذب نداشته و بایومس تثبیت شده، این عمل را انجام می‌دهد. نقش آلزینات افزایش سطح تماس بایومس با پساب می‌باشد [۴۸].

۴-۳-۲- بررسی تأثیر سرعت جریان بر میزان جذب

نتایج به دست آمده از سیستم پیوسته نشان داد که میزان جذب وابستگی شدیدی به سرعت جریان دارد. در ابتدای عملیات به دلیل در دسترس بودن نقاط اتصال روی جاذب تثبیت شده، یون‌های فلزی به راحتی جذب ستون شدند و غلظت آن‌ها در پساب خروجی از ستون تقریباً برابر صفر بود. با ادامه جریان پساب در ستون، به دلیل اشغال شدن تدریجی این نقاط، کارایی ستون کمتر شد و در نتیجه غلظت یون‌های فلزی در پساب خروجی افزایش یافت تا جایی که ستون اشباع گردید و دیگر جذبی

صورت نگرفت و غلظت خروجی از ستون با غلظت ورودی به آن برابر شد. تمامی منحنی‌های رخنه به دست آمده S شکل بودند [۵۲].

با افزایش سرعت جریان، شیب منحنی‌های رخنه بیشتر شد و این منحنی‌ها به سمت مبدأ انتقال یافتند. این در حالی بود که زمان رخنه کاهش یافت. سرعت بالای جریان به داخل ستون، سبب کاهش زمان حضور پساب در ستون و کاهش زمان تماس آن با بایومس و در نتیجه رخنه زودرس گردید [۵۲].

داده‌های جذبی ستون برای هر کدام از یون‌های مس و منگنز محاسبه گردید و نتایج در جدول ۴-۶ ارائه شد. به طور کلی افزایش سرعت جریان باعث کاهش کلیه مقادیر گردید.

در شکل‌های ۴-۱۱ و ۴-۱۲ منحنی‌های رخنه تجربی جذب یون‌های مس و منگنز در سرعت‌های مختلف نمایش داده شده است. همان طور که در این شکل‌ها مشاهده می‌شود با افزایش سرعت جریان از ۲ به ۶ میلی لیتر در دقیقه، نقطه رخنه و اشباع شدن ستون سریعتر اتفاق افتاد که این موضوع سبب جذب و درصد حذف پایین تر آلودگی گردید. در مورد جذب مس، با افزایش سرعت جریان از ۲ به ۶ میلی لیتر در دقیقه، زمان اشباع شدن ستون از ۲۰ به ۱۴/۵ ساعت کاهش یافت که این کاهش برای منگنز از ۱۸ به ۱۲ ساعت بود. این مسأله سبب کاهش حجم پساب ورودی به ستون و در نتیجه کاهش حجم پساب تصفیه شده از یون‌های مس و منگنز گردید.

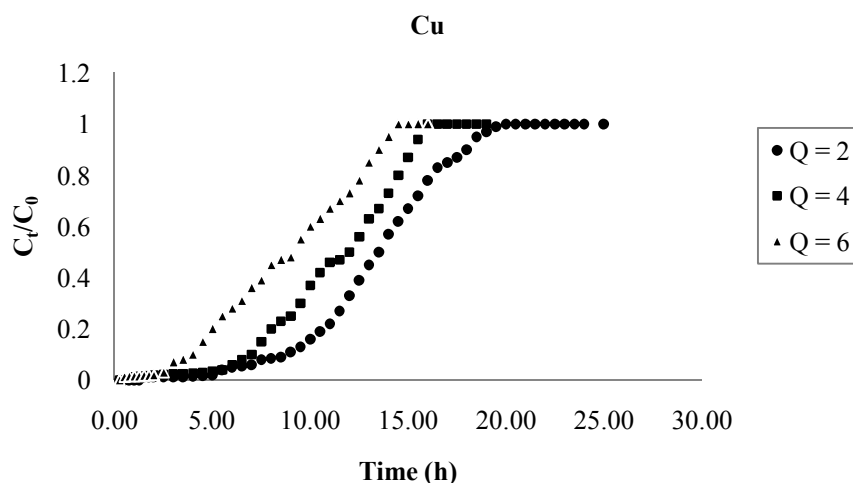
همچنین با توجه به جدول ۴-۶، ظرفیت ستون نیز با افزایش سرعت جریان از مقدار $15/74 \text{ mg/g}$ به $7/44 \text{ mg/g}$ برای مس و از مقدار $21/83 \text{ mg/g}$ به $10/65 \text{ mg/g}$ برای منگنز تقلیل پیدا کرد. به طور کلی برای هر دو یون مس و منگنز، با افزایش سرعت جریان میزان جذب ستون کاهش یافت. دلیل این مسأله را می‌توان در کاهش زمان حضور پساب و به طبع آن یون‌های فلزی در ستون دانست. یون‌ها زمان کافی برای واکنش با جاذب و چسبیدن به نقاط اتصال روی آن را نداشتند و در نتیجه میزان جذب پایین آمد. افزایش سرعت، باعث کاهش قلمرو انتقال جرم نیز گردید (که این امر

در عملیات پیوسته مطلوب می‌باشد)، اما آنچه کارایی یک ستون را تعیین می‌کند، میزان جذب آن است که با افزایش سرعت کاهش می‌یابد [۵۲].

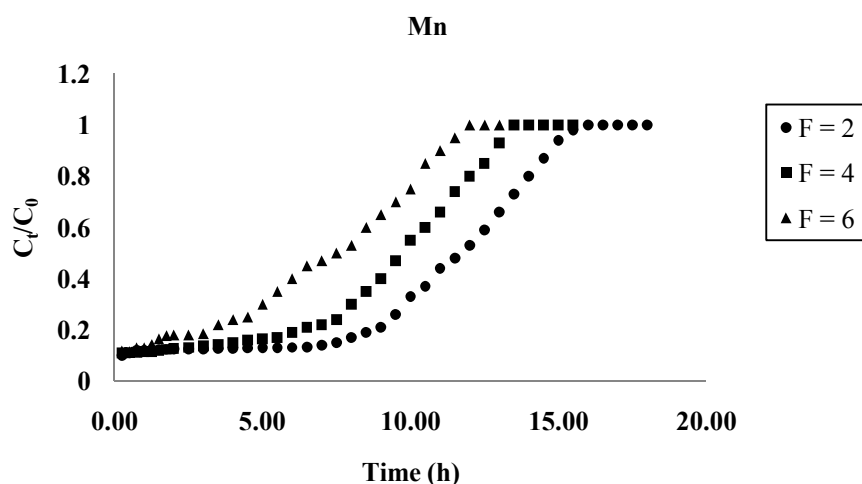
با توجه به بالاتر بودن غلظت یون‌های منگنز در پساب، زمان اشباع شدن ستون برای آن کمتر از مس است. این مطلب را می‌توان در منحنی‌های رخنه رسم شده (شکل ۴-۱۲) مشاهده نمود.

