



بررسی کارایی توده زیستی ساکارومایسس سروسیه (مخمر نان) غیر فعال در حذف

آرسنیک از محلولهای آبی

نویسندگان: محمد حسن احرامپوش^۱ حسین علیدادی^۲ محمد تقی قانعیان^۳ علی اصغر نجف پور^۴
علی اکبر دهقان کنگ زیتون^۵ بتول محب راد^۶

۱. استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد

۲. دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد

۳. دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد

۴. استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد

۵. کارشناس ارشد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد

۶. نویسنده مسئول: دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، پردیس بین الملل دانشگاه علوم پزشکی و خدمات

بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد تلفن: ۰۹۱۵۵۲۱۴۶۹۹ Email: mohebradb1@mums.ac.ir

چکیده

مقدمه: آرسنیک یکی از عناصر سمی متداول است که عمدتاً توسط آب در محیط انتقال می یابد. حضور آرسنیک در آب آشامیدنی از نگرانیهای اصلی بسیاری از تامین کنندگان آب در جهان است. بنابر این در این مطالعه جذب زیستی آرسنیک توسط ساکارومایسس سروسیه (مخمر نان) غیر فعال به عنوان یک جاذب زیستی ارزان قیمت از محیط آبی انتخاب گردید.

روش بررسی: این بررسی یک مطالعه تجربی در مقیاس آزمایشگاهی بوده که بر روی ۲۴۳ نمونه سینتیک بر اساس روش های آماری در یک سیستم ناپیوسته انجام گردید. در این مطالعه اثر فاکتورهای زمان تماس (۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰ دقیقه و ۲۴ ساعت)، pH (۵، ۷ و ۹)، غلظت آرسنیک (۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ و ۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر) و دوزهای جاذب (۰/۵، ۱، ۲/۵ و ۵ گرم در لیتر) بررسی شد. در نهایت، سینتیک جذب و ایزوترمهای تعادلی ماده جاذب مورد بررسی قرار گرفت.

یافته ها: ساکارومایسس سروسیه غیر فعال در pH برابر با ۵، مقدار جاذب زیستی ۱ g/L و غلظت اولیه فلز ۱۰۰ μg/L دارای ۸۹/۴۹٪ حذف آرسنیک است. ماکزیمم جذب پس از مدت زمان ۶۰ دقیقه مشاهده گردید. سینتیک جذب از مدل مرتبه دوم با حداکثر $R^2 = ۰/۹۹۹$ پیروی می کند.

نتیجه گیری: نتایج حاصل از تحقیق نشان داد که با افزایش pH محلول کارایی جذب آرسنیک کاهش می یابد و pH بهینه در محدوده ۵ می باشد. کارایی حذف آرسنیک با افزایش جرم ساکارومایسس سروسیه تا محدوده ۱ گرم در لیتر افزایش و اما با افزایش غلظت اولیه آرسنیک کاهش می یابد. حداکثر جذب در همان ۱۵ دقیقه اول واکنش مشاهده گردید.

واژه های کلیدی: سینتیک جذب، آرسنیک، محلولهای آبی، ساکارومایسس سروسیه غیر فعال، جذب زیستی

این مقاله حاصل پایان نامه دانشجویی کارشناسی ارشد، پردیس بین الملل دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی شهید صدوقی یزد می باشد.

طلوع بهداشت

مجله علمی پژوهشی

دانشکده بهداشت یزد

سال سیزدهم

شماره: اول

فروردین و اردیبهشت ۱۳۹۳

شماره مسلسل: ۴۳

تاریخ وصول: ۱۳۹۱/۱/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۳/۳۰

**مقدمه**

آرسنیک معدنی در آب، خاک و بستر سنگ یافت می شود و برای بدن سمی است. این عنصر به دو فرم فلزی سه ظرفیتی و پنج ظرفیتی وجود دارد. میزان سمیت هر یک از فرم های آرسنیک به سرعت دفع آن از بدن و درجه تجمع در بافتهای سلولی بستگی دارد. میزان سمیت آرسنیک آلی کمتر بوده در حالی که آرسنیک غیر آلی به دلیل تمایل بیشتر به برقراری پیوند با پروتئینهای حاوی گروه SH سمی تر است. آرسنیک از راه تنفس، غذا، آب، خاک و پوست منتقل می شود (۱،۲).

آرسنیک معدنی می تواند از راههای مختلف وارد محیط شود اما آرسنیت سه ظرفیتی و آرسنات پنج ظرفیتی در آبهای طبیعی و همچنین در آب های آشامیدنی بیشتر یافت می شود (۳-۵). آلودگی گسترده آبهای زیر زمینی با آرسنیک سبب همه گیر شدن سمیت آرسنیک در بنگلادش و کشورهای همسایه آن شده است. بالا بودن غلظت آرسنیک در سطوح عمیق تر خاک باعث آلودگی آبهای زیر زمینی شده است. مطالعات انجام شده نشان داد، بیش از ۱۳۷۰۰۰۰۰۰ نفر در بیش از ۷۰ کشور احتمالاً توسط آب آشامیدنی حاوی آرسنیک آلوده شده اند. آلودگی آب با آرسنیک در بسیاری از کشورها در سراسر جهان از جمله ایالات متحده آمریکا مشاهده شده است (۶، ۷). کشور ما از جمله کشورهایی است که در مناطق مختلف آن آلودگی ناشی از آرسنیک در آب و فاضلاب و خاک دیده شده است. در سال ۱۹۹۳ سازمان بهداشت جهانی به دلیل اثبات سرطان زایی آرسنیک معدنی میزان قابل قبول آرسنیک در آب آشامیدنی را به کمتر از

۰/۰۱ میلی گرم در لیتر کاهش داد. حداکثر مجاز آرسنیک در آب شرب کشور طبق استاندارد ملی ایران ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر تعیین شده است (۸،۹).

