

Efficiency of *Saccharomyces Cerevisiae* in Ceftriaxone Removal from Aquatic Environments: Kinetic, Isotherm of Absorption and Thermodynamics Study

Samarghandi MR¹, Asgari G¹, Shokoohi R¹, Dargahi A², Moradi Golrokhi M¹, Faraji H¹, Arabkouhsar A^{*1}

1. Research Center for Health Sciences and Dep. Environmental Health Engineering School of Public Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran

2. Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Ardabil University of Medical Sciences, Ardabil, Iran

* **Corresponding author.** Tel/Fax: +988138380025, E-mail: arabkousar2000@gmail.com

Received: Sep 17, 2018 Accepted: Mar 16, 2019

ABSTRACT

Background & objectives: Antibiotics are potentially harmful contaminants, which can cause harmful effects on environmental equilibrium of ecosystems and the food chain. The aim of this study was to investigate the removal of ceftriaxone antibiotic by *Saccharomyces Cerevisiae* biosorbent from aquatic environments.

Methods: This experimental study was conducted in a lab-scale batch reactor as discontinuous. The fungus strain was collected from the "Persian Type Culture Collection of Iran". After activating fungus strain, the plates were placed in incubator for 7 to 10 days at 25°C. Fungus cultures were transferred to a potato dextrose agar medium (PDA) in the form of dry ice and subsequently cultivated in potato dextrose broth (PDB) medium. In order to determine the adsorption efficiency of ceftriaxone from aqueous solutions, the impact of variables effected on adsorption including pH, initial concentration of antibiotic, biosorbent dose, contact time and temperature were investigated. The physical, structural and surface properties of produced biosorbent were determined by FTIR, SEM and BET techniques. Also, thermodynamic parameters, adsorption isotherms and adsorption kinetics were studied. Ceftriaxone concentrations were measured by UV-Visible spectrophotometer in 276 nm wavelength.

Results: The results showed that the maximum absorption of ceftriaxone was 78% at pH=6, the initial ceftriaxone concentration of 10 mg/L, the adsorbent dose of 0.75 g, the contact time of 120 min and temperature of 25°C. The surface adsorption of Ceftriaxone on biosorbent was followed by Langmuir isotherm ($R^2=0.903$), and kinetic processes were more correlated with the Pseudo-second order model ($R^2=0.961$).

Conclusion: It can be concluded from present study that the biosorbent produced from baker's yeast can be used as an effective and inexpensive adsorbent for ceftriaxone removal from aqueous solutions.

Keywords: Ceftriaxone; *Saccharomyces Cerevisiae*; Biosorbition; Isotherm; Aqueous Solutions

کارایی مخمر ساکارومایسس سرویزیه در حذف آنتی بیوتیک سفتریاکسون از محیط‌های آبی: مطالعه سینتیک، ایزوترم جذب و ترمودینامیک

محمد رضا سمرقندی^۱، قربان عسگری^۱، رضا شکوهی^۱، عبدالله درگاهی^۲، مجتبی مرادی گلرخی^۳، حسین فرجی^۴، ابوالفضل عرب کوهسار^{۵*}

۱. مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران

۲. دکترای تخصصی مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اردبیل، اردبیل، ایران

۳. کارشناس ارشد میکروبیولوژی، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران

۴. دانشجوی دکترای تخصصی مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران

۵. کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان، همدان، ایران

* نویسنده مسئول. تلفکس: ۰۸۱۳۸۳۸۰۰۲۵ ایمیل: arabkhsar2000@gmail.com

چکیده

زمینه و هدف: یکی از آلاینده‌های بالقوه خطرناک، آنتی‌بیوتیک‌ها بوده که در محیط زیست باعث ایجاد اثرات سوء بر عملکرد طبیعی اکوسیستم و همچنین زنجیره غذایی می‌شوند. مطالعه حاضر با هدف بررسی حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون توسط بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه از محیط‌های آبی انجام گردید.

روش کار: این مطالعه از نوع تجربی بوده که در مقیاس آزمایشگاهی و به صورت ناپیوسته انجام شد. سوش قارچ از مرکز کلکسیون قارچ‌ها و باکتری صنعتی ایران تهیه گردید. بعد از فعال سازی سوش قارچ، پلیت‌ها به مدت ۷ تا ۱۰ روز در دمای °C ۲۵ در انکوباتور قرار داده شدند. کشت‌های قارچی به صورت یخ خشک به محیط کشت پوتیتو دکستروز آگار (PDA) انتقال داده و سپس از محیط رشد مایع پوتیتو دکستروز برات (PDB) استفاده گردید. به منظور تعیین راندمان جذب سفتریاکسون از محیط‌های آبی، تاثیر متغیرهای موثر در فرایند جذب نظیر pH، غلظت اولیه آنتی بیوتیک، مقدار بیوجاذب، زمان تماس و دما مورد بررسی قرار گرفتند. خصوصیات سطحی، فیزیکی و ساختاری بیوجاذب تولید شده با تکنیک‌های SEM، FTIR و BET ارزیابی گردید. تعیین پارامترهای ترمودینامیک، ایزوترم‌های تعادلی و سینتیک‌های فرایند جذب مورد مطالعه قرار گرفت. غلظت سفتریاکسون در محلول‌ها توسط دستگاه اسپکتروفتومتر نور مرئی فرابنفش در طول موج ۲۷۶ نانومتر اندازه گیری شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که حداکثر جذب سفتریاکسون در pH برابر ۶، غلظت اولیه سفتریاکسون ۱۰ میلی گرم در لیتر، دوزجاذب ۰/۷۵ گرم، زمان تماس ۱۲۰ دقیقه و دمای ۲۵ سیلسیوس (۷۸٪) به دست آمد. جذب سطحی سفتریاکسون بر روی بیوجاذب از ایزوترم لانگمیر ($R^2=0/903$) تبعیت کرده و مطالعات سینتیکی، همبستگی بیشتری با معادله شبه درجه دوم ($R^2=0/961$) داشت.

نتیجه گیری: از مطالعه حاضر می‌توان نتیجه گرفت که بیوجاذب تولید شده از مخمر نان می‌تواند به عنوان یک جاذب موثر و ارزان قیمت جهت حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گیرد.

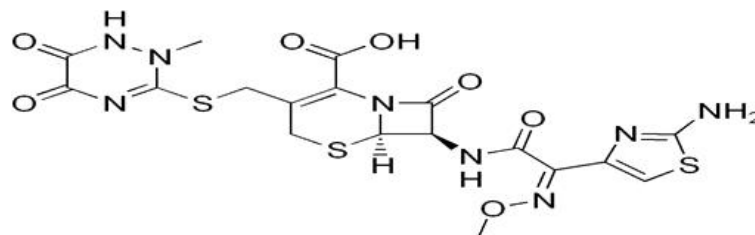
واژه‌های کلیدی: سفتریاکسون، ساکارومایسس سرویزیه، بیوجاذب، ایزوترم، محیط‌های آبی

دریافت: ۹۷/۶/۲۶ پذیرش: ۹۷/۱۲/۲۵

مقدمه

حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در محیط زیست به ویژه در محیط‌های آبی نگرانی عمده‌ای محسوب می‌شود. این آنتی‌بیوتیک‌ها برای بهبود سلامت انسان و دام و همچنین جهت افزایش رشد در مزارع پرورش دام و ماهی به کار می‌روند (۱). این داروها معمولاً به طور ضعیفی در بدن جذب می‌گردند و بخش عمده این مواد بدون تغییر شکل یا با تغییری جزئی از طریق ادرار و مدفوع از بدن دفع و عمدتاً وارد شبکه‌های فاضلاب و نهایتاً وارد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب می‌گردند (۲). غلظت پایین این آنتی‌بیوتیک‌ها موجب مقاومت آنتی‌بیوتیکی در باکتری‌ها و ژن‌ها می‌گردد (۳). علاوه بر این، داروها و آنتی‌بیوتیک‌های دامی در غلظت‌های کم منجر به اختلال در تولید مثل و غدد درون‌ریز می‌شوند (۴). مطالعات انجام شده نشان

می‌دهد که غلظت آنتی‌بیوتیک‌ها در فاضلاب‌های بیمارستانی و شهری در محدوده ۰/۳ تا ۲۰۰ میکروگرم در لیتر و بالاتر قرار دارند (۵). آنتی‌بیوتیک‌ها در غلظت‌های بالا (میلی گرم در لیتر) در فاضلاب بیمارستان‌ها، در غلظت‌های پایین‌تر (میکروگرم در لیتر) در فاضلاب‌های شهری و در غلظت‌های بسیار کمتر (نانوگرم در لیتر) در آب‌های سطحی شناسایی شده‌اند (۶). آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون با فرمول شیمیایی $C_{18}H_{18}N_8O_7S_3$ و جرم مولکولی ۵۴۴/۵۸ گرم بر مول جزء آنتی‌بیوتیک‌های نسل سوم از خانواده سفالوسپورین می‌باشد که به طور وسیعی برای مبارزه با باکتری‌های گرم منفی، درمان لپتوسپیروزیس، بیماری لنفای، سوزاک و در جراحی‌های ارتوپدی به کار می‌رود (شکل ۱) (۷،۸).