جدول ۴-۶: تأثیر سرعت جریان بر روی پارامترهای مختلف ستون

یون فلزی	F (mL/min)	m_{total} (mg)	q_{eq} (m/g)
Cu	۲	۱۳/۲	۱۵/۷۴
	۴	۲۱/۱۲	۱۰/۱۴
	۶	۲۸/۷۱	۷/۴۴
Mn	۲	۱۵/۳۶	۲۱/۸۳
	۴	۲۵/۹۲	۲۱/۷۴
	۶	۳۴/۵۶	۱۰/۶۵



شکل ۴-۱۱: منحنی‌های رخنه برای جذب یون‌های مس در سرعت‌های ورودی مختلف



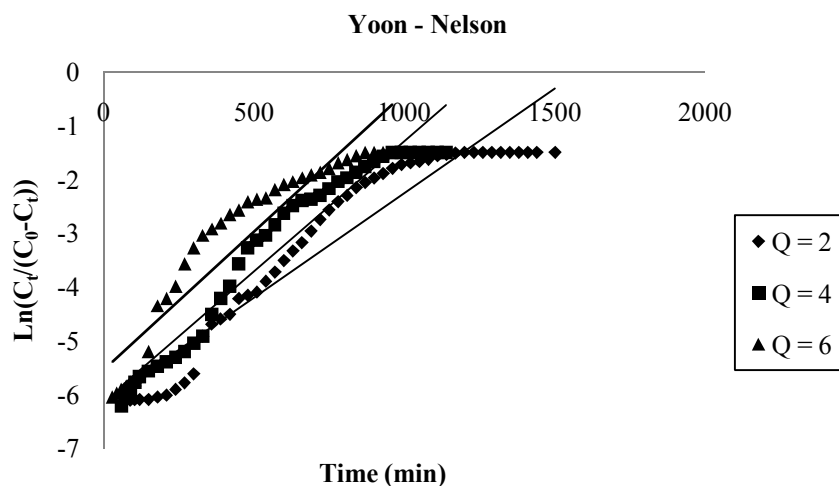
شکل ۴-۱۲: منحنی‌های رخنه برای جذب یون‌های منگنز در سرعت‌های ورودی مختلف

۴-۳-۳- نتایج مدل‌سازی داده‌های ستون

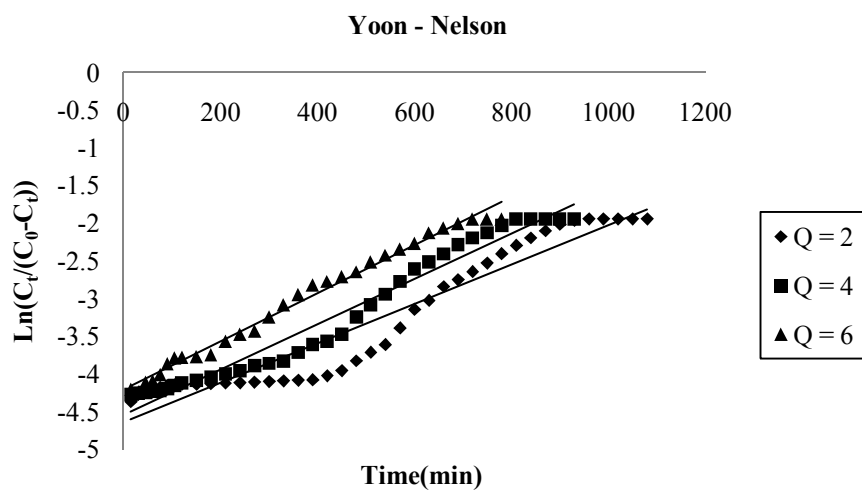
به منظور توصیف رفتار ستون و بررسی شرایط کاربرد آن در مقیاس صنعتی، دو مدل یون-نلسون و توماس برای برازش با داده‌های تجربی مورد استفاده قرار گرفتند. پارامترهای دو مدل ذکر شده به کمک آنالیز رگرسیون خطی محاسبه گردید [۵۹]. در جداول ۴-۷ و ۴-۸ به ترتیب پارامترهای مدل‌های یون-نلسون و توماس مشاهده می‌شود.

۴-۳-۳-۱- مدل یون-نلسون

مدل تئوری ساده توسعه داده شده توسط یون-نلسون برای بررسی جذب یون‌های مس و منگنز توسط بایومس باکتری تثبیت شده در ستون به کار برده شد و با استفاده از داده‌های تجربی حاصل از جذب در ستون، شکل‌های ۴-۱۳ و ۴-۱۴ رسم گردیدند. مقدار K_{YN} (ثابت سرعت) و τ (زمان لازم برای رسیدن غلظت خروجی به نصف غلظت ورودی ستون) برای سه سرعت متفاوت محاسبه و در جدول ۴-۷ ثبت شد. همان‌طور که در این جدول مشاهده می‌شود با افزایش سرعت ورودی، ثابت سرعت افزایش و τ کاهش می‌یابد. همچنین در تمامی شرایط آزمایشی، τ به دست آمده از مدل یون-نلسون تطابق خوبی با داده‌های تجربی داشت.



شکل ۴-۱۳: تغییرات $\ln(C_t/(C_0-C_t))$ بر حسب زمان (مدل یون - نلسون) در سرعت‌های ورودی مختلف برای مس



شکل ۴-۱۴: تغییرات $\ln(C_t/(C_0-C_t))$ بر حسب زمان (مدل یون - نلسون) در سرعت‌های ورودی مختلف برای منگنز

به جز یک مورد، همه ضرایب همبستگی به دست آمده بالاتر از ۰/۹ می‌باشد که این مسأله نشان دهنده برازش بسیار خوب داده‌های تجربی با مدل یون - نلسون می‌باشد.