فن آوری های موجود جهت حذف آرسنیک شامل انعقاد، فرآیند جذب، تبادل یونی، کاهش و اکسیداسیون شیمیایی، استفاده از غشاء، اسمز معکوس، الکترولیز، جذب توسط کربن فعال، ترسیب شیمیایی و غیره می باشد این روش ها غالباً پرهزینه بوده و قابلیت استفاده برای تصفیه مقادیر کم آب به خصوص در مناطق روستایی را ندارد. استفاده از بعضی از این روشها نظیر روشهای الکتروشیمیایی و رسوب شیمیایی در مواقعی که میزان این فلزات در مقادیر کمتر از ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر است، تقریباً بی تأثیر می باشد. از گزینه های جایگزین حذف آرسنیک، جذب زیستی این فلز را می توان نام برد. این جاذبها مواد مختلف طبیعی با منشاء زیستی مانند باکتریها، قارچها، مخمرها، آلگها و غیره می باشند. از مزیت های این روش می توان به هزینه های عملیاتی کم، مقادیر کم جاذب، تولید حداقل پسماند، جذب در زمان کوتاه و نداشتن هیچ محدودیت سمیتی برای محیط اشاره کرد. همچنین جذب زیستی بدلیل طبیعی بودن فرایند و استفاده از توده زیستی غیرفعال به عنوان پسماند صنایع (تخمیر) امروزه مورد توجه زیادی قرار گرفته است. خصوصاً جذب توسط قارچها به علت دسترس پذیر بودن مقادیر زیادی از توده های زیستی قارچی از صنایع مانند صنایع تخمیر و داروسازی و پاسخ دهی به تغییرات ژنتیکی و مورفولوژیکی بطور گسترده مورد مطالعه قرار گرفته است (۱۰). ساکارومایسس سرویسیه یک منبع زیستی ارزان و در دسترس برای



سرعت چرخش rpm ۴۰۰۰ سانتریفوژ گردید و مخمر جدا شده جهت اطمینان از وجود سلولهای سالم زیر میکروسکوپ با بزرگنمایی ۱۰۰ بررسی شد. در ادامه از غلظت ۳٪ مخمر بر روی محیط کشت ساپرو دکستروز آگار در شرایط استریل کشت داده شد. پس از ۴۸ ساعت به منظور خالص سازی بیشتر تعدادی از کلونی های موجود روی محیط کشت ساپرو دکستروز آگار را برداشته و ۳ پاساژ تهیه گردید. کلونی های مخمر رشد کرده بر روی محیط کشت از روی آن جدا و پس از شستشو با آب مقطر استریل سانتریفوژ گردیده مورد استفاده قرار گرفت.

تهیه بيو جاذب غير فعال: مخمرها با قرار گرفتن در آون با دمای ۸۰ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت غیر فعال شدند. به منظور پیش تصفیه نمودن توده زیستی، نمونه ای از مخمر غیر فعال که کاملاً به ذرات ریز تبدیل شده بودند، انتخاب و به مدت ۲۴ ساعت در تماس با محلول اسید هیدروکلریک ۰/۱ مولار قرار گرفت. اسید اضافی بیومس غیر فعال از طریق چندین مرتبه شستشو با آب مقطر دو بار تقطیر حذف گردید. با قراردادن بیومس به مدت ۲۴ ساعت در آون خشک در دمای ۶۰ درجه سانتی گراد، مخمر پروتوئیت حاصل شد. پس از خرد شدن مخمر غیر فعال، با استفاده از الک با مش ۱۰۰ الک گردید و به منظور استفاده در دسیکاتور نگهداری شد (۱۲). تهیه محلولهای مورد استفاده: مواد شیمیایی مورد استفاده محصول شرکت مرک آلمان بود. تمام ظروف قبل از استفاده ابتدا با اسید نیتریک ۱۰ درصد و سپس با آب مقطر دوبار تقطیر شسته شد. محلول استوک ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر آرسنیک، از انحلال نمک As_2O_3 در محیط قلیایی به وسیله

جذب زیستی فلزات سنگین است. بررسی ها نشان داده است که این مخمر از طریق دو فرایند متفاوت قادر به جذب فلزات سنگین است. مخمر فعال و غیرفعال هر دو می توانند در مطالعات جذب زیستی. بدلیل وجود مزایایی نظیر بدون تأثیر بودن سمیت فلز روی ظرفیت جذب، قابل تهیه بودن توده زیستی از فرایندهای تخمیر صنعتی بکار گرفته شوند (۱۱).

در این مطالعه حذف بیولوژیکی فلز آرسنیک در شرایط آزمایشگاهی با استفاده از ساکارومایسس سرویسیه (مخمر نان) غیر فعال بدلیل نگهداری آسانتر و بهینه سازی آن در توان جذب بالاتر فلز مورد توجه قرار گرفته است و تاثیر فاکتورهایی مانند زمان تماس، pH محلول، غلظت آرسنیک و دوز جاذب مورد بررسی قرار گرفت.