شکل ۱. تصویر ساختار آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون

آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون در فاضلاب، آب‌های سطحی، پساب بیمارستان و کارخانه‌های داروسازی شناسایی شده است. همچنین این آنتی‌بیوتیک می‌تواند در لجن جذب شده و در صورت استفاده به عنوان کود در خاک تجمع یافته و در گیاهانی مانند کاهو، خیار و جو وارد شود (۹). روش‌های مختلفی نظیر نانولوله‌های کربنی (۱۰)، رآکتورهای بی‌هوازی (۱۱)، بیورآکتورهای غشائی (۱۲)، فرایند سونوشیمیایی (۱۳) و اسمز معکوس (۱۴) برای تصفیه فاضلاب‌های حاوی آنتی‌بیوتیک وجود دارد. یکی از مشکلات اصلی روش تصفیه بیولوژیکی، طولانی بودن زمان انجام واکنش (۴)، و در فرایند جذب سطحی نیز

هزینه‌بر بودن عمل دفع ضایعات می‌باشد (۱۵). همچنین هزینه بالا، حساسیت نسبت به دما، غلظت نمک‌های محلول در آب از معایب فرآیندهای غشایی به شمار می‌رود (۱۶). گروهی از محققان به جداسازی سفتریاکسون از محلول‌های آبی به روش کیتوزان/ زئولیت و خاک رس پرداختند که میزان جداسازی آنتی‌بیوتیک بیش از ۶۰ درصد بوده است (۱۶،۱۷). استفاده از جاذب‌های طبیعی و ارزان قیمت از جمله پوسته گردو، زئولیت و لیکای خام می‌تواند راه حل مناسبی برای کاهش مقدار مواد دارویی از فاضلاب باشد (۲۰-۱۸). قارچ‌ها از جمله جاذب‌های طبیعی بوده که به علت فراوانی، ظرفیت جذب بالا و

ارزان قیمت بودن، برای جداسازی آنتی بیوتیک‌ها از محلول‌های آبی مورد توجه بوده اند (۲۱). قارچ‌ها و مخمرها گروهی بزرگ و متنوع از جانداران یوکاریوتی بوده که تاثیر زیادی در روند رشد موجودات دیگر دارند، همچنین از قارچ‌ها برای تولید مواد صنعتی و دارویی مانند اتانول، اسیدسیتریک، آنتی بیوتیک، پلی ساکاریدها، آنزیم‌ها و ویتامین‌ها استفاده می‌شود و می‌توان به عنوان بیوجاذب برای اتصال و جمع‌آوری فلزات سنگین، مواد رادیواکتیو و مواد دیگر استفاده کرد (۲۲). فرایند بیوجاذب به دلیل مزیت‌هایی مانند هزینه اجرایی کم، کارایی بالا در حذف مواد با غلظت کم و عدم تولید آلودگی ثانویه نسبت به سایر روش‌ها پیشنهاد می‌شود (۲۳،۲۴). در زمینه بیوجاذب از کپک‌ها و مخمرها و انواع دیگر قارچ‌ها استفاده زیادی شده است. مخمرها جزء قارچ‌های تک سلولی بوده که بیشتر آنها در گروه آسکومایست‌ها قرار دارند (۲۵). مهمترین مخمرهای تجاری شامل مخمر نان و مخمر آبجو است که بیشتر از جنس ساکارومایسس می‌باشند (۲۶). با توجه به اینکه تاکنون هیچ مطالعه ای برای حذف آنتی بیوتیک‌ها از جمله سفتریاکسون با مخمر ساکارومایسس سرویزیه در ایران و سایر کشورهای جهان انجام شده است. لذا این مطالعه با هدف، تهیه بیوجاذب از مخمر ساکارومایسس سرویزیه جهت حذف آنتی بیوتیک سفتریاکسون از محیط‌های آبی انجام گردید. در این مطالعه پارامترهای موثر در فرایند جذب مانند pH، زمان تماس، مقدار بیوجاذب، غلظت آلاینده و دمای انجام فرایند و همچنین ویژگی‌های بیوجاذب تهیه شده، ایزوترم‌ها، سینتیک‌ها و ترمودینامیک جذب مورد بررسی قرار گرفت.

روش کار

مواد و وسایل مورد استفاده

در این مطالعه تجربی، ترکیبات شیمیایی مورد استفاده شامل سفتریاکسون با درجه خلوص ۹۹/۸ درصد از

شرکت سیگما آلدריך، هیدروکسید سدیم، اسیدکلریدریک و محیط کشت‌های پوتیتو دکستروز آگار^۱ با کد شناسایی ۷۰۱۳۹ و پوتیتو دکستروز براث^۲ با کد شناسایی P ۶۶۸۵ از شرکت مرک آلمان تهیه گردید. گونه مخمر ساکارومایسس سرویزیه از مرکز کلکسیون قارچ‌ها و باکتری‌های صنعتی ایران وابسته به پژوهشگاه بیوتکنولوژی مربوط به سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران با کد شماره ۱۱۰۱۳۰ خریداری شد. از pH متر ساخت شرکت HACH، دستگاه سانتریفیوژ ساخت شرکت سیگما و جهت اندازه گیری مقدار غلظت سفتریاکسون بعد از انجام فرایند جذب در محلول آبی از دستگاه اسپکتروفتومتر نور مرئی- فرابنفش در طول موج ۲۷۶ نانومتر استفاده گردید (۲۷). تصاویر SEM با دستگاه Sputter coater مدل SPC12 ساخت شرکت KYKT آنالیز گردید. جهت اندازه گیری سطح ویژه بیوجاذب، میانگین قطر خلل و فرج و حجم آن از آزمایش BET استفاده شد. برای شناسایی و بررسی گروه‌های عاملی موجود بر روی سطح جاذب از طیف FTIR استفاده شد.

اندازه گیری پتانسیل زتا

برای تعیین pH نقطه ایزوالکتریک، ۱۰۰ میلی لیتر از نیترات پتاسیم ۰/۰۱ مولار به ظروف شیشه ای اضافه شد. سپس pH محلول اولیه در محدوده ۱۲-۲ به وسیله اسیدکلریدریک و هیدروکسیدسدیم ۰/۰۱ مولار تنظیم گردید. در ادامه ۰/۵ گرم از جاذب به هر کدام از ظروف مورد نظر اضافه شده و برای مدت زمان ۴۸ ساعت به هم زده شد. پس از گذشت این مدت زمان، محلول‌ها توسط صافی واتمن ۴۵ میکرومتر صاف شده و pH آنها مورد سنجش نهایی قرار گرفت.

برای انجام هر آزمایش، ابتدا محلول‌های آبی به حجم ۱۰۰ میلی لیتر حاوی سفتریاکسون با غلظت‌های

¹ Potato Dextrose Agar-PDA

² Potato Dextrose Broth-PDB

مختلف (۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵ میلی گرم در لیتر) تهیه گردید. سپس pH محلول‌ها با استفاده از محلول‌های ۰/۰۱ مولار اسید کلریدریک و هیدروکسید سدیم بر روی مقادیر pHهای اولیه (۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸) تنظیم شد. به هریک از محلول‌ها بطور جداگانه ۰/۱ تا ۱/۵ گرم جاذب اضافه گردید. سپس نمونه‌ها روی دستگاه شیکر با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه قرار داده شد. پس از سپری شدن مدت زمان‌های مورد نظر (۲۴۰-۱۰ دقیقه) از محلول نمونه برداری شد. برای جداسازی کامل فاز جامد (جاذب) از فاز مایع تمام نمونه‌ها، از یک فیلتر ۴۵ میکرومتر تحت مکش پمپ خلأ استفاده گردید. تمام آزمایش‌ها در ۳ نوبت تکرار شد و میانگین آنها بعنوان نتیجه نهایی ارائه گردید. جهت رسم منحنی کالیبراسیون و اندازه‌گیری غلظت نهایی سفتریاکسون بعد از انجام فرایند از دستگاه اسپکتروفتومتر استفاده گردید. پس از تعیین غلظت نهایی، جهت محاسبه درصد جذب از معادله ۱ و ظرفیت جذب از معادله ۲ استفاده شد.

$$R = (C_0 - C_e) \times 100 / C_0 \quad (\text{معادله ۱})$$

$$q_e = (C_0 - C_e) \times V / M \quad (\text{معادله ۲})$$

که در آن ظرفیت جذب (گرم در میلی گرم)، غلظت اولیه محلول (میلی گرم در لیتر)، غلظت نهایی بعد از برقراری تعادل (میلی گرم در لیتر)، V حجم مایع در داخل راکتور (لیتر)، جرم جاذب (گرم) می‌باشد (۲۸).