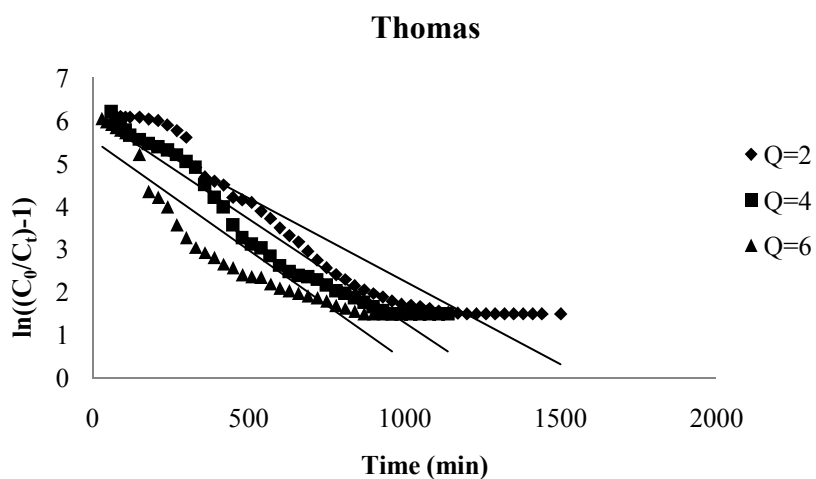
جدول ۴-۷: پارامترهای مدل یون - نلسون برای جذب یون‌های مس و منگنز توسط بایومس تثبیت شده در ستون

یون	سرعت جریان (mL/min)	K_{YN} (L/min)	τ (min)	τ_{exp} (min)	q_{0YN} (mg/g)	R^2
مس	۲	۰/۰۰۳۹	۹۶۷/۳۸	۸۱۰	۱۴/۲۳	۰/۹۰۶۲
	۴	۰/۰۰۴۸	۸۴۵/۹۳	۷۲۰	۱۱/۲۴	۰/۹۴۴۶
	۶	۰/۰۰۵۱	۶۷۰/۴۱	۵۵۵	۶/۹۲	۰/۸۷۸۷
منگنز	۲	۰/۰۰۲۶	۷۶۸/۶۱	۷۰۵	۲۵/۲۷	۰/۹۱۹۱
	۴	۰/۰۰۰۳	۵۴۳/۹۳	۵۸۵	۱۹/۳۹	۰/۹۶۵۶
	۶	۰/۰۰۳۲	۴۶۷/۵۹	۴۵۰	۱۱/۴۳	۰/۹۸۸۸

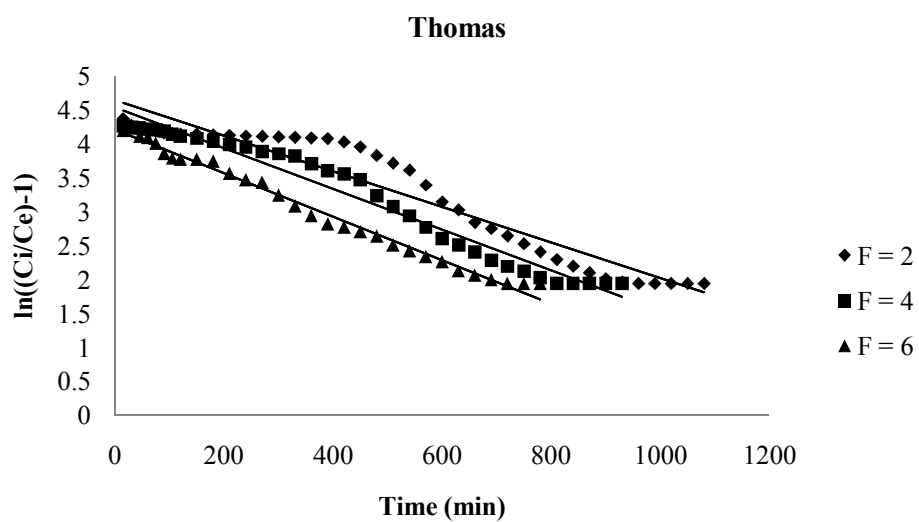
از آن جایی که ظرفیت ستون مستقیماً از طریق مدل یون - نلسون به دست نمی‌آید، رابطه ۲-۲۳ بر حسب تابعی از τ توسعه داده شده است تا این پارامتر در شرایط مختلف از طریق این متغیر به دست آید [۵۲]. با استفاده از این معادله ظرفیت جذب ستون برای یون‌های مس و منگنز در سرعت‌های متفاوت به دست آمد و در جدول ۴-۷ درج گردید. همان طور که مشاهده می‌شود با افزایش سرعت جریان ظرفیت جذب ستون (q_{0YN}) کاهش می‌یابد. همچنین مشاهده می‌شود ظرفیت جذب منگنز توسط ستون در یک سرعت خاص، بیش از ظرفیت جذب مس آن در سرعت مشابه است که با توجه با بالاتر بودن غلظت منگنز در پساب این مطلب توجیه پذیر است. در کل مدل یون - نلسون برای مدل‌سازی منحنی‌های رخنه متقارن مناسب می‌باشد.

۴-۳-۳-۲- مدل توماس

برازش داده‌های ستون با مدل توماس، برای تعیین ثابت سرعت (K_{TH}) و ماکزیمم جذب ستون (q_0) انجام گرفت. q_0 و K_{TH} به ترتیب با به دست آوردن عرض از مبدأ و شیب نمودار $\ln\left(\frac{C_0}{C_t} - 1\right)$ بر حسب زمان ($t = \frac{V_{eff}}{F}$) محاسبه گردیدند (شکل‌های ۴-۱۵ و ۴-۱۶). نتایج به دست آمده در جدول ۴-۸ آمده است.