روش بررسی

این مطالعه یک مطالعه تجربی-مداخله ای در مقیاس آزمایشگاهی بر روی ۲۴۳ نمونه سنتتیک حاوی آرسنیک با استفاده از جاذب بیولوژیکی مخمر نان (ساکارومایسس سرویسیه) تهیه شده از کارخانه ایران ملاس فریمان انجام گردید. تعداد نمونه ها با توجه به دقت مورد نیاز به روش حذفی تعیین و نتایج بدست آمده با استفاده از آزمون آماری Tukey توسط نرم افزار SPSS11.5 و MinitabV16 تجزیه و تحلیل شد. گرافهای آماری مورد نیاز توسط نرم افزار Excel ترسیم شد.

آماده سازی بيو جاذب: خمیرمایه آماده به صورت تازه از شرکت ایران ملاس خریداری گردید. به منظور آماده سازی مخمر غیر فعال ابتدا خمیرمایه با آب مقطر استریل چند بار شستشو داده شد، سپس در



تعیین ایزوترم جذب آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال، آزمون ها جذب با غلظت های آرسنیک (۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰، ۱۰۰۰ میکرو گرم بر لیتر) در $\text{pH} = 5$ و زمان تماس ۶۰ دقیقه در حضور ۱ گرم در لیتر جاذب صورت گرفت. از داده های نهایی به منظور تعیین مطابقت با ایزوترم های جذب لانگمیر و فروندلیچ و تعیین سینتیک جذب استفاده گردید (۱۴، ۱۵، ۱۶).

یافته ها

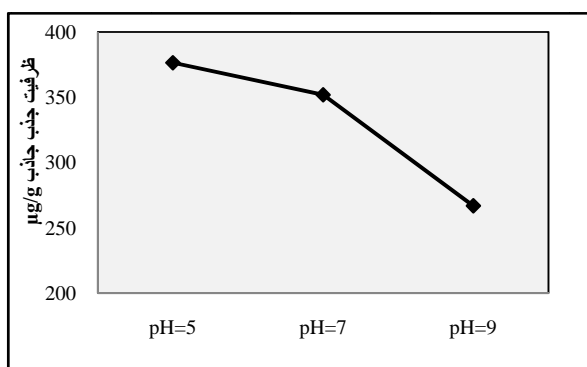
در این مطالعه اثر جریمهای ۰/۵، ۱، ۲/۵ و ۵ گرم در لیتر از جاذب زیستی پروتوئیت به ترتیب در pH برابر ۵ و ۷ و غلظت ۵۰۰ میکروگرم در لیتر آرسنیک در زمان تماس های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. با افزایش جرم جاذب، میزان حذف به طور معمول افزایش یافت. به عبارت دیگر راندمان حذف آرسنیک در مقادیر ۰/۵، ۱، ۲/۵ و ۵ گرم در لیتر جاذب زیستی پروتوئیت در مدت زمان تماس ۶۰ دقیقه به ترتیب مقادیر ۴۹/۶۴، ۶۸/۳۳، ۷۰/۳۶، ۵۳/۶۱، درصد بود. با افزایش غلظت از ۰/۵ به ۱ گرم در لیتر راندمان حذف آرسنیک افزایش یافت در حالی که در غلظت های بالاتر این مقدار کاهش یافت. مقدار جذب در ازای افزایش هر گرم جاذب روند کاهشی نشان داد (جدول ۱).

جدول ۱: ظرفیت جذب جاذب توسط غلظتهای مختلف ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال با غلظت اولیه $500 \mu\text{g/l}$ آرسنیک، $\text{pH} = 5$ و

زمانهای مختلف

P	۱۴۴۰	۱۲۰	۶۰	۳۰	۱۵	۵	min زمان تماس
							غلظت جاذب g/l
$P < 0.007$	۴۷۹/۲	۴۸۰/۰۲	۴۸۴/۶	۴۹۱/۸	۴۹۱/۵	۴۶۰	۰/۵
$P < 0.001$	۳۷۴/۴۵	۳۷۴/۹	۳۷۶/۳۵	۳۹۲/۹۵	۳۹۴/۱	۴۰۶/۱۵	۱
$P < 0.001$	۱۴۲/۰۱۶	۱۴۲/۲۴۲	۱۴۲/۳۸	۱۴۲/۰۰۶	۱۴۷	۱۵۳/۶۴	۲/۵
$p < 0.005$	۶۸/۲۱۳	۶۸/۹۱	۶۷/۷۲	۶۷/۹۸	۶۸/۱۶۷	۷۰/۵۲	۵
	< 0.001	$P < 0.001$	$P < 0.001$	< 0.001	< 0.001	< 0.001	P