کشت و آماده سازی بیوجاذب

پس از دریافت کشت‌های قارچی به صورت یخ خشک در ۱۰ میلی لیتر آب استریل به مدت ۴۵ دقیقه فعال گردید. سپس ۲ میلی لیتر از سوسپانسیون به پلیت‌های محیط کشت PDA انتقال داده شد. این پلیت‌ها در دمای ۲۵ درجه سلیسیوس در انکوباتور به مدت ۷ تا ۱۰ روز قرار داده شدند. بیومس قارچی با استفاده از روش Shake Flask در محیط کشت مایع مورد کشت قرار گرفت. قبل از اتوکلاو کردن، pH محیط رشد با استفاده از اسید کلریک ۰/۰۱ مولار روی pH برابر ۵ تنظیم شد. اسپورها و میسلیوم از

محیط کشت PDA به ظروف ارلن مایر ۲۵۰ میلی لیتری حاوی ۱۰۰ میلی لیتر محیط رشد مایع PDB انتقال داده شدند. پس از تلقیح، ظروف بر روی یک شیکر چرخشی در ۱۵۰ دور در دقیقه در دمای ۲۵ درجه سلیسیوس به مدت ۴ روز قرار گرفت. برداشت مخمر از محیط کشت رشد داده شده، با یک فیلتر ۱۵۰ میکرومتر انجام شد. این بیومس شسته شده، بیومس زنده نام دارد. جهت کشته شدن و خشک کردن مخمر، بیومس زنده در دمای ۶۰ درجه سلیسیوس به مدت ۱۲ ساعت در فور قرار داده شد. سپس به کمک‌هاون چینی آن را به پودر تبدیل کرده و مش بندی به کمک دستگاه الک برقی با مش ۲۰ و ۳۰ انجام گردید. بیوجاذب تولید شده در ظروف پلاستیکی و به دور از رطوبت در جای خشک نگهداری و ذخیره شد. در نهایت، بیومس اصلاح شده برای مطالعه جذب سفتریاکسون مورد استفاده قرار گرفت (۲۹).

تعیین ایزوترم‌های جذب

از پارامترهای مهمی که در معادلات جذب برای پیش‌بینی مناسب بودن یا نبودن جذب و نوع فرایند جذب بایستی تعیین گردد، ضریب بدون بعد R_L ، ضریب n و ضریب E بوده که به ترتیب از معادله لانگمیر، فروندلیچ و دوینین-رادشکویچ^۱ بدست می‌آیند. جدول ۱ ایزوترم‌های جذب مربوط به جذب سفتریاکسون بر روی مخمر ساکارومایسس سرویزیه را نشان می‌دهد.

در معادله D-R مقدار انرژی ظاهری جذب (E) از معادله δ محاسبه می‌شود، β ضریب فعالیت است که به انرژی میانگین جذب وابسته و از طریق شیب نمودار D-R محاسبه می‌شود. این انرژی نوع ساز و کار موجود در فرآیند جذب را نشان می‌دهد به طوری که اگر E در محدوده ۱۶-۸ کیلوژول در مول باشد جذب شیمیایی و اگر کمتر از ۸ کیلوژول در مول باشد فرایند فیزیکی است. با توجه به نتایج حاصل از

¹ Dubinin Radushkevich- D-R

ایزوترم‌های جذب در شکل ۳ و جدول ۲ و مقایسه E بدست آمده نوع غالب فرایند، فیزیکی می‌باشد (۳۰، ۳۱).

جدول ۱. ایزوترم‌های جذب مربوط به جذب سفتریاکسون بر روی مخمر ساکارومایسس سرویزیه

مدل لانگمیر (معادله ۳)	$R_L = \frac{1}{1+bC_0}$	b = ثابت لانگمیر C ₀ = غلظت اولیه R _L = نوع ایزوترم
مدل فروندلیچ (معادله ۴)	$q_e = k_f C_e^{1/n}$	n و k _f = ثابت معادله

سینتیک جذب

یکی از مهم‌ترین عوامل برای طراحی سیستم جذب جهت تعیین زمان تماس و بدست آوردن ابعاد راکتور ناپیوسته پیش‌بینی سرعت فرایند جذب می‌باشد که توسط سینتیک سیستم کنترل می‌شود. به منظور بررسی مکانیزم جذب، ثابت‌های جذب را می‌توان با استفاده از معادله ۶ مدل لاگ‌گرن^۱ مکانیزم شبه مرتبه اول و معادله ۷ مدل هو^۲ مکانیزم مرتبه شبه دوم محاسبه کرد (۳۰، ۳۲).

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - k_1 t \quad (\text{معادله ۶})$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{q_e^2 k_2} + \frac{1}{q_e} t \quad (\text{معادله ۷})$$

در معادله ۶، q_e مقدار ماده جذب شده در لحظه تعادل (میلی گرم در گرم)، q_t مقدار ماده جذب شده در زمان t (میلی گرم در گرم) و k₁ ثابت سرعت تعادل جذب مرتبه شبه اول (min⁻¹) می‌باشد. در معادله ۷، q_e مقدار ماده جذب شده در لحظه تعادل (میلی گرم در گرم) و k₂ ثابت سرعت تعادل مرتبه شبه دوم (گرم بر میلی گرم در دقیقه) می‌باشد.

بررسی ترمودینامیک جذب سفتریاکسون

در این پژوهش پارامترهای ترمودینامیکی برای رسیدن به بهترین شرایط جذب سفتریاکسون مورد مطالعه قرار گرفت. در بررسی ترمودینامیک تاثیر دما بر انجام واکنش مورد بررسی قرار می‌گیرد. تعیین پارامترهایی همچون آنتالپی (ΔH)، آنتروپی (ΔS) و انرژی آزاد گیبس (ΔG) در بررسی

ترمودینامیک لازم است و مطابق با معادلات ۸، ۹ و ۱۰ محاسبه می‌گردد.

$$K_d = \frac{q}{C_e} \quad (\text{معادله ۸})$$

$$\Delta G = -RT \ln K_d \quad (\text{معادله ۹})$$

$$\ln K_d = -\Delta H/RT + \Delta S/R \quad (\text{معادله ۱۰})$$

که در آن K_d ثابت تعادل، ΔG انرژی آزاد جذب (کیلوژول بر مول)، T دمای واکنش بر اساس درجه کلوین و R ثابت جهانی گازها (۸/۳۱۴ کیلوژول بر مول) می‌باشد. در معادله ۱۰ با رسم نمودار مقدار ln K_d در برابر 1/T و با توجه به معادله خط آن، شیب خط و عرض از مبدأ آن به ترتیب بیانگر ΔS و -ΔH می‌باشد (۳۳).

یافته‌ها

ویژگی‌های جاذب مخمر ساکارومایسس سرویزیه

با توجه به نتایج آزمایش BET سطح ویژه بیوجاذب ۳۶/۶۹ مترمربع بر گرم بدست آمد (جدول ۲). این مقدار سطح ویژه در مقایسه با جاذب‌های دیگر مانند پوست گردو و بادام دارای سطح بیشتری می‌باشد (۳۱). با توجه به نتایج BJH میانگین قطر خلل و فرج ۶/۴۹ نانومتر تعیین شد. بر اساس دسته‌بندی که توسط آیوپاک^۳ صورت گرفته است، ساختار مواد متخلخل با توجه به میانگین ابعاد حفره‌ها، می‌تواند حاوی حفره‌هایی کوچکتر از ۲ نانومتر با نام میکروحفره، حفره‌هایی بین ۲ تا ۵۰ نانومتر با نام مزوحفره و حفره‌هایی بزرگتر از ۵۰ نانومتر با نام

^۱ Lagergren

^۲ Ho

^۳ IUPAC

ماکرو حفره باشد. با توجه به نتایج، بیوجاذب تولیدی از نوع مزوحفره می باشد.

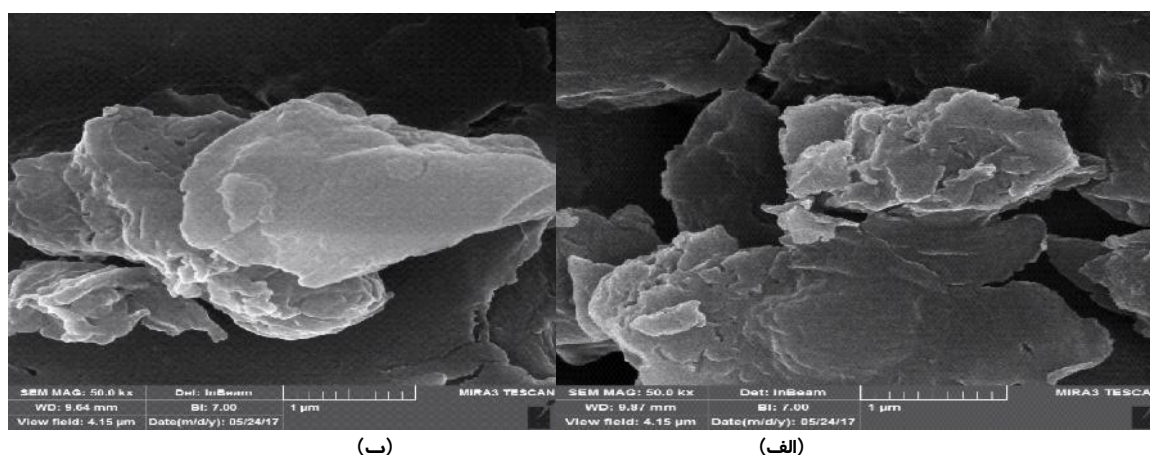
تصاویر SEM و نمودار FTIR

به منظور تشخیص شکل ظاهری سطح و ریخت شناسی از ذرات بیوجاذب قبل و بعد از فرایند جذب سفتریاکسون به کمک میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) عکس برداری شد (شکل ۲). برای شناسایی و بررسی گروه های عاملی موجود بر روی سطح جاذب از طیف FTIR استفاده می شود، این