شکل ۴-۱۵: تغییرات $\ln((C_0/C_t)-1)$ بر حسب زمان (مدل توماس) در سرعت‌های ورودی مختلف برای مس



شکل ۴-۱۶: تغییرات $\ln((C_i/C_e)-1)$ بر حسب زمان (مدل توماس) در سرعت‌های ورودی مختلف برای منگنز

جدول ۴-۸: پارامترهای مدل توماس برای جذب یون‌های مس و منگنز توسط بایومس تثبیت شده در ستون

یون	سرعت جریان	K_{Th}	q_0	R^2
مس	۲	۰/۰۴۲۳	۱۵/۷۴	۰/۹۳۵۸
	۴	۰/۰۵۲۱	۱۰/۱۴	۰/۹۶۲۲
	۶	۰/۰۵۶۱	۷/۴۴	۰/۱۸۶۳۹
منگنز	۲	۰/۱۷۰۲	۲۱/۸۳	۰/۱۸۹۷۸
	۴	۰/۳۳۴۴	۱۵/۷۴	۰/۹۲۴۵
	۶	۰/۶۴۲۴	۱۰/۶۵	۰/۹۰۵۴

همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش سرعت پساب ورودی ظرفیت جذب ستون (q_0) کاهش یافت در حالی که ثابت توماس (K_{Th}) بیشتر شد. از این رو هر چند با افزایش سرعت پساب ورودی زمان عملیات و رسیدن به نقطه رخنه کاهش می‌یابد اما از کارایی ستون کاسته می‌شود.

این رفتار می‌تواند به دلیل کم بودن زمان حضور یون‌های فلزی در ستون و در نتیجه کاهش احتمال اتصال یون‌ها و گروه‌های فعال روی جاذب می‌باشد. اگر چه در سرعت‌های بالا زمان انتقال جرم کاهش می‌یابد و این موضوع یک مزیت محسوب می‌گردد، با این حال در سرعت‌های پایین درصد جذب کلی (یکی از شاخص‌های کارایی سیستم)، بالاتر است. با افزایش سرعت ورودی ظرفیت جذب به سرعت به تعادل خواهد رسید و دیگر جذبی صورت نخواهد گرفت که این موضوع سبب کاهش کارایی ستون در جذب می‌گردد [۱۴]. ضریب رگرسیون بالاتر از ۰/۹ برازش خوب داده‌های تجربی حاصل را با مدل توماس نشان می‌دهد.

۴-۳-۴- نتایج بررسی‌های جذب و واجذب (سیستم پیوسته)

جدول ۴-۹ نتایج عملیات جذب و واجذب در سیستم ناپیوسته را نشان می‌دهد. با استفاده از مدل توماس، میزان جذب حداکثر (ظرفیت ستون) برای ۵ چرخه متوالی و سرعت جریان 2 mL/min محاسبه گردید. سپس درصد بازجذب ستون در هر چرخه با تعیین نسبت ظرفیت جذب در آن چرخه به ظرفیت جذب در چرخه اول به دست آمد.

جدول ۴-۹: میزان جذب و درصد بازجذب در چرخه‌های پنج گانه (سیستم پیوسته)

چرخه	چرخه ۱	چرخه ۲	چرخه ۳	چرخه ۴	چرخه ۵
مس	ظرفیت جذب ستون (mg/g)				
	۱/۷۵	۱/۷۵	۱/۷۱۵	۱/۶۹	۱/۶۶
	درصد بازجذب				
	-	۱۰۰	۹۸	۹۷	۹۵
منگنز	ظرفیت جذب ستون (mg/g)				
	۲	۲	۲	۱/۹۶	۱/۹۲
	درصد بازجذب				
	-	۱۰۰	۱۰۰	۹۸	۹۶

نتایج حاصل نشان داد که ظرفیت جذب در چرخه‌های متوالی همچنان بالاست (بیش از ۹۰٪). از این رو می‌توان چندین بار از ستون استفاده نمود. در مقیاس صنعتی برپا نمودن ستون، تأمین میکروارگانیسم مورد نیاز و تثبیت آن در ستون نسبتاً هزینه بر است. به همین دلیل، بالا بودن درصد بازجذب یک ستون در چرخه‌های متوالی، بسیار با اهمیت بوده و یک مزیت انکار ناپذیر برای آن محسوب می‌گردد [۱].

۴-۴- مقایسه نتایج دو سیستم پیوسته و ناپیوسته

نتایج به دست آمده در دو سیستم پیوسته و ناپیوسته با یکدیگر مقایسه گردیدند. کارایی سیستم پیوسته در جذب یون‌های مس و منگنز موجود در پساب بسیار بالاتر از سیستم ناپیوسته بود به طوری که در ۱۵ دقیقه اول عملیات و در سرعت‌های مختلف، ۱۰۰٪ مس و حدود ۹۰٪ منگنز موجود در پساب جذب ستون گردید. این در حالی بود که در سیستم ناپیوسته و در شرایط بهینه حداکثر ۳۲٪ مس و ۲۵٪ منگنز موجود در پساب حذف گردید.

بیشینه مقدار یون فلزی جذب شده در واحد جرم جاذب در سیستم ناپیوسته (Q_{max})، به ترتیب $2/29 \text{ mg/g}$ و $9/17 \text{ mg/g}$ برای مس و منگنز حاصل شد. این در حالی بود که در عملیات جذب پیوسته و با سرعت 2 mL/min حداکثر ظرفیت ستون به ترتیب $15/74 \text{ mg/g}$ و $21/83 \text{ mg/g}$ برای مس و منگنز به دست آمد که این موضوع نیز گواهی بر کارایی بیشتر ستون نسبت به فلاسک غوطه ور بود.

جذب در سیستم ناپیوسته به دلیل اشباع شدن جاذب، پس از گذشت حداکثر ۳ ساعت به حالت تعادل رسیده و متوقف می‌گردد در حالی که زمان اشباع شدن ستون و برابر شدن غلظت پساب خروجی با ورودی به ترتیب ۲۰ و ۱۶ ساعت برای مس و منگنز در سرعت 2 mL/min می‌باشد.

فصل پنجم نتیجه‌گیری و پیشنهادات

۵-۱- نتایج

در بررسی جذب بیولوژیک یون‌های مس و منگنز موجود در پساب توسط باکتری باسیلوس تورنجینسیس نتایج زیر حاصل شد.

۱- استفاده از میکروارگانیزم‌های محلی به دلیل سازگار بودن آن‌ها با محیط و مقاومت بالا در

مقابل آلودگی اهمیت بالایی دارد. در این مطالعه باسیلوس تورنجینسیس از خود پساب

استخراج گردید.