آب مقطر دوبار تقطیر تهیه شد. غلظت های مورد نظر در نتیجه از رقیق نمودن محلول استوک فوق تهیه حاصل شد. به منظور تنظیم pH ، از محلول اسید کلریدریک و سود ۰/۱ نرمال استفاده شد. آزمون ها به صورت ناپیوسته و با تغییر فاکتورهای pH (۵، ۷، ۹)، زمان تماس (۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰ دقیقه و ۲۴ ساعت)، غلظت اولیه آرسنیک (۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ و ۱۰۰۰ میکروگرم بر لیتر) و میزان ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال (۰/۵، ۱، ۲/۵ و ۵ گرم بر لیتر) در دمای آزمایشگاهی انجام گرفت. به منظور اختلاط بهتر از دستگاه هم زن (Shaker) با سرعت چرخش ۱۵۰ rpm استفاده شد. پس از مدت زمان تماس لازم، جاذب زیستی با سرعت چرخش ۴۰۰۰ rpm به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ به کمک صافی واتمن GF/C فیلتر گردید. pH نمونه ها به وسیله اسید کلریدریک غلیظ به زیر ۲ رسانده شد و تا زمان آزمون در یخچال نگهداری شد. آرسنیک باقی مانده در نمونه ها با دستگاه جذب اتمی مدل AA۲۴۰FS ساخت کشور آمریکا به روش هیبرید و بر اساس روش ارائه شده در کتاب روش های استاندارد آزمایش های آب و فاضلاب اندازه گیری شد (۱۳). کلیه آزمون ها در سه بار تکرار انجام شد مجموع نمونه ها ۲۴۳ عدد کلیه آزمون ها بود. به منظور



نمودار ۲: ظرفیت جذب بیوجاذب µg/g توسط ۱ g/L ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال (در pH ها و زمان مختلف)

آزمون آماری Tukey توسط نرم افزار SPSS11.5 و MinitabV16 در زمانهای ۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰ دقیقه تفاوت معناداری را نشان داد. نتایج نشانگر تأثیر تغییرات pH در میزان جذب است.

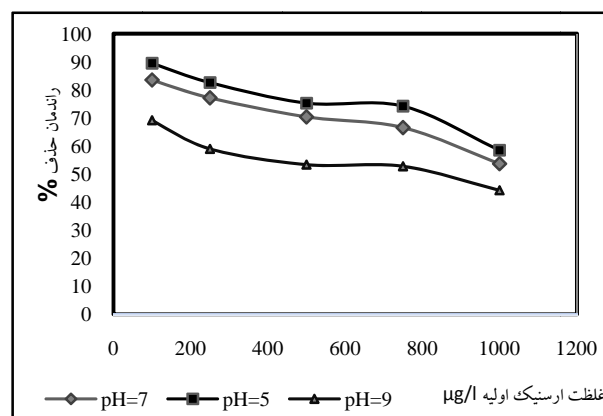
تأثیر زمان تماس های مختلف در pH برابر ۵ و ۷ و میزان ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال ۰/۵، ۱، ۲/۵، ۵ گرم در لیتر و غلظت اولیه ۵۰۰ میکروگرم در لیتر آرسنیک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد. افزایش زمان تماس، در ابتدا سبب افزایش سرعت جذب می گردد. البته گذشت زمان کاهش محسوسی در سرعت جذب نشان دارد (جدول ۲).

به منظور تعیین سینتیک جذب، مدل های دینامیکی مرتبه یک و دو مورد استفاده قرار گرفت. در مدل مرتبه یک، سرعت Lagergren توسط معادله زیر ارائه می شود:

$$\ln(q_{eq} - q_t) = \ln q_{eq} - (t \times k_1 / 2.303)$$

که q_t مقدار ماده جذب شده در زمان t بر حسب mg/g، q_{eq} ظرفیت جذب در حالت تعادل بر حسب mg/g، k_1 ثابت سرعت

به منظور بررسی تأثیر غلظت اولیه آرسنیک، میزان دوز جاذب زیستی ۱ گرم در لیتر به مدت ۶۰ دقیقه در pH برابر ۵ در تماس با غلظت ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر محلول آرسنیک قرار گرفت. نتایج در نمودار ۱ ارائه شده است. نتایج حاکی از کاهش درصد جذب در نتیجه افزایش غلظت اولیه آرسنیک است. این تغییر هم چنین سبب افزایش ظرفیت جذب گردید که افزایش غلظت اولیه آرسنیک باعث کاهش درصد جذب می شود، در حالیکه ظرفیت جذب افزایش می یابد.



نمودار ۱ : تأثیر غلظت اولیه آرسنیک بر راندمان حذف

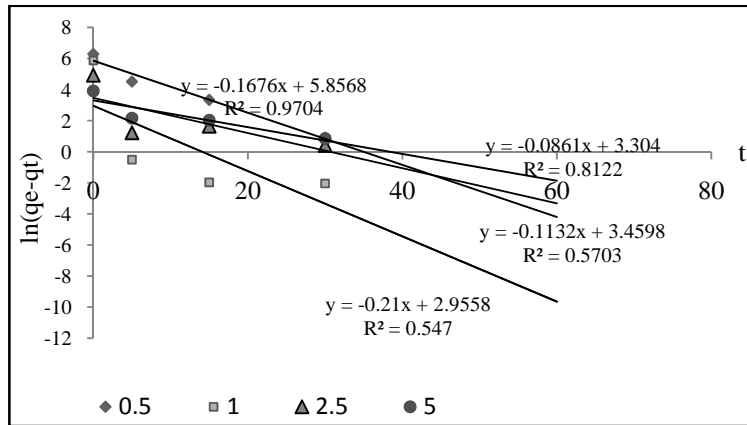
به منظور بررسی تأثیر pH در حذف آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال، مقادیر ۰/۵، ۱، ۲/۵ و ۵ گرم در لیتر جاذب زیستی به مدت ۶۰ دقیقه در pH برابر ۵، ۷ و ۹ در تماس با غلظت ۵۰۰ میکروگرم در لیتر محلول آرسنیک قرار گرفت. نتایج در جدول ۲ ارائه شده است. داده ها بیانگر افزایش کارایی حذف آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال در نتیجه کاهش pH می باشد. به گونه ای که تحت شرایط ثابت، با کاهش pH از ۹ به ۵، کارایی حذف آرسنیک از ۵۳/۳۲ درصد به ۷۵/۲۷ درصد افزایش یافت.