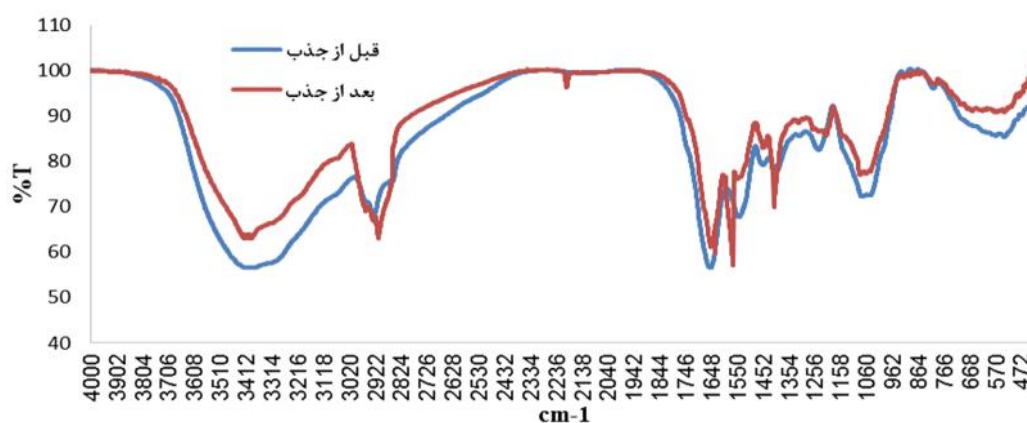
گروه های عاملی یکی از دلایل انجام فرایند جذب و یا مانعی برای انجام آن می باشند (۳۰). در واقع با مقایسه طیف FTIR قبل و بعد از جذب کارایی فرایند را بررسی می کنند (شکل ۳).

جدول ۲. خصوصیات بیوجاذب مورد بررسی

مشخصه	BET
سطح ویژه (m^2/g)	۳۶/۶۹
حجم خلل و فرج (cm^3/g)	۰/۸۴۳
میانگین قطر خلا و فرج (nm)	۶/۴۹



شکل ۲. تصویر میکروسکوپی الکترون روبشی از سطح بیوجاذب. (الف) قبل از جذب سفتریاکسون، (ب) بعد از جذب سفتریاکسون



شکل ۳. تصویر طیف FTIR بیوجاذب مورد بررسی در قبل و بعد از جذب

تأثیر pH و تعیین pH بهینه

pH محلول یکی از پارامترهای کنترلی مهم در فرآیند جذب می باشد. نتایج تأثیر pH های مختلف بر میزان

جذب سفتریاکسون توسط بیوجاذب مخمر نان در شکل ۴ نشان داده شده است. به طوری که افزایش pH از ۲ به ۶ باعث افزایش راندمان جذب سفتریاکسون

انجام گرفت ولی بعد از این مدت تا زمان ۱۲۰ دقیقه افزایش جذب چشمگیری مشاهده نشد و در واقع مقدار جذب آنتی بیوتیک به حالت تعادل رسید و بعد از گذشت ۲۴۰ دقیقه واجذب مشاهده گردید.

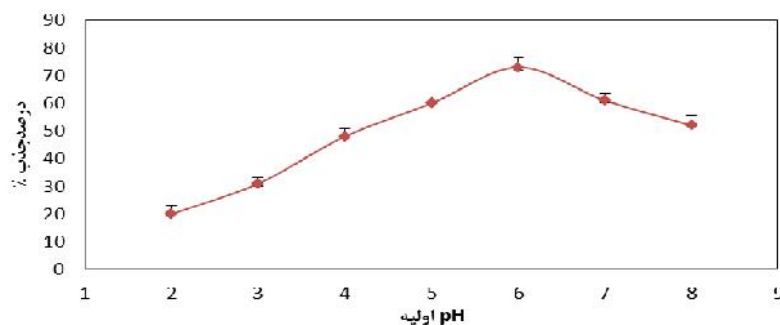
تأثیر مقدار بیوجاذب

در این مرحله برای تعیین مقدار بهینه جاذب، با توجه به مطالعات قبلی مقادیر ۱/۵-۰/۱ گرم در لیتر بیوجاذب به محلول ۱۰ میلی گرم در لیتر سفتریاکسون در pH بهینه برابر ۶ افزوده شد و پس از ۹۰ دقیقه اختلاط، مقدار جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۴).

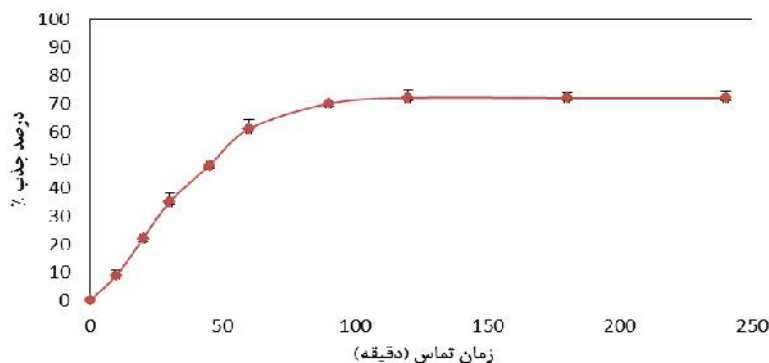
به مقدار ۷۳ درصد و افزایش pH از این مقدار باعث کاهش راندمان فرایند جذب گردید. بنابراین pH برابر ۶ به عنوان pH بهینه در نظر گرفته شد.

تأثیر زمان تماس

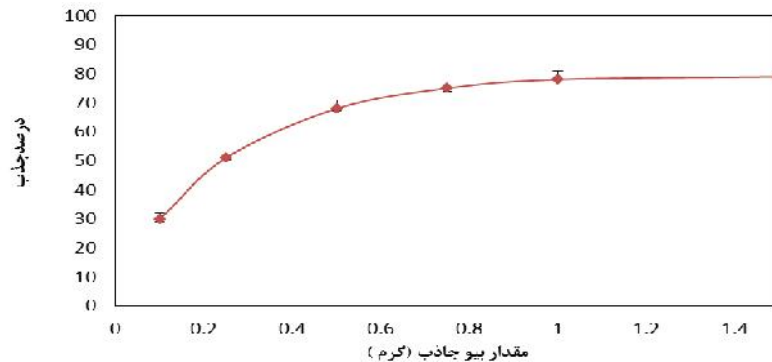
نتایج اثر زمان تماس بر میزان جذب آنتی بیوتیک سفتریاکسون در شکل ۵ نشان داده شده است. در این بررسی مقدار ۰/۵ گرم از بیوجاذب در ۱۰۰ سی سی محلول ۱۰ میلی گرم در لیتر سفتریاکسون در pH برابر ۶ و محدوده زمانی ۱۰-۲۴۰ دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که با افزایش زمان تماس مقدار جذب سفتریاکسون نیز افزایش یافت. این افزایش جذب تا زمان ۹۰ دقیقه با سرعت



شکل ۴. نمودار تأثیر pH در جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب
(غلظت آنتی بیوتیک ۱۰ میلی گرم در لیتر، مقدار جاذب ۰/۵ گرم و زمان تماس ۹۰ دقیقه)



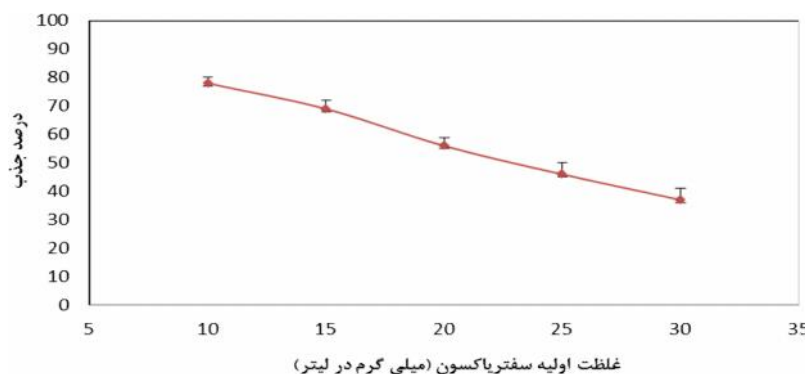
شکل ۵. نمودار تأثیر زمان تماس در جذب سفتریاکسون
(غلظت آنتی بیوتیک ۱۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار جاذب ۰/۵ گرم، pH=۶)



شکل ۶. نمودار تأثیر مقدار جاذب در جذب سفتریاکسون
(غلظت آنتی بیوتیک ۱۰ میلی گرم در لیتر، pH بهینه ۶ و زمان تماس ۹۰ دقیقه)