۲- بایومس طبیعی باسیلوس تورنجینسیس می‌تواند به عنوان یک جاذب ارزان قیمت و بسیار

مؤثر، برای حذف یون‌های فلزی موجود در پساب‌های معدنی مورد توجه قرار گیرد.

۳- عملیات جذب یون‌های مس و منگنز پساب در سیستم فلاسک غوطه‌ور (ناپیوسته)، وابستگی

زیادی به عواملی همچون pH، غلظت جاذب، مدت زمان تماس، دمای محیط و غلظت اولیه

آلودگی در پساب دارد. تعیین مقادیر بهینه این عوامل و اعمال آن‌ها، میزان جذب را به مقدار

قابل توجه افزایش می‌دهد.

۴- در سیستم ناپیوسته در بهترین شرایط ۳۲ درصد مس و ۲۵ درصد منگنز موجود در پساب

حذف گردید.

۵- عملیات جذب در سیستم ناپیوسته نسبتاً سریع انجام گرفت به طوری که ۷۵ درصد کل

جذب مس و ۹۰ درصد کل جذب منگنز در ۳۰ دقیقه اتفاق افتاد و سیستم پس از حدود دو

ساعت به حالت تعادل رسید.

۶- مدل‌های جذبی لانگمویر و فروندلیش برازش خوبی با داده‌های تجربی نشان دادند به طوری

که به جز ضریب رگرسیون نسبتاً پایین برای مدل فروندلیش در جذب منگنز ($R^2=0/۸۷۱۴$)

سایر ضرایب بالاتر از ۰/۹ بودند.

۷- با افزایش دمای سیستم، میزان جذب افزایش یافت که این مطلب گرماگیر بودن واکنش را

نشان می‌دهد. همچنین تغییر انرژی آزاد گیبس برای هر دو یون مس و منگنز در دمای

308 K° مثبت بود که این مطلب غیر خود به خودی بودن واکنش جذب این دو یون را

توسط باسیلوس تورنجینسیس نشان می‌دهد.

۸- عملیات جذب در سیستم پیوسته با اعمال سرعت‌های مختلف برای جریان ورودی انجام

گرفت. در ۱۵ دقیقه اول عملیات و در سرعت‌های مختلف، ۱۰۰٪ مس و حدود ۹۰٪ منگنز

موجود در پساب جذب ستون شد.

۹- با افزایش سرعت جریان، میزان جذب ستون، زمان رخنه و همچنین زمان اشباع شدن آن کم

می‌شود. همچنین منحنی‌های رخنه به سمت مبدأ انتقال یافته و شیب آن‌ها افزایش می‌یابد.

۱۰- از دو مدل توماس و یون - نلسون برای پیش بینی منحنی رخنه و پارامترهای مشخصه

ستون استفاده شد. این دو مدل برازش نسبتاً خوبی با داده‌های تجربی نشان دادند.

۱۱- مقایسه حداکثر جذب در دو سیستم پیوسته و ناپیوسته نشان داد که کارایی سیستم پیوسته

بسیار بالاتر از سیستم ناپیوسته است.

۱۲- مطالعه جذب و واجذب در هر دو سیستم پیوسته و ناپیوسته، که در ۵ چرخه انجام گرفت،

نشان داد که میزان بازجذب پس از هر مرحله واجذب و بازیابی جاذب، بیش از ۹۰ درصد

بیشترین جذب در چرخه اول است. این مطلب ارزش جاذب از نظر اقتصادی را نیز تأیید

می‌نماید.

۵-۲- پیشنهادات

باکتری‌ها توانایی بسیار زیادی در حذف یون‌های فلزات سنگین دارند. اما وجود مشکلاتی در استفاده مجدد از این جاذب‌ها به همراه انتخاب‌گری ضعیف کاربردها را در مقیاس واقعی دشوار می‌سازد. اگرچه بیش از دو دهه است که تلاش‌های زیادی برای تجاری‌سازی جذب بیولوژیکی در زمینه پاک‌سازی پساب‌ها و خروجی‌های صنایع انجام شده، پیشرفت‌ها کند بوده و مطالعات بیشتری در این مورد باید انجام شود.

پیشنهادات زیر برای انجام مطالعات بیشتر در زمینه جذب بیولوژیک توسط باکتری‌ها ارائه می‌شود:

- ۱- کشف و انتخاب باکتری‌های مناسب با قابلیت جذب و انتخاب‌گری بالا
- ۲- یافتن راه‌های ارزان و مناسب برای تولید هر چه بیشتر بیومس و رفع محدودیت در استفاده از آن
- ۳- بهینه‌سازی عوامل مؤثر در جذب باکتری‌ها در سیستم ناپیوسته
- ۴- بهبود انتخاب‌گری و افزایش جذب باکتری با روش‌های شیمیایی مناسب و اصلاح ژنتیکی
- ۵- آزمایش مقاومت مکانیکی توده باکتری و افزایش آن از طریق تثبیت و یا روش‌های شیمیایی مناسب
- ۶- آزمایش کارایی جاذب در شرایط مختلف عملیاتی
- ۷- آنالیز رفتار جاذب با پساب‌های صنعتی مختلف و همزمان تحلیل تأثیر کیفیت آب بر میزان جذب آلودگی مورد نظر
- ۸- اعمال عوامل بهینه مؤثر در جذب سیستم ناپیوسته برای ستون
- ۹- آزمایش تثبیت‌کننده‌های مختلف میکروارگانیسم‌ها در ستون و استفاده از آن‌ها در مقیاس صنعتی

پیوست

فصل ششم

تعاریف

آگار^۱: ماده ای کلونیدی که از نوعی جلبک دریایی قرمز به نام ژلیدیوم^۲ به دست می‌آید و اساساً کربوهیدرات پیچیده‌ای است که از واحدهای گالاکتوز تشکیل شده است و ارزش غذایی ندارد. این ماده در حرارت ۸۰ تا ۱۰۰ درجه سانتیگراد ذوب شده و به حالت مایع در می‌آید و با کاهش درجه حرارت تا ۴۵ درجه سانتیگراد به همان حالت می‌ماند اما در حرارت‌های پایین تر از ۴۵ درجه جامد می‌گردد. برای جامد نمودن کامل یک محیط، غلظت آگار مورد نیاز باید در حدود ۱/۵ تا ۱/۸ درصد باشد و جهت نیمه جامد کردن، این غلظت ۰/۲ تا ۰/۵ درصد در نظر گرفته می‌شود.