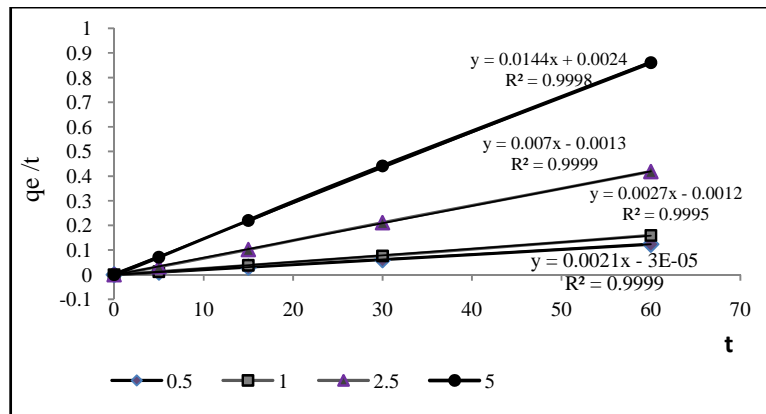
$$2 + t/q_{eq} \frac{t}{q_t} = 1/k_2 q_{eq}$$

k_2 ثابت سرعت درجه دو برحسب $g/mg.min$ مقدار ماده جذب شده در زمان t برحسب mg/g ظرفیت جذب در حالت تعادل برحسب mg/g است. مقدار k_2 با ترسیم مقادیر t/q_t در برابر t بدست می آید (نمودار ۴).

درجه اول برحسب min^{-1} و t زمان تماس برحسب دقیقه است. k_1 به صورت تجربی توسط ترسیم مقادیر $\ln(q_{eq} - q_t)$ در برابر زمان t تعیین شده است (نمودار ۳).
داده های آزمایشگاهی با مدل سینتیکی درجه دوم با معادله زیر انجام شد.



نمودار ۳: سنتیک جذب مرتبه یک در حذف آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال



نمودار ۴: سنتیک جذب مرتبه دو در حذف آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیر فعال



بحث و نتیجه گیری

نتایج حاصل از آزمون های انجام شده با استفاده از مخمر غیر فعال پروتویت بیانگر افزایش کارآیی حذف آرسنیک توسط ساکارومایسس سرویسیه غیرفعال در نتیجه کاهش pH است. بهترین نتایج حذف در pH برابر با ۵ حاصل گردید. وقتی که pH از ۵ به ۷ ظرفیت جذب اندکی کاهش یافت. با افزایش بیشتر pH از ۷ به ۹ ظرفیت جذب شدیداً کاهش می یابد که می تواند ناشی از موارد زیر باشد.

مقدار pH محلول نه تنها برگسستگی مکانهای جذب توسط مخمر غیرفعال موثر است بلکه می تواند بر خواص محلولهای شیمیایی نیز تاثیر بگذارد. و باعث هیدرولیز فلزات سنگین، کمپلس فلز با لیگاندهای آلی و یا معدنی، واکنشهای اکسیداسیون و احیا و رسوب فلز و در دسترس نبودن آن گردد و ظرفیت جذب فلز را توسط جاذب زیستی کاهش دهد. در pH های قلیایی احتمال رسوب فلزات سنگین بیشتر است. از این رو رسوب فلز سبب کاهش میزان جذب توسط مخمر غیرفعال می گردد. همچنین به دلیل ایجاد شارژ منفی یونهای فلزی کمتر جذب مخمر می شوند. در غلظتهای بالای آلاینده اثر این کاهش کمتر می شود که می تواند به دلیل بالاتر بودن و در دسترس بودن بیشتر فلز و همچنین غلبه بر یونهای پروتون باشد (۱۷، ۱۸، ۱۹).

در همین راستا تحقیقات مارکز و همکاران نشان داد زمانی افزایش pH یا افزایش یون هیدروکسید احتمال تشکیل هیدروکسیدهای فلزی را افزایش داده ها و سبب رسوب فلزات می گردد از این رو احتمال دسترسی به فلزات توسط بیو جاذب

کاهش می یابد. pH های قلیایی هم چنین سبب تغییر حالت آنیونهای فلزی آرسنیک می گردد. در pH حدود ۵ غالب ترین آنیون $H_2AsO_4^-$ می باشد که با افزایش pH تا حدود ۸ آنیون $H_2AsO_4^-$ غالب است (۲۰).