تأثیر غلظت اولیه سفتریاکسون

برای بررسی غلظت بهینه در حذف سفتریاکسون، مقادیر بهینه‌ای که در مراحل قبل بدست آمده بود در غلظت‌های ۱۰-۳۰ میلی گرم در لیتر آلاینده مورد آزمایش قرار گرفت و نتایج آن در شکل ۷ ارائه گردید. همانطور که نتایج نشان داد با افزایش



شکل ۷. نمودار تأثیر غلظت اولیه آنتی بیوتیک در جذب سفتریاکسون
(زمان تماس ۹۰ دقیقه، مقدار جاذب ۰/۷۵ گرم، pH = ۶)

مطالعه ایزوترم‌های جذب

در این مطالعه، آزمایشات لازم جهت تعیین بهترین ایزوترم جذب، در شرایط بهینه صورت گرفت. بدین منظور محلول‌هایی از سفتریاکسون با غلظت ۵ میلی گرم در لیتر در pH برابر ۶ تهیه و به هریک از محلول‌ها بطور جداگانه ۰/۱ تا ۱/۵ گرم جاذب اضافه گردید. پس از سپری شدن مدت زمان‌های مورد نظر (۲۴۰-۱۰ دقیقه) از محلول نمونه برداری شد. شکل ۸ (الف - ج) نتایج ایزوترم‌های جذب مربوط به

جذب سفتریاکسون روی بیو جاذب مخمر نان را نشان می‌دهد. اطلاعات جذب با مدل ایزوترم لانگمیر، فروندلیچ و دوبنین-رادشکوویچ آنالیز گردید. پارامترهای تئوری مدل‌ها همراه با ضرایب رگرسیون در جدول ۳ ارائه شده است. با توجه به مقدار رگرسیون (R^2) هر یک از ایزوترم‌ها، مشاهده می‌شود که مدل لانگمیر ($R^2 = ۰/۹۰۳$) بیشترین مقدار را داشته و بهترین مدل در جذب سطحی آنتی بیوتیک توسط بیو جاذب مورد استفاده می‌باشد.

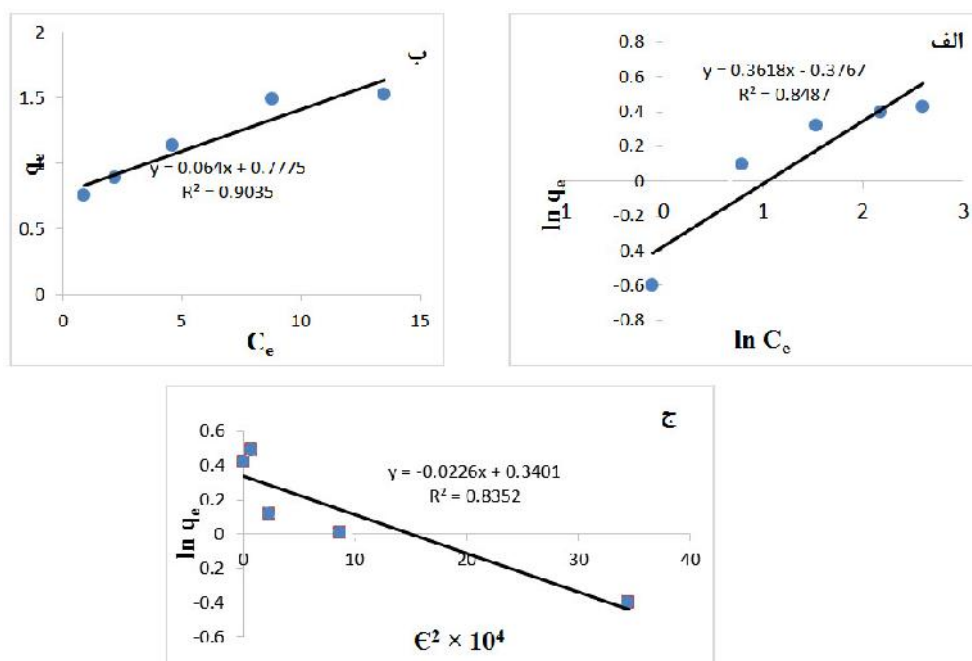
مطالعه سینتیک جذب

شکل ۹ سینتیک جذب مربوط به جذب سفتریاکسون روی بیوجاذب مخمر نان را نشان می‌دهد. پارامترهای موثر بر سینتیک‌های جذب در جدول ۴ ارائه شده است. مطابق با جدول ۴ جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب همبستگی زیادی را با سینتیک شبه درجه دو نشان می‌دهد.

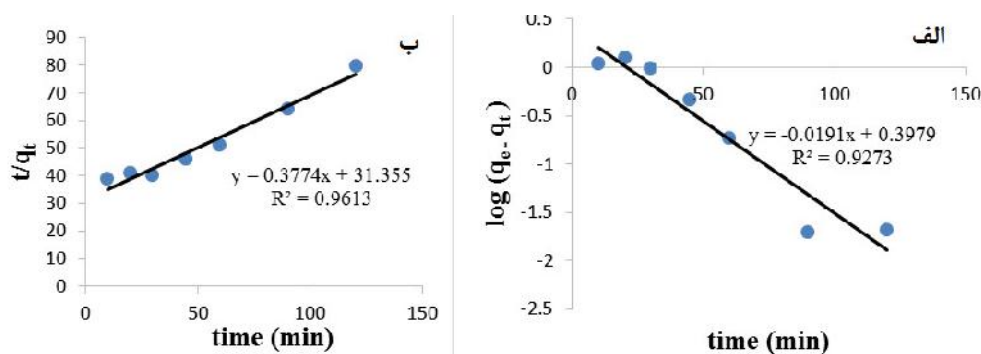
مطالعه پارامترهای ترمودینامیک

برای بررسی پارامتر ترمودینامیک، فرایند جذب را در شرایط بهینه pH برابر ۶، مقدار بیوجاذب ۰/۵ گرم در

۱۰۰ سی سی، غلظت سفتریاکسون ۱۰ میلی گرم در لیتر در دماهای ۵۵-۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۱۲۰ دقیقه وارد واکنش کرده و سپس سفتریاکسون باقیمانده در محلول تعیین مقدار شد. با توجه به نتایج راندمان فرایند با افزایش دما کاهش پیدا کرد. نتایج حاصل از پارامترهای ترمودینامیکی در جدول ۵ ارائه شده است.



شکل ۸. نمودار مدل‌های ایزوترم (الف) لانگمیر، (ب) فروندلیچ و (ج) داینین-رادشکوویچ



شکل ۹. نمودار مدل سینتیکی (الف) شبه درجه اول و (ب) شبه درجه دو

جدول ۳. نتایج بدست آمده از محاسبات ایزوترم‌های جذب

ایزوترم فروندلیچ			ایزوترم لانگمیر			ایزوترم دابینین- راد شکوویچ				
R^2	K_f (mg/g)	$1/n$	R^2	q_m (mg/g)	K_L (L/mg)	R_L	R^2	B (Kj^2/mol^2)	E (Kj/mol)	q_m (mg/g)
0.848	0.36	0.37	0.903	12	1.29	0.07	0.835	0.022	4.76	2.94

جدول ۴. پارامترهای محاسبه شده برای سنتیک‌های جذب

درجه اول کاذب			درجه دوم کاذب			
R^2	K_1 (min^{-1})	$q_{e,cal}$ (mg/g)	R^2	K_2 (g/mg min)	$q_{e,cal}$ (mg/g)	$q_{e,exp}$ (mg/g)
0.923	0.019	1.48	0.961	0.004	2.7	1.44

جدول ۵. پارامترهای دینامیکی جذب سفتریاکسون

T (K)	ΔG (Kj/mol)	ΔH (Kj/mol)	ΔS (J/mol.K)
۲۹۸/۱۵	-۱/۲۳۵		
۳۰۸/۱۵	-۱/۲۵۱		
۳۱۸/۱۵	-۱/۱۶۳	-۵/۶۶	۱/۹
۳۲۸/۱۵	-۱/۱۵۷		

بحث

به منظور ارزیابی مشخصات مورفولوژی و سطحی بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه از آنالیز SEM استفاده گردید. مطالعات ریخت شناسی بیوجاذب نشان داد که سطح بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه غیرمتبلور، داری خلل و فرج و همچنین به صورت لایه لایه می‌باشد که این ویژگی‌ها باعث جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب مورد نظر شده است. مطالعات گوناگون نشان می‌دهد که ساختار متخلخل و لایه لایه جاذب و بیوجاذب باعث افزایش سطح تماس و افزایش میزان جذب یون‌های رنگ و کادمیوم به درون جاذب می‌شود و نقش به سزایی در توانایی جذب دارد (۳۰، ۳۳).

