

ارزیابی حذف رنگ از محلولهای آبی توسط ستون بستر - ثابت کربن فعال با استفاده از مدل توماس

مهدی هادی^۱ محمد رضا سمرقندی^۲ سعید عزیزیان^۳
محمد تقی صمدی^۴ رضا شکوهی^۲ علیرضا رحمانی^۴

(دریافت ۸۸/۷/۲۱ پذیرش ۸۹/۴/۳۰)

چکیده

در این تحقیق، جاذب مورد نیاز برای حذف رنگهای Acid Black 1 و Acid Blue 113 با استفاده از فرایند شیمیایی-گرمايي از مخروط درخت کاج تهیه گردید و بعد از تعیین مشخصات شیمیایی و فیزیکی، به منظور حذف رنگ مورد استفاده قرار گرفت. مطالعه جذب هر دو رنگ در حالت منقطع به منظور تعیین مدل ایزوترمی مطلوب، صورت پذیرفت. همچنین جذب هر دو رنگ در حالت جریان پیوسته با استفاده از ستون بستر ثابت از کربن تولید شده، مطالعه گردید. عملکرد ستون جاذب با تغییر متغیرهای دبی، ارتفاع بستر جاذب و غلظت رنگ ورودی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که منحنیهای شکست ستون به متغیرهای مطالعه شده وابسته است. رفتار ستون جاذب با استفاده از مدل توماس به روش غیر خطی، بررسی و پارامترهای مدل تعیین شد. مدلهای ایزوترمی لانگمیر و فروندلیچ به منظور بررسی تعادل جذب، مورد استفاده قرار گرفتند. نتایج این مطالعه نشان داد که جذب هر دو رنگ توسط جاذب، از مدل ایزوترمی لانگمیر تبعیت می کند. همچنین مدل توماس توانست به نحو قابل قبولی رفتار جذب رنگهای مورد مطالعه را توصیف کند. مقادیر ظرفیت ستون در جذب هر رنگ با مقادیر ظرفیت ایزوترمی آن مقایسه گردید.

واژه های کلیدی: جذب رنگ، ستون بستر ثابت، مدل توماس، رنگهای اسیدی

Using Thomas Model to Evaluate Dye Removal from Aqueous Solutions in Fixed-bed Columns of Activated Carbon

Mahdi Hadi¹ Mohammad Reza Samarghandi² Saeed Azizian³
Mohammad Taghi Samadi⁴ Reza Shokoochi² Alireza Rahmani⁴

(Received Oct. 13, 2009 Accepted July 21, 2010)

Abstract

For the purposes of this study, activated carbon was derived from pine-cone by a chemical-thermal process. Initially, its chemical and physical properties were determined before it was used for the removal of Acid Black 1 and Acid Blue 113 dyes. A batch sorption study was carried out in order to obtain the optimum isotherm model. The monolayer maximum saturation capacities of AB1 and AB113 dyes based on Langmuir isotherm model were determined to be 458 mg dye/g carbon and 286 mg dye/g carbon, respectively. Adsorption of dyes was also studied in a continuous-flow state using a fixed-bed column of activated carbon. The effects of operating variables such as flow rate, bed depth, and dye concentration on the column operation were studied. Data confirmed that the breakthrough curves depended on flow rate, bed depth, and initial dye concentration. Column behavior was investigated using Thomas Model and model parameters were determined by a non-linear regression method. The Langmuir and Freundlich isotherm models were used to fit the experimental data. The best fit of the adsorption isotherm data was obtained using the Langmuir model for both dyes. The results showed that Thomas Model was suitable for the description of breakthrough curves under the experimental condition. The column adsorption capacity was also compared with equilibrium adsorption capacities for each dye.

Keywords: Dye Adsorption, Fixed-Bed Column, Thomas Model, Acidic Dyes.

1. Faculty Member of Environmental Health, Environmental Health Research Center, Faculty of Public Health, Kordestan University of Medical Sciences (Corresponding Author) 09189061738 hadi_mfr@yahoo.com
2. Assist. Prof. of Environmental Health, Faculty of Public Health, Hamadan University of Medical Sciences, Hamedan
3. Prof., Dept. of Chemistry, Bu-Ali University, Hamedan
4. Assoc. Prof. of Environmental Health, Faculty of Public Health, Hamedan University of Medical Sciences, Hamedan

- ۱- عضو هیئت علمی گروه بهداشت محیط، مرکز تحقیقات بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کردستان (نویسنده مسئول) ۰۹۱۸۹۰۶۱۷۳۸ hadi_mfr@yahoo.com
- ۲- استادیار گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان
- ۳- استاد گروه شیمی، دانشکده شیمی، دانشگاه بوعلی، همدان
- ۴- دانشیار گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی همدان

تولید کربن فعال از مواد آلی مختلف در بسیاری از مطالعات مورد بررسی قرار گرفته است که از این میان می‌توان به تولید کربن فعال از لجن فعال