در تحقیق انجام شده توسط Longzhe و همکاران از مخمر آبجو به عنوان جاذب برای حذف یونهای فلزی نیکل (II) و Cd (II) از محلول آبی استفاده گردید. نتایج نشان داد بهترین نتیجه در pH برابر با ۶ حاصل شد. همچنین در مطالعات انجام شده توسط Padmavathy و همکاران Mesfin و همکاران در حذف سایر فلزات سنگین با استفاده از ساکارومایسس سرویسیه، رضا مرنندی و همکاران و فرشید قربانی و همکاران نیز نتیجه مشابهی از نظر تأثیر pH بدست آمد. همچنین در تحقیق Sari و همکاران توسط سایر جاذبهای زیستی ۹۰ درصد آرسنیک سه ظرفیتی در pH برابر ۶ و ۹۱ درصد آرسنیک پنج ظرفیتی در pH برابر ۲ حذف گردید که بیانگر عملکرد بهتر جاذب در pH پایین است (۱۴، ۱۵، ۱۷، ۲۱، ۲۲، ۲۴).

نتایج آزمون بررسی تأثیر جرم جاذب بیانگر، افزایش میزان حذف آرسنیک در غلظتهای کم جاذب ۰/۵ تا ۱ گرم در لیتر با افزایش جرم جاذب است. دلیل این افزایش می تواند فاصله ناشی از زیاد بودن مکانهای جذب جاذب زیستی باشد. البته افزایش غلظت جاذب سبب کاهش راندمان جذب می شود. کاهش جذب در غلظتهای بالاتر می تواند ناشی از تداخل میان مکان های پیوند و یا ناکافی بودن فلز در محلول با توجه به مکان های پیوند و تشکیل توده توسط جاذب و کم شدن تماس فلز با جاذب باشد (۱۱، ۱۸).



ثابت می گردد. از دلایل این اتفاق، رسیدن به مرحله تعادل در جذب است. در زمان رسیدن به تعادل، منحنی درصد حذف آرسنیک با محور زمان تقریباً موازی می گردد. پس از دوره تعادل افزایشی در مقدار فلز جذب شده مشاهده نمی گردد. فاز سریع جذب اولیه احتمالاً ناشی از قابلیت دسترسی مکان های پیوند فلزی بر روی سطح جذب کننده و اشغال تدریجی این مکان ها در همان لحظات اولیه است (۲۶، ۲۰).

تحقیقات Wang و همکاران در حذف زیستی اورانیوم، رضا مرندی و همکاران در حذف زیستی روی و سرب، Dhankha و همکاران در حذف اورانیوم با استفاده از ساکارومایسس سروسیسه، Mesfin، همکاران و Sari و همکاران در حذف آرسنیک سه و پنج ظرفیتی با استفاده از قارچ Inonotus hispidus نیز نشان داد که جذب حداکثر این فلزات سنگین در همان دقایق اولیه انجام می گردد (۱۱، ۱۴، ۲۲، ۲۴، ۲۵).

مقایسه مقادیر R^2 در بررسی سینتیک جذب آرسنیک توسط ساکارومایسس سروسیسه مقادیر برای واکنش های درجه ۲ در هر ۴ غلظت بیانگر کارایی بالاتر مدل سینتیکی درجه دو برای داده های جذب می باشد. سینتیک جذب دارای دو فاز است: فاز اولیه، جذب آرسنیک که در آن جذب به سرعت انجام می شود فاز دوم، پس از فاز اول رخ داده و طی آن جذب کند تر شده و در نهایت به تعادل می رسد. که این یافته ها با نتایج Padmavathy، Dhankha، یارکه و همکاران و Wang مطابقت دارد. نتایج تحقیق این محققان حاکی از آن است که سینتیک جذب فلزات سنگین مدل سینتیکی درجه دو بوده و جذب شیمیایی صورت

در مطالعه Mesfin و Dhankhar نتایج نشان داد افزایش جرم جاذب زیستی در غلظتهای بیشتر از ۱ گرم در لیتر برای حذف فلزات سنگین نیکل و سرب و اورانیوم توسط ساکارومایسس سروسیسه کاهش می یابد. در تحقیقی که توسط Salem M در ارتباط با جذب مس، کادمیم و و روی انجام شد نتایج نشان داد که با افزایش میزان جاذب روند جذب کاهش می یابد. به طوری جذب مس با افزایش دوز جاذب از ۲ به ۴ گرم در لیتر راندمان جذب کاهش می یابد (۱۱، ۱۴، ۲۰).

نتایج حاصل از بررسی تاثیر غلظت اولیه آرسنیک بر روی میزان حذف حاکی از کاهش کارایی حذف در غلظتهای بالای آرسنیک می باشد، البته این کاهش خطی نیست. مطالعات مشابه نشان داده اند که افزایش غلظت آرسنیک باعث کاهش راندمان جذب می گردد. نتایج تحقیقات انجام شده Padmavathya روی بیومس غیر فعال و بی حرکت شده بیانگر کاهش بازده جذب با افزایش غلظت نیکل دو ظرفیتی است (۱۷).

Jahan و همکاران در مطالعه ای نشان دادند نیز با افزایش غلظت اولیه آرسنیک از ۰/۰۰۵ تا ۱/۵ میلی گرم در لیتر منجر به کاهش درصد جذب از ۸۰ به ۶۰ درصد می شود. این نتایج مشابه یافته های Halttunen بود (۲۴، ۲۵).

مطالعه بررسی تأثیر زمان جذب نشان می دهد که با افزایش زمان جذب ابتدا میزان حذف افزایش می یابد، به گونه ای که طی ۱۵ دقیقه ابتدایی بیشترین حذف آرسنیک صورت می گیرد. نتایج نشان می دهد با پیشرفت زمان، ابتدا درصد حذف آرسنیک افزایش می یابد اما پس از طی حدود ۶۰ دقیقه این میزان تقریباً



محلولهای آبی در اجتماعات کوچک مورد استفاده قرار گیرد.