طیف‌های FTIR روشی بسیار مهم جهت تعیین ویژگی‌های گروه‌های عملکردی و همچنین بررسی تغییرات این گروه‌ها در جاذب می‌باشد. طیف FTIR بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه در شکل ۲ ارائه شده است. همانطور که نتایج نشان می‌دهد طیف‌های 400 تا 4000 cm^{-1} مربوط به مواد معدنی موجود در بیوجاذب مانند کربنات، فسفات، سولفات و نیترات می‌باشد. بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه دارای گروه‌های عاملی مختلفی مانند آمین‌ها، الکل‌ها،

کربونیل و هیدروکسیل می‌باشد (۳۴). طیف 3200 تا 3600 cm^{-1} مربوط به ناحیه کششی گروه‌های عاملی O-H و N-H (۳۵). طیف 2400 تا 2950 cm^{-1} مربوط به ناحیه کششی C-H و پیک‌های در محدوده 2999 تا 3449 cm^{-1} مربوط به گروه عاملی هیدروکسیل و آمین می‌باشد. همچنین پیک‌های 2196 و 2928 cm^{-1} نشانگر وجود گروه C-H و دو پیک 1594 و 1655 cm^{-1} وجود گروه عاملی آمین را نشان می‌دهد. پیک 1649 cm^{-1} وجود گروه کربونیل بر روی سطح بیوجاذب را اثبات می‌کند. با توجه به نتایج، وجود شیفت‌ها و کوتاه شدن و پهن شدن پیک‌ها بعد از انجام فرایند جذب، وجود جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب تولیدی را نشان می‌دهد.

تأثیر pH

در فرایند جذب، pH محلول نقش بسیار مهمی بر ظرفیت جذب و بار سطحی جاذب دارد، بطوری که ویژگی‌های سطح جاذب (گروه‌های عاملی روی جایگاه‌های فعال)، درجه یونیزاسیون و راندمان حذف را تحت تأثیر قرار می‌دهد. pH باعث یونیزاسیون مواد موجود در محلول و تفکیک گروه‌های عاملی موجود بر روی مکان‌های فعال بیوجاذب می‌شود.

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که با تغییرات میزان pH از ۲ تا ۸، کارایی بیوجاذب افزایش پیدا کرد بطوری که در pH ۶ بیشترین راندمان جذب (۷۳٪) بدست آمد. عامل اصلی جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب مخمر نان، جایگاه‌های فعال و گروه‌های عاملی بر روی دیواره سلولی بیوجاذب می‌باشد. بر روی دیواره سلولی بیوجاذب پروتئین قرار دارد که دارای گروه‌های عاملی آمین می‌باشد. آمین‌ها در pH‌های اسیدی پروتونه می‌شوند و بار الکترواستاتیکی آنها مثبت شده (۱۳) و باعث جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب می‌شوند. در نمودار ۱ بیشترین میزان جذب آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون در pH ۶ مشاهده می‌شود، بنابراین pH ۶ به عنوان pH بهینه انتخاب گردید. در مطالعه ای که سیدمحمدی و همکاران بر روی کربن فعال تولید شده از پوست میوه بلوط بر روی حذف رنگ از محلول‌های آبی انجام دادند، pH بهینه حذف ۶ بدست آمد (۳۶). در مطالعه ای که گرجیان عربی و همکاران بر روی بیوجاذب جلبک در جذب کادمیوم از محلول‌های آبی انجام دادند، نتایج نشان داد که با افزایش pH، کارایی جذب افزایش می‌یابد بطوری که بیشترین میزان جذب (۹۵٪) در pH ۵ بدست آمد (۳۷). در مطالعه ای که گونگ^۱ و همکاران بر روی بیوجاذب رنگ‌های راکتیو بر روی سبوس برنج از محلول‌های آبی انجام دادند، نتایج نشان داد که با افزایش pH از ۲ به ۱۰، میزان بیوجذب رنگ بر روی سبوس برنج دارای افزایش مقدار بوده است. جلوگیری از جذب رنگ بر روی بیومس در pH‌های پایین‌تر، احاطه شدن سطح جاذب به وسیله گروه‌های کربوکسیلیک ذکر شده است (۳۸). بطور کلی بر اساس نتایج این مطالعه و سایر مطالعات می‌توان گفت pH بر حذف آلاینده‌ها با استفاده از فرآیند جذب سطحی اثر قابل ملاحظه ای دارد لذا تأثیر pH می‌تواند بسته به نوع آلاینده و جاذب اختصاصی باشد.

¹ Gong

با اندازه‌گیری pH_{zpc} بیوجاذب، مقدار آن ۶/۹۱ بدست آمد و این یعنی بار الکترواستاتیکی محلول در pH کمتر از pH_{zpc} مثبت و در بیشتر از آن منفی می‌باشد. با توجه به نوع آلاینده در pH کمتر از pH_{zpc} جذب بهتری صورت می‌گیرد. دلیل دیگر که در pH برابر ۶ بیشترین مقدار جذب صورت گرفت می‌تواند تغییر شکل بیوجاذب در pH‌های دیگر باشد. در واقع بیشترین استحکام ساختار دیواره سلولی بیوجاذب در pH برابر ۶ بوده و در pH‌های دیگر ساختار آن تجزیه می‌شود. نتایج این پژوهش با مطالعات ماوریا^۲ و نگوین^۳ همخوانی دارد (۳۳، ۳۹).

تأثیر زمان تماس

زمان تماس یکی از عوامل موثر بر فرایند جذب می‌باشد. درصد جذب سفتریاکسون توسط بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه با زمان تماس رابطه مستقیم داشت. بطوری که با افزایش زمان تماس از ۱۰ تا ۹۰ دقیقه، میزان راندمان جذب افزایش پیدا کرد. در ابتدای واکنش جذب، به دلیل فراوانی مکان‌های جذب و تفاوت زیاد بین غلظت ماده جذب شده در محلول و مقدار آن در سطح بیوجاذب درصد حذف افزایش یافت. همچنین با گذشت زمان، اشغال مکان‌های سطحی خالی باقیمانده مشکل است، زیرا بین مولکول‌های جذب شده در سطح جاذب و مولکول‌هایی که در فاز محلول قرار دارند یک نوع دافعه به وجود می‌آید. به طوری که نتایج نشان داد در ۹۰ دقیقه اول حدود ۷۰ درصد توسط بیوجاذب ساکارومایسس سرویزیه حذف شد. با توجه به نتایج آزمایش‌ها ملاحظه می‌شود که مقدار جذب برای بیوجاذب پس از ۹۰ دقیقه تغییر چندانی نمی‌کند. در این حالت مقدار سفتریاکسون جذب شده بر سطح بیوجاذب با مقدار سفتریاکسون موجود در فاز محلول برابر خواهد بود. بنابراین زمان تماس ۹۰ دقیقه به عنوان زمان تعادل به دست آمد که با نتایج مطالعه

² Maurya³ Nguyen

ارشان^۱ و صادقی مطابقت دارد (۳۱،۴۰). در مطالعه ارشان که از ساکارومایسس سرویزیه جهت حذف تتراسایکلین از محلول‌های آبی استفاده شده بود، نتایج نشان داد که بیشترین میزان حذف تتراسایکلین در زمان ماند ۱۶۰ دقیقه بدست آمد

تأثیر مقدار بیوجاذب

در این مطالعه مشاهده گردید که با افزایش مقدار بیوجاذب، کارایی فرایند نیز افزایش یافت. به عبارت دیگر با افزایش مقدار بیوجاذب از ۰/۱ تا ۱/۵ گرم در لیتر، میزان حذف سفتریاکسون از ۳۰ به ۷۹ درصد افزایش پیدا کرد. در توصیف این واقعیت می‌توان اظهار داشت که با افزایش مقدار بیوجاذب مکان‌های جذب در دسترس و فعال جهت انجام فعل و انفعالات بین بیوجاذب و ماده جذب شونده (سفتریاکسون) افزایش می‌یابد (۴۱). وقتی دوز بیوجاذب به ۱/۵ گرم در لیتر رسید، درصد جذب به ۷۹ درصد افزایش یافت. این افزایش جذب آنتی‌بیوتیک می‌تواند به دلیل افزایش سطح تماس بیوجاذب و به دنبال آن افزایش جایگاه‌های فعالی باشد که باعث جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب می‌شود (۴۲). ولی افزایش دوز بیوجاذب باعث کاهش ظرفیت جذب می‌شود که دلیل آن اشباع نشدن جایگاه‌های فعال بیوجاذب در طی فرایند جذب می‌باشد (۴۳). حذف سفتریاکسون تا مقدار بیوجاذب ۰/۷۵ گرم سرعت مناسبی داشته و از این مقدار بیشتر، سرعت جذب افزایش چشمگیری مشاهده نگردید، لذا جهت کاهش هزینه‌ها مقدار ۰/۷۵ گرم بیوجاذب به عنوان دوز بهینه در نظر گرفته شد که با مطالعه نگوین و همکاران مطابقت داشت (۳۹). همچنین این یافته‌ها با نتایج بررسی سمرقندی و همکاران در خصوص جذب سفازولین به‌وسیله کربن فعال اصلاح شده مطابقت دارد. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که با افزایش دوز جاذب از ۰/۲ به ۱۰ گرم در لیتر، میزان حذف آنتی‌بیوتیک

¹ Erşan

سفازولین به سرعت افزایش یافته و از ۵۶ به ۹۵ درصد رسید (۴۴).