آنس^۳: یکی از مهمترین وسایل کاری در آزمایشگاه میکروب شناسی محسوب می‌شود که از آن جهت انتقال نمونه میکروبی از محیطی به محیط دیگر استفاده می‌گردد و از دو قسمت دستگیره و سیم تشکیل شده است. دستگیره از جنس فلز یا شیشه و سیم از نیکروم یا پلاتین می‌باشد. سیم به دو صورت حلقه^۱ و سر سوزنی^۴ ساخته می‌شود. طول کل آنس ۲۵ سانتیمتر و طول سیم آن ۸ سانتیمتر است.

آون^۵: از این دستگاه به منظور سترون کردن وسایل آزمایشگاهی شیشه‌ای مقاوم به حرارت مانند لوله‌های آزمایش، ارلن، پی‌پت، پلیت و نیز وسایل فلزی مانند پنس استفاده می‌شود. این دستگاه با حرارت خشک یا هوای داغ کار می‌کند. در این دستگاه پنکه کوچکی قرار دارد که هوا را در داخل دستگاه به حرکت در می‌آورد و سبب می‌گردد که هوای داغ به یک اندازه بر تمام قسمت‌های جسم اثر بگذارد [۳۵].

¹ Agar

² Gelidium

³ Loop

⁴ Needle

⁵ Oven

اتوکلاو: دستگاهی که از آن به منظور استریل نمودن محیط‌های کشت میکروبی و برخی از لوازم آزمایشگاهی استفاده می‌شود. اساس کار اتوکلاو با حرارت مرطوب می‌باشد. باکتری‌ها در حرارت مرطوب و محیط اشباع شده از بخار آب با سرعت بیشتری در مقایسه با هوای داغ از بین می‌روند. در واقع نفوذ حرارت مرطوب در جسم به مراتب خیلی بیشتر از هوای داغ می‌باشد و میکروب‌ها سریعتر از بین می‌روند. اتوکلاو انواع و اندازه‌های مختلف دارد که بنا به نیاز آزمایشگاه‌های مختلف ساخته می‌شود. در داخل اتوکلاو با بالا رفتن فشار بر میزان درجه حرارت افزوده می‌گردد.

اسلنت: لوله‌هایی که سطح محیط کشت داخل آن‌ها به صورت مورب می‌باشد. با مورب قرار دادن لوله‌ها، محیط کشت داخل آن‌ها به هنگام خنک شدن و بستن، به صورت مورب قرار می‌گیرد. احتمال آلودگی میکروارگانیسم‌ها در اسلنت کمتر از پلیت می‌باشد.

انکوباتور: دستگاهی است که دمای مورد نیاز برای رشد و تکثیر میکروارگانیسم‌ها را فراهم می‌کند. دمای انکوباتور از طریق یک ترموستات کنترل می‌گردد. این دستگاه در اندازه‌های متفاوت و بر اساس مصارف گوناگون ساخته می‌شود. انکوباتورها بر اساس نوع مصرفشان شامل انکوباتور ساده، انکوباتور CO₂ دار، انکوباتور شیکردار و انکوباتور یخچال دار می‌باشند [۳۵].

تصفیه بیولوژیکی^۱: شاخه‌ای از زیست فناوری است که در آن از ارگانیسم‌های زنده برای مواجهه با مشکلات زیست‌محیطی استفاده می‌شود. معمول‌ترین استفاده از آن، تجزیه و یا حذف مواد شیمیایی سمی، قبل و یا بعد از تخلیه‌شان به محیط زیست می‌باشد. برخی از ارگانیسم‌ها از مواد شیمیایی سمی به عنوان غذا در متابولیسم خود استفاده کرده و طی فرآیندهایی این مواد را به ترکیباتی ساده‌تر با سمیت کمتر تبدیل می‌نمایند. تصفیه بیولوژیکی یک فناوری نسبتاً جدید و در حال پیشرفت است [۳۷].

^۱ Bioremediation

بایومس^۱: بایومس شامل مجموعه ای از ارگانیسیم‌های زنده، پسماندهای تولید شده، و یا باقیمانده‌های تجزیه نشده از موجودات زنده می‌باشد. این عبارت به طور کامل گیاهان، میکروب‌ها و مواد حیوانی را در بر می‌گیرد [۳۷].

پلیت^۲: ظرف شیشه ای یا پلاستیکی دایره ای شکل که محیط کشت داخل آن قرار گرفته و ارگانیسیم‌ها، در آن کشت داده می‌شوند.

سانتریفوژ: از این دستگاه به منظور جدا نمودن مواد متفاوت بر اساس وزن آن‌ها و نیروی گریز از مرکز استفاده می‌شود. با به‌کارگیری این روش مواد گوناگون بر اساس جرم مولکولی که دارا هستند در دوره‌های متفاوت از یکدیگر جدا می‌شوند [۳۵].