تقدیر و تشکر

این مقاله حاصل پایان نامه دانشجویی کارشناسی ارشد بوده و نویسندگان مقاله لازم می دانند از کسانی که در اجرای این پژوهش مساعدت نموده اند، خصوصاً ریاست محترم دانشکده بهداشت مشهد و دکتر عباس صادقی، دکتر حسین زرین فرد، مهندس نوید نکویی و مسئولین محترم کارخانه خمیر مایه فریمان که حداکثر همکاری را در انجام این تحقیق نموده اند و کلیه کسانی که در انجام این پایان نامه همکاری نموده اند تشکر و قدردانی نمایند.

می گیرد. Gauri SS و همکاران نیز در بررسی خود سنتیک جذب آرسنیک را توسط گرانولهای پوشش داده شده با آزوباکترها مدل سینتیکی درجه دو به دست آوردند (۲۹، ۲۸، ۲۷، ۱۷، ۱۱). با توجه به نتایج بدست آمده از تحقیق، مخمر غیر فعال ساکارو مایسس سروسیه قادر به حذف ۷۵ درصد آرسنیک با غلظت و زمان و pH تعیین شده در پژوهش می باشد. با توجه به درصد حذف نسبتاً خوب این جاذب زیستی، قابلیت نگهداری آسان، ارزانی، تهیه آن از کارخانه های خمیر مایه، بی ضرر بودن برای محیط زیست و همچنین قابلیت پذیرش توسط مردم میتواند به عنوان یک جاذب زیستی مناسب برای حذف آرسنیک از

References

- 1-Antman K H. The History of Arsenic Trioxide in Cancer Therapy. The official journal of the society for translational oncology 2001; 6 (2):1-2. Available From: [http://theoncologist:alphamedpress.org/content/6/suppl_2/1.full.pdf.html](http://theoncologist.alphamedpress.org/content/6/suppl_2/1.full.pdf.html).
- 2-Arsenic contamination five times above limit in Yamuna floodplains: DU study Available From: <http://www.indianexpress.com/news/arsenic-contamination-five-times-above-limit-in-yamuna-floodplains-du-study/940203/> New Delhi, Mon Apr 23 2012.
- 3-Bottemiller H. Bill Introduced to Ban Arsenic Antibiotics in Feed. Food Safety News. September 26, 2009. Available from: <http://www.foodsafetynews.com/2009/09/bill-introduced-to-ban-arsenic-antibiotics-in-feed/>. Retrieved 2011-01-10.
- 4-jennewein, M, Lewis M A, Zhao D, Tsyganov E, Slavine N, et al. Vascular Imaging of Solid Tumors in Rats with a Radioactive Arsenic-Labeled Antibody that Binds Exposed Phosphatidylserine. Journal of Clinical Cancer 2008; 14 (5): 1377-85.
- 5-BAgents.Code.Red-Weapons of Mass Destruction. Available from: http://library.thinkquest.Org/05aug/00639/en/w_chemical_blister.html. Retrieved 2010-05-15.
- 6-Guruswamy S. Engineering Properties and applications of Lead Alloys. USA. CRC Press. 1999: 569-70.



- 7-Ennewein Marc, Lewis M. A, Zhao D, Tsyganov E, Slavine N, He J, et al. Vascular Imaging of Solid Tumors in Rats with a Radioactive Arsenic-Labeled Antibody that Binds Exposed Phosphatidylserine. *Journal of Clinical Cancer* 2008;14 (5): 1377–85.
- 8-Guidelines for drinking-water quality No.1053 (2001). Available from:
<http://www.isiri.org/portal/Home/Default.aspx?CategoryID=cab3ebf1-95d7-4813-b28c-c5fc205c35b3>. [Persian]
- 9-Contributors to the development of the fourth edition of the Guidelines for drinking-water quality (2006). Available from: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011dwq_guidelines/en
- 10-Leverone J R. Development of New Technologies for Removal of Arsenic from Water Supplies through Biomimicry of Natural Systems. Final report. Mote Marine Laboratory 1600 Ken Thompson Parkway Sarasota. 2007 Aug.
- 11-Dhankhar R, Hooda A Solanki R et al. *Saccharomyces cerevisiae*: a potential biosorbent for biosorption of uranium. *International Journal of Engineering Science and Technology (IJEST)* 2011; 3:5397- 407.
- 12-Kuroda K, Ueda M, Shibasaki S, et al. Cell surface-engineered yeast with ability to bind and self aggregate in response to copper ion. *Appl Microbiol Biotechnol* 2002; 59(2-3): 259–64.
- 13-Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd. American Public Health Association (APHA): American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Order; Federation(WEF)2012.
- 14-Mesfin A. Biosorption of selected heavy metals by Brewery derived Yeast biomass Department of Chemical Engineering (thesis), Department of Chemical Engineering, Addis Ababa University 2009
- 15-Ghorbani F, Younesi H. Biosorption of Cadmium (II) Ions by *Saccharomyces cerevisiae* Biomass from Aqueous Solutions. *Journal of Water and Wastewater* 2008; 68: 33- 9. [Persian]
- 16-Ashraf M A, Mahmood K, Wajid A. Study of low cost biosorbent for biosorption of heavy metals. Proceedings of the International Conference on Food Engineering and Biotechnology. 2011. Bangkok, Thailand.
- 17-Padmavathya V, Vasudevanb P, Dhingraa SC. Cadmium (II) ion and Nickel (II) ion Biosorption on yeast Application of equilibrium model. *Journal of Scientific & Industrial Research* 2006; 65: 1013-17.
- 18-van Wyk CS. Removal of heavy metals from metal-containing effluent by yeast biomass. *African Journal of Biotechnology* 2011; 10(55): 11557-561.
- 19-Reddy DHK, Ramana DKV, Seshaiiah K, Reddy Biosorption of Ni (II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent. 2011; 268:150–57.