تأثیر غلظت اولیه سفتریاکسون

در نمودار ۵ تأثیر غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون بر راندمان جذب سفتریاکسون بررسی شده است. همانطور که در تصویر نشان داده شده است با افزایش غلظت اولیه سفتریاکسون راندمان جذب کاهش یافته است. حداکثر راندمان جذب سفتریاکسون در غلظت ۱۰ میلی گرم در لیتر حاصل گردید. درصد حذف سفتریاکسون در غلظت ورودی ۱۰ میلی گرم در لیتر برابر با ۷۸ درصد بود که برای غلظت ۳۰ میلی گرم در لیتر سفتریاکسون تا ۳۷ درصد کاهش یافت. دلیل کاهش جذب را می‌توان به این صورت بیان کرد که با افزایش غلظت آلاینده، مقدار باقیمانده آن بیشتر شده و باعث کاهش راندمان می‌شود. همچنین در غلظت‌های بالا سطح جاذب اشباع شده و باعث کاهش جذب آنتی‌بیوتیک می‌شود (۸) و دلیل دیگر افزایش ظرفیت جذب را می‌توان افزایش نیروی رانشی ناشی از افزایش گرادیان غلظت توجیه کرد که با مطالعه تیکزیرا^۲ و همکاران همخوانی دارد (۲۰).

ایزوترم و سینتیک جذب

تجزیه و تحلیل اطلاعات حاصل از ایزوترم به منظور توسعه معادله‌ای که توسط آن بتوان طراحی لازم را انجام داد، اهمیت فراوانی دارد. علاوه بر این از ایزوترم جذب می‌توان برای توصیف چگونگی واکنش ماده جذب شونده و جاذب و همچنین بهینه‌سازی مقدار کاربرد جاذب استفاده نمود. بر اساس معادله ۳ $R_L=0$ جذب غیر قابل برگشت، $0 < R_L < 1$ جذب مطلوب، $R_L=1$ جذب خطی و اگر $R_L > 1$ باشد جذب نامطلوب می‌باشد (۴۵). با توجه به نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی ضریب همبستگی، معادله ایزوترم لانگمیر بهترین تفسیر را از جذب آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون توسط بیوجاذب ساکارومایسس

² Teixeira

سرویزیه از خود نشان می‌دهد. بر اساس نمودار ۵ و جدول ۲ بیشترین مقدار ظرفیت جذب طبق معادله لانگمیر ۱۲ میلی گرم بر گرم بدست آمد که با مطالعه ارشان همخوانی دارد (۳۱). در مطالعه ای که پولوبسوا^۱ و همکاران برای حذف تتراسیکلین با خاکستر اصلاح شده از محلول‌های آبی انجام داده بودند نتایج نشان داد که بیشترین ظرفیت جذب ۵ میلی گرم در گرم بوده است (۴۶).

جهت دستیابی به اطلاعاتی در مورد عوامل موثر بر سرعت واکنش، ارزیابی سینتیک‌های جذب ضروری است. در معادله فروندلیچ (شماره ۴) $1/n$ با مقادیر ۰ تا ۱ بیانگر ناهمگنی سطح می‌باشد. مقدار $1/n > 1$ بیانگر این مطلب است که جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب در غلظت‌های کمتر بهتر است که نتایج این مطالعه بیانگر همین موضوع می‌باشد (۴۷). سینتیک شبه درجه اول و دوم بر اساس نتایج حاصل از بررسی سینتیک جذب سفتریاکسون در نمودار ۷ و جدول ۳ به ترتیب برابر 0.923 و 0.961 می‌باشد که این موضوع بیانگر تابعیت فرایند جذب سفتریاکسون از سنتیک شبه درجه دوم است. با توجه به اینکه فرایند غالب در جذب سفتریاکسون از نوع فیزیکی می‌باشد اما وجود کمی از فرایند جذب شیمیایی می‌تواند عامل اصلی کنترل سرعت در این مطالعه باشد.

بررسی ترمودینامیک فرایند جذب

برای بررسی پارامتر ترمودینامیک فرایند جذب را در شرایط pH بهینه برابر ۶، مقدار بیوجاذب 0.5 گرم در 100 سی سی، غلظت سفتریاکسون 10 میلی گرم در لیتر را در دماهای $25-55$ درجه سلسیوس به مدت 120 دقیقه وارد واکنش کرده و سپس میزان سفتریاکسون باقیمانده در محلول تعیین مقدار شد. با توجه به نتایج راندمان فرایند با افزایش دما کاهش پیدا کرد. با توجه به جدول ۵، پارامترهای ترمودینامیک مقادیر منفی به دست آمده برای پارامترهای ΔH و ΔG به ترتیب نشان‌دهنده

اگزوترمیک و خودبخودی بودن فرایند جذب می‌باشد (۴۲). مقدار مثبت بدست آمده برای ΔS بیانگر افزایش بی نظمی با افزایش دما در فاز مشترک جامد و مایع در طول فرایند است (۴۸). مقدار آنتالپی کمتر از $4/2$ کیلوژول بر مول نشان‌دهنده جذب فیزیکی و آنتالپی بیشتر از 21 کیلوژول بر مول بیانگر جذب شیمیایی می‌باشد (۴۹). با توجه به نتایج در این فرایند جذب فیزیکی فرایند غالب می‌باشد.

بطور کلی می‌توان نتیجه گرفت حداکثر جذب سفتریاکسون در pH بهینه برابر ۶، غلظت اولیه سفتریاکسون (10 میلی گرم در لیتر)، دوز جاذب 0.75 گرم در لیتر، زمان تماس بهینه 90 دقیقه و دمای فرایند 25 درجه سلسیوس به دست آمد. نتایج نشان داد که جذب سطحی سفتریاکسون بر روی بیوجاذب از ایزوترم لانگمیر $R^2 = 0.903$ پیروی می‌کند. نتایج حاصل از معادلات سینتیکی نیز بیانگر این است که رفتار جذب سفتریاکسون در واحد زمان از مدل سینتیکی شبه درجه دوم $R^2 = 0.961$ تبعیت می‌کند. پارامترهای ترمودینامیک نشان داد که جذب سفتریاکسون بر روی بیوجاذب مخمر نان طبیعی اگزوترمیک و خودبخودی دارد. با توجه به نتایج، بیوجاذب مخمر نان به عنوان یک جاذب ارزان قیمت و با کارایی مناسب به نسبت دیگر جاذب‌های طبیعی می‌تواند در حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون مورد استفاده قرار گیرد.

تشکر و قدردانی

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی و درمانی همدان با کد طرح 960115131 می‌باشد. نویسندگان لازم می‌دانند از مسئولین معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه بدلیل حمایت مالی و کارشناسان آزمایشگاه‌های بهداشت محیط دانشکده بهداشت که در اجرای این پژوهش مساعدت نموده‌اند، تشکر و قدردانی نمایند.

¹ Polubosova

References

- 1-Almasi A, Dargahi A, Mohamadi M, Biglari H, Amirian F, Raei M. Removal of Penicillin G by combination of sonolysis and Photocatalytic (sonophotocatalytic) process from aqueous solution: process optimization using RSM (Response Surface Methodology). *Electronic physician*. 2016 Sep;8(9):2878.
- 2-Shokoohi R, Leili M, Dargahi A, Vaziri Y, Khamutian R. Common Antibiotics in Wastewater of Sina and Besat Hospitals, Hamadan, Iran. *Archives of Hygiene Sciences*. 2017 Mar 15;6(2):152-9.
- 3-Almasi A, Dargahi A, Mohammadi M, Azizi A, Karami A, Baniamerian F, Saeidimoghadam Z. Application of response surface methodology on cefixime removal from aqueous solution by ultrasonic/photooxidation. *International journal of pharmacy and technology*. 2016;8(3):16728-36.
- 4-Samarghandi MR, Abdollah D, Rahmani A, Asgari G, Ahmadidoust G. Abstract The Efficiency of Photocatalytic Process ZnO Nanoparticles Embedded on the Synthetic Activated Carbon in Presence of CeO₂ for the Removal of Cefazolin Antibiotic from Aqueous Solutions. *Journal of Environmental Health Engineering*. 2018;5(2):133-46.
- 5-Shokoohi R, Dargahi A, Khamutian R, Vaziri Y. Evaluation of the Efficiency of Wastewater Treatment Plants in the Removal of Common Antibiotics from Municipal Wastewater in Hamadan, Iran. *Avicenna J Environ Health Eng.* 2017;4(1):10921-10921.
- 6-Brown KD, Kulis J, Thomson B, Chapman TH, Mawhinney DB. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent, municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Science of the Total Environment*. 2006;366(2-3):772-83.
- 7-Anacona JR, Rodriguez A. Synthesis and antibacterial activity of ceftriaxone metal complexes. *Transition metal chemistry*. 2005;30(7):897-901.
- 8-El-Shafey E-SI, Al-Lawati H, Al-Sumri AS. Ciprofloxacin adsorption from aqueous solution onto chemically prepared carbon from date palm leaflets. *journal of Environmental Sciences*. 2012;24(9):1579-86.
- 9-Ji Y, Ferronato C, Salvador A, Yang X, Chovelon J-M. Degradation of ciprofloxacin and sulfamethoxazole by ferrous-activated persulfate: implications for remediation of groundwater contaminated by antibiotics. *Science of the total environment*. 2014;472:800-8.
- 10-Jafari M, Aghamiri SF, Khaghanic G. Batch adsorption of cephalosporins antibiotics from aqueous solution by means of multi-walled carbon nanotubes. *World Appl Sci J*. 2011;14(11):1642-50.
- 11-Chelliapan S, Wilby T, Yuzir A, Sallis PJ. Influence of organic loading on the performance and microbial community structure of an anaerobic stage reactor treating pharmaceutical wastewater. *Desalination*. 2011;271(1-3):257-64.
- 12-Wen X, Ding H, Huang X, Liu R. Treatment of hospital wastewater using a submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry*. 2004;39(11):1427-31.
- 13-Hoseini M, Safari GH, Kamani H, Jaafari J, Mahvi A. Survey on Removal of Tetracycline Antibiotic from Aqueous Solutions by Nano-Sonochemical Process and Evaluation of the Influencing Parameters. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2015;8(2):141-52.
- 14-Alonso JJS, El Kori N, Melián-Martel N, Del Río-Gamero B. Removal of ciprofloxacin from seawater by reverse osmosis. *Journal of environmental management*. 2018, 217:337- 45. 15.
- 15-Kamani H, Bazrafshan E, Ashrafi SD, Sancholi F. Efficiency of Sono-nano-catalytic Process of TiO₂ Nano-particle in Removal of Erythromycin and Metronidazole from Aqueous Solution. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 75(7-8): 1599-1606.
- 16-Roca Jalil ME, Baschini M, Sapag K. Removal of Ciprofloxacin from Aqueous Solutions Using Pillared Clays. *Materials*. 2017;10(12):1345.
- 17-Alidadi H, Dolatabadi M, Mehrabpour M, Dehghan A. The efficacy of ciprofloxacin removal by Chitosan/Zelite composite from aqueous solution: Response surface methodology, kinetic and isotherm studies. *Journal of Health in the Field*. 2017;5(1):1-12.
- 18-Amooey AA, Amouei A, Tashakkorian H, Mohseni SN. Performance of Clinoptilolite Zeolite in Removal of Dexamethasone from Aqueous Solutions. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2016;25(133):128-37.

- 19-NooriSepehr M, Mohebi S, AbdollahiVahed S, Zarrabi M. Removal of tetracycline from synthetic solution by natural LECA. *Journal of Environmental Health Engineering*. 2014;1(4):301-11.
- 20-Teixeira S, Delerue-Matos C, Santos L. Removal of sulfamethoxazole from solution by raw and chemically treated walnut shells. *Environmental Science and Pollution Research*. 2012;19(8):3096-106.
- 21-Mahmoud M. Decolorization of certain reactive dye from aqueous solution using Baker's Yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) strain. *HBRC Journal*. 2016;12(1):88-98.
- 22-Meijer E. Jacobus Henricus van't Hoff; Hundred years of impact on stereochemistry in the Netherlands. *Angewandte Chemie International Edition*. 2001;40(20):3783-9.
- 23-Ofomaja AE, Naidoo EB, Modise SJ. Removal of copper (II) from aqueous solution by pine and base modified pine cone powder as biosorbent. *Journal of Hazardous Materials*. 2009;168(2-3):909-17.
- 24-Zazouli MA, Balarak D, Mahdavi Y. Application of Canola residuals in absorption of reactive red 198 (RR198) dye from aqueous solutions. *J Neyshabur Univ Med Sci*. 2014;2(3):56-66.
- 25-Mitra A, Zaman S. Threats to marine and estuarine ecosystems. *Basics of Marine and Estuarine Ecology*: Springer; 2016: 365-417.
- 26-Guo W, Schaefer D, Guo X, Ren L, Meng Q. Use of nitrate-nitrogen as a sole dietary nitrogen source to inhibit ruminal methanogenesis and to improve microbial nitrogen synthesis in vitro. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*. 2009;22(4):542-9.
- 27-Shokri M, Isapour G, Shamsvand S, Kavousi B. Photocatalytic degradation of ceftriaxone in aqueous solutions by immobilized TiO₂ and ZnO nanoparticles: investigating operational parameters. *J Mater Environ Sci*. 2016;7(8):2843-51.
- 28-28- Zazouli MA, Balarak D. Effect of *Azolla filiculoides* on removal of reactive red 198 in aqueous solution. *journal of advances in environmental health research*. 2013; 1(1): 44-50.
- 29-Vasudevan P, Padmavathy V, Dhingra S. Kinetics of biosorption of cadmium on Baker's yeast. *Bioresource Technology*. 2003;89(3):28:1-7.
- 30-Chatterjee S, Chatterjee S, Chatterjee BP, Guha AK. Adsorptive removal of congo red, a carcinogenic textile dye by chitosan hydrobeads: Binding mechanism, equilibrium and kinetics. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2007;299(1):146-52.
- 31-Erşan M. Removal of tetracycline using new biocomposites from aqueous solutions. *Desalination and Water Treatment*. 2016;57(21):9982-92.
- 32-Zazouli MA, Mahvi AH, Dobaradaran S, Barafrashtehpour M, Mahdavi Y, Balarak D. Adsorption of fluoride from aqueous solution by modified *Azolla filiculoides*. *Adsorption*. 2014; 47(4):349-358.
- 33-Maurya NS, Mittal AK, Cornel P, Rother E. Biosorption of dyes using dead macro fungi: effect of dye structure, ionic strength and pH. *Bioresource technology*. 2006; 97(3):512-21.
- 34-Aytas S, Turkozu DA, Gok C. Biosorption of uranium (VI) by bi-functionalized low cost biocomposite adsorbent. *Desalination*. 2011;280(1-3):354-62.
- 35-Bansal M, Garg U, Singh D, Garg V. Removal of Cr (VI) from aqueous solutions using pre-consumer processing agricultural waste: A case study of rice husk. *Journal of hazardous materials*. 2009;162(1):312-20.
- 36-seyed Mohammadi A, Asgari G, Dargahi A, Mobarakian SA. Equilibrium and Synthetic Equations for Index Removal of Methylene Blue Using Activated Carbon from Oak Fruit Bark. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2015;24(121):172-87.
- 37-Gorjian Arabi MH. Adsorption of Cadmium from aqueous solution by the dead algae biomass *Scenedesmus* sp.: Isotherm, kinetics and thermodynamics studies. *Marine Biology*. 2016;8(2):47-62.
- 38-Gong R, Jin Y, Chen J, Hu Y, Sun J. Removal of basic dyes from aqueous solution by sorption on phosphoric acid modified rice straw. *Dyes and Pigments*. 2007;73(3):332-7.
- 39-Nguyen ML, Juang R-S. Modification of crosslinked chitosan beads with histidine and *Saccharomyces cerevisiae* for enhanced Ni (II) biosorption. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 2015;56:96-102.
- 40-Sadeghi A, Dolatabadi M, Asadzadeh S, Jamali Behnam F. Ability of the yeast *Saccharomyces cerevisiae* for biological removal of ciprofloxacin antibiotic in aqueous solution. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*. 2015;7(1):71-9.

- 41-Foo KY, Hameed BH. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical engineering journal. 2010;156(1):2-10.
- 42-Kakavandi B, Kalantary RR, Esrafil A, Jafari AJ, Azari A. Isotherm, kinetic and thermodynamic of Reactive Blue 5 (RB5) dye adsorption using Fe₃O₄ nanoparticles and activated carbon magnetic composite. Journal of Color Science & Technology. 2013;7(3):237-48.
- 43-Suc NV, Ly HT. Lead (II) removal from aqueous solution by chitosan flake modified with citric acid via crosslinking with glutaraldehyde. Journal of Chemical Technology & Biotechnology. 2013;88(9):1641-9.
- 44-Samarghandi MR, Abdollah D, Rahmani A, Asgari G, Ahmadidoust G. Abstract The Efficiency of Photocatalytic Process ZnO Nanoparticles Embedded on the Synthetic Activated Carbon in Presence of CeO₂ for the Removal of Cefazolin Antibiotic from Aqueous Solutions. Journal of Environmental Health Engineering. 2018;5(2):133-46.
- 45-Hameed B. Evaluation of papaya seeds as a novel non-conventional low-cost adsorbent for removal of methylene blue. Journal of Hazardous materials. 2009;162(2-3):939-44.
- 46-Polubesova T, Zadaka D, Groisman L, Nir S. Water remediation by micelle-clay system: case study for tetracycline and sulfonamide antibiotics. Water research. 2006;40(12):2369-74.
- 47-Faraji H, Mohamadi AA, Arezomand S, Reza H, Mahvi AH. Kinetics and Equilibrium Studies of the Removal of Blue Basic 41 and Methylene Blue from Aqueous Solution Using Rice Stems. Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE). 2015;34(3):33-42.
- 48-Islam M, Patel R. Evaluation of removal efficiency of fluoride from aqueous solution using quick lime. Journal of Hazardous Materials. 2007;143(1-2):303-10.
- 49-Ezechi EH, bin Mohamed Kutty SR, Malakahmad A, Isa MH. Characterization and optimization of effluent dye removal using a new low cost adsorbent: equilibrium, kinetics and thermodynamic study. Process Safety and Environmental Protection. 2015;98:16-32.