نوترین^۳: نام یکی از محیط‌های کشت مغذی برای رشد میکروارگانیسیم‌ها

¹ Biomass

² Plate

³ Nutrient

- [1] Vijayaraghavan K., Yun Y.S., (2008) "Bacterial biosorbents and biosorption" J. of **Biotechadv.**, 26, pp 266-291.
- [2] Sud D., Mahajan G., Kaur M.P. (2008) "Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions – A review" J. of **Biores. Technol.**, 99, pp 6017–6027.
- [3] Kapoor A., Viraraghavan T., Cullimore D. R. (1999) "Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger*", J. of **Biores. Technol.**, 70, pp 95-104.
- [4] Ahmady-Asbchin S., Yves A., Ge`rente C., Le Cloirec P. (2008) "Biosorption of Cu(II) from aqueous solution by *Fucus serratus*: Surface characterization and sorption mechanisms" J. of **Biores. Technol.**, 99, pp 6150–6155.
- [5] Padmavathy V. (2007) "Biosorption of nickel(II) ions by baker's yeast: Kinetic, thermodynamic and desorption studies" J. of **Biores. Technol.**, 99, pp 3100-3109
- [6] Chen Z., Ma V., Han M.(2008) "Biosorption of nickel and copper onto treated algae (*Undaria pinnatifida*): Application of isotherm and kinetic models" J. of **Hazard. Mater.**, 155, pp 327–333.
- [7] Park D., Yun Y. S., Jo J. H., Park J. M. (2005) "Mechanism of hexavalent chromium removal by dead fungal biomass of *Aspergillus niger*" J. of **Water Res.**, 39, pp 533–540.
- [8] Srinath T., Verma T., Ramteke P.W., Garg S.K. (2002) "Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria" J. of **Chemosphere.**, 48, pp 427–35.
- [9] Zhou M., Liu Y., Zeng G., Li X., Xu W., Fan T. (2007) "Kinetic and equilibrium studies of Cr (VI) biosorption by dead *Bacillus licheniformis* biomass" J. of **Microbiol Biotechnol.**, 23, pp 43–48.
- [10] Şahin Y., Öztürk A. (2005) "Biosorption of chromium(VI) ions from aqueous solution by the bacterium *Bacillus thuringiensis*" J. of **Process Biochem.**, 40, pp 1895–1901.
- [11] Tunalı S., Çabuk A., Akar T. (2006) "Removal of lead and copper ions from aqueous solutions by bacterial strain isolated from soil" J. of **Chem Eng.**, 115, pp 203–211.
- [12] Nakajima A., Tsuruta T. (2004) "Competitive biosorption of thorium and uranium by *Micrococcus luteus*" J. of **Radioanal Nucl Chem.**, 260, pp 8-13.
- [13] Yılmaz E.I., Ensari N.Y. (2005) "Cadmium biosorption by *Bacillus circulans* strain EB1" J. of **Microbiol Biotechnol.**, 21, pp 777–779.

- [14] Green-Ruiz C. (2006) “Mercury(II) removal from aqueous solutions by nonviable *Bacillus sp.* from a tropical estuary”. J. of **Biores Technol.**, 97, pp 1907–1911.
- [15] Öztürk A. (2007) “Removal of nickel from aqueous solution by the bacterium *Bacillus thuringiensis*” J. of **Hazard Mater.** 147, pp 518–523.
- [16] Lin C-C., Lai Y-T. (2006) “Adsorption and recovery of lead(II) from aqueous solutions by immobilized *Pseudomonas aeruginosa* PU21 beads” J. of **Hazard Mater.**, 137, pp 99–105.
- [17] Mameri N., Boudries N., Addour L., Belhocine D., Lounici H., Grib H., Paus A. (1999) “Batch zinc biosorption by a bacterial nonliving *Streptomyces rimosus* biomass” J. of **Water Res.**, 33, pp 1347–1354.
- [18] Lottermoser B. G. (2007), “Mine Wastes”, 2nd edn, Springerlink, Berlin Heidelberg New York.
- [19] Thornton I., Ramsey M., Atkinson N. (1995) “Metals in the global environment: facts and misconceptions”, International Council on Metals and the Environment, Ottawa.
- [20] Jambor J.L., Blowes D.W., Ptacek C.J. (2000). Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation. In: “Environmental mineralogy”, Vaughan D.J., Wogelius R.A., EMU Notes in Mineralogy, vol 2, pp 255–290.
- [21] Furniss G., Hinman NW., Doyle GA., Runnells DD. (1999) “Radiocarbon-dated ferricrete provides a record of natural acid rock drainage and paleoclimatic changes” J. of **Environ Geol** 37, pp 102–106.
- [22] Posey HH., Renkin ML., Woodling J. (2000). Natural acid drainage in the upper Alamosa River of Colorado. In: “Proceedings from the 5th international conference on acid rock drainage”, vol 1. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Littleton, pp 485–498.
- [23] Ferguson KD., Erickson PM. (1988). Pre-mine prediction of acid mine drainage. In: “Environmental management of solid waste, dredged material and mine tailings”, Salomons W., Frstner U., Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 24–43.
- [24] Rimstidt JD., Vaughan DJ. (2003) “Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism” J. of **Geochim Cosmochim.** 67, pp 873–880.
- [25] Luther GW. (1987) “Pyrite oxidation and reduction: molecular orbital theory considerations” J. of **Geochim Cosmochim.**, 51, pp 3193–3199.
- [26] Brown M., Barley B., Wood H. (2002) “Minewater treatment: technology, application and policy” International Water Association Publishing.

[27] Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L., Soares AMVM. (2004) "Macroinvertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay" J. of **Environ Poll.**, 130, pp 263–274.

[28] Eary LE., Runnells DD., Esposito KJ. (2003) "Geochemical controls on ground water composition at the Cripple Creek mining district" J. of **Appl Geochem**, 18, pp 1–24.

[29] Koehnken L. (1997) "Final report Mount Lyell remediation research and demonstration program", Supervising Scientist report 126. **Supervising Scientist**, Canberra

[30] [www.wikipedia.net/ Heavy metals](http://www.wikipedia.net/Heavy%20metals).

[31] [www.wikipedia.net/ Biotechnology](http://www.wikipedia.net/Biotechnology).

[32] Volesky B. (2007) "Biosorption and me" J. of **Water Res.**, 41, pp 4017-4029.

[33] Volesky B. (1990). Removal and recovery of heavy metals by biosorption, pp, In: "Bioabsorbents and Biosorption of Heavy Metals", Volesky B., CRC Press Inc., BocaRaton, FL.

[34] Wase J., Forster C. (2003) "Biosorbents for Metal Ions", Taylor & Francis Ltd, UK., pp 1-8.

[۳۵] اشرفی ف، (۱۳۸۵) "میکروبی شناسی عملی"، چاپ اول، انتشارات احسن، تهران، ص ۱۷۷، ۱۷۶، ۱۷۵.

[36] Prescott L. M. (2002) "Microbiology" 5th edn.

[37] Lee Lerner K., Wilmoth Lerner B. (2004) "The Gale encyclopedia of science", VOL. 1, The Gale Group, Inc., Canada.

[۳۸] ملک زاده ف، شهامت م، (۱۳۷۳) "میکروبیولوژی عمومی"، چاپ سوم، انتشارات شهر آب، تهران، ص ۳۵ تا ۴۱.