- 20-Salame M, Hanan F, Ahmed E, Hah AM, 2Mohammad FM. Optimization of Cadmium, Zinc and Copper biosorption in an aqueous solution by *Saccharomyces cerevisiae*. *Journal of American Science* 2010;6(12)
- 21-Longzhe Cui, Guiping Wu, Tae-seop, Adsorption performance of nickel and cadmium ions onto brewer's yeast: 26 JAN 2010.
- 22-Marandi R, Amyrafshar H. Biological uptake of Pb (II) & Zn (II) by non-living biomass *Phanerochaete chrysosporium*. *Environmental Science and Technology* 2007;1(4). [Persian]
- 23-Ahmet Sari, Mustafa Tuzen, Biosorption of As(III) and As(V) from aqueous solution by acrofungus (*Inonotus hispidus*) biomass: Equilibrium and kinetic studies Department of Chemistry, Gaziosmanpasa University, 60250 Tokat, Turkey *Journal of Hazardous Materials* 164 1372–78.
- 24-Kauser J, Patricia M, Crystal M, Erin F, Lara D. Microbial Removal of Arsenic, *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 2006;6(1-2):71-82.
- 25-Halttunen T, Finell M, Salminen S. Arsenic removal by native and chemically modified lactic acid bacteria, *International Journal of Food Microbiology* 2007;120: 173–8.
- 26-Islam MJ, Hossain MR, Yousuf A, Subhan MA. Removal of arsenic from drinking water using bio-adsorbents.
- 27-Wang J, Hu X, Xie S, Bao Z. Biosorption of Uranium by immobilized *A. fumigatus* beads, *Journal of Environmental Radioactivity*. 2010; 1-5
- 28-Yarke-Salkhori N, Ghaemi N, Nouhi A. Optimizing conditions of lead removal by *Saccharomyces cerevisiae* in laboratory condition. *JQUMS* 2011; 15(2):13-21. [Persian]
- 29-Gauri SS, Archana S, Mondal KC, Pati BR, Mandal SM, Dey Removal of arsenic from aqueous solution using pottery granules coated with cyst of *Azotobacter* and Portland cement: characterization, kinetics and modeling. *Bioresour Technol* 2011;102-6308-12.



The Efficiency of Inactive *Saccharomyces Cerevisiae* Biomass on Removing Arsenic from Aqueous Solutions

Ehrampoush MH(Ph.D)¹, Alidadi H(Ph.D)², Ghaneian MT(Ph.D)³, Najafpoor AA(Ph.D)⁴, Dehghan AA(Ph.D)⁵, Mohebrad B(Ph.D)⁶

1. Professor, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran.
2. Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Mashhad University of Medical Sciences, Mashhad, Iran.
3. Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran.
4. Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Mashhad University of Medical Sciences, Mashhad, Iran.
5. MS.c Department of Environmental Health Engineering, Mashhad University of Medical Sciences, Yazd, Iran.
6. Corresponding Author: MS.c Student in Environmental Health Engineering, Shahid Sadoughi University of Medical Sciences, Yazd, Iran.

Abstract

Introduction: Arsenic is a common toxic element that is mainly transported in the environment by water. Arsenic in drinking water is of major concern to many of the water utilities in the world. Therefore, the objective of this study was selected biosorption of arsenic by inactive *Saccharomyces cerevisiae* as low-cost biological adsorbent from aqueous solution.

Methods: This experimental study was performed in laboratory scale and was performed on 243 synthetic samples in a batch system. In this study the effect of parameters such as contact time (5, 15, 30, 60, 120, min and 24 h), pH (5, 7, 9), fluoride concentration (100, 250, 500, 750, 1000 $\mu\text{g/l}$) and adsorbent dosages (0.5, 1, 2/5, 5g/l) was evaluated. Finally biosorption kinetic and equilibrium isotherms of adsorbent was investigated.

Results: The removal efficiency of inactive *Saccharomyces cerevisiae* was 89.49% at pH 5, adsorbent dose of 1g/L and initial metal concentration of 100 mg/L. Maximum uptake was observed after the Contact time of 60 minutes. In addition absorption isotherm followed pseudo-second order model with a maximum $R^2 = 0.999$.

Conclusion: The results of study showed that biosorption efficiency decreases with increase in pH of solution. Optimum pH of biosorption was 5. The Removal efficiency of arsenic enhanced with increase in mass of *Saccharomyces cerevisiae* up to 1 g/L, but The Removal efficiency decreased with increase in initial concentration of arsenic. Maximum absorption was observed in 15 minutes.

Keyword: Biosorption kinetics, Arsenic, Aqueous solutions, Inactive *saccharomyces cerevisiae*, Biosorption.