[39] Volesky B. (1987) "Biosorbents for metal recovery" J. of **TIBTECH.**, 5, pp 96–101.

[40] Vegliò F., Beolchini F. (1997) "Removal of metals by biosorption: a review" J. of **Hydrometallurgy.**, 44, pp 301–16.

[41] [www.wikipedia.net/Bacillus Thuringiensis](http://www.wikipedia.net/Bacillus%20Thuringiensis).

[42] Esposito A., Pagnanelli F., Vegliò F. (2002) "pH-related equilibria models for biosorption in single metal systems" J. of **Chem Eng Sci.**, 57, pp 307–313.

[43] Kratochvil D., Volesky B. (1998) "Advances in the biosorption of heavy metals" J. of **TIBTECH.**, 16, pp 291–300.

[44] Khambhaty Y. (2008) "Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies on biosorption of hexavalent chromium by dead fungal biomass of marine *Aspergillus niger*" J. of **Chem. Eng.**, 10.

[۴۵] مورتیمر ج، (۱۹۶۸) "شیمی عمومی"، جلد دوم، عیسی یاورى، چاپ هشتم، نشر علوم دانشگاهی، تهران، ص ۳۱۴.

[46] O'Mahony T., Guibal E., Tobin JM. (2002) "Reactive dye biosorption by *Rhizopus arrhizus* biomass" J. of **Enzyme Microb Technol.**, 31, pp 456–63.

[47] Aksu Z., Gönen F. (2004) "Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves" J. of **Process Biochem.**, 39, pp 599–613.

[48] Wang S.N. (2004) "Cell immobilization with calcium alginate", Department of chemical Engineering university of Maryland.

[49] Beshay U. (2003) "production of alkaline protease by *Teredinobacter turnirae* cells immobilized in ca-alginate beads" **African Journal of Biotechnology.**, 2, pp 60-65.

[50] Addour L., Belhocine D., Boudries N., Comeau Y., Pauss A., Mameri N. (1999) "Zinc uptake by *Streptomyces rimosus* biomass using a packed-bed column" J. of **Chem Technol Biotechnol.**, 74, pp 1089–1095.

[51] Sankaramakrishnan N., Kumar P., Chauhan V.S. (2008) "Modeling fixed bed column for cadmium removal from electroplating wastewater" J. of **Seppur.**, 63, pp 213-219.

[52] Aksu Z., Cagatay S.S., Gonen F. (2006) "Continuous fixed bed biosorption of reactive dyes by dried *Rhizopus arrhizus*: Determination of column capacity" J. of **Hazard Mater.**, 143, pp 362-371.

[53] Wu J., Yu H.Q. (2008) "Biosorption of 2,4-dichlorophenol from aqueous solutions by immobilized *Phanerochaete chrysosporium* biomass in a fixed-bed column" J. of Chem. Eng., 138, pp128-135

[54] Texier A.C., Andrès Y., Faur-Brasquet C., Le Cloirec P. (2002) "Fixed-bed study for lanthanide (La, Eu, Yb) ions removal from aqueous solutions by immobilized *Pseudomonas aeruginosa*: experimental data and modelization" J. of **Chemosphere.**, 47, pp 333–342.

[55] Volesky B., Weber J., Park JM. (2003) " Continuous-flow metal biosorption in a regenerable Sargassum column" J. of **Water Res.**, 37, pp 297–230.

[56] Ozturk A. (2007) "Removal of nickel from aqueous solution by the bacterium bacillus thurengiensis" J. of **Hazard Mater.**, 147, pp 518-523

[57] Abdel-Jabbar N., Al-Asheh S., Hader B. (2001) "Modeling, Parametric estimation, and sensitivity analysis for copper adsorption with moss packed-bed" J. of **Sep. Sci. Technol.** 36, pp 2811-2833.

[58] Malkoc E. (2006) "Ni(II) removal from aqueous solutions using cone biomass of *Thuja orientalis*" J. of **Hazard Mater.** 137, pp 899-908.

[59] Han R., Ding D., Xu Y., Zou W., Wang Y., Li Y., Zou L. (2007) "Use of rice husk for the adsorption of congo red from aqueous solution in column mode" J. of **Biores. Technol.**, 99, pp 2938-2946.

Abstract

Nowdays, biotechnology has a great role in the removal of heavy metals from water and soils. Bacteria, fungi, yeast and sea algae are appropriate biosorbents that are normally used for biosorption process. In this study, sorption of Cu and Mn ions from the Sarcheshme Copper Mine drainage was investigated by *Bacillus Thurengiensis* through both batch and continuous systems. Bacillus was isolated from the mine drainage. In batch studies, parameters that affect on biosorption were optimized. Optimized amounts of these parameters were 6, 150 mins, 1 gr/L and 308 °K for pH, contact time, biosorbent concentration and temperature respectively. Under optimum condition, 32% and 25% of Cu and Mn ions were successfully removed from acid mine drainage in the bach system. Sorption data were fitted to Langmuir and Freundlich models and fitness was better for Langmuir model. Maximum uptake for each ion was determined using Langmuir model and it was 2.29 and 9.17 mg/g for Cu and Mn ions respectively.

In column studies the effect of different flow rates on biosorption of Cu and Mn ions from mine drainage was investigated. In the first 15 minutes and different flow rates, 100% of Cu and 90% of Mn was removed by the bed. Experimental results showed that increasing flow rate will decrease breakthrough time and equilibrium uptake. Breakthrough curves and column characteristic parameters were predicted using Thomas and Yoon-Nelson models.

Desorption and biosorbent recovery experiments for batch and continuous systems were applied in 5 consecutive cycles. In each cycle, uptake was up to 90% of that amount obtained in the first cycle after each desorption and biosorbent recovery process.

Keywords: Biosorption, Cu and Mn ions, Bacillus Thurengiensis, Batch, Immobilization bed



Shahrood University of Technology
FACULTY OF MINE, PETROLEUM AND GEOPHYSICS

**Biosorption Of Cu And Mn Ions From Acid Mine Drainage By
Bacillus thurengiensis And Modeling**

Vahid Khosravi

SUPERVISORS:
Dr. Faramarz Doulati Ardejani
Dr. Reza Marandi

WINTER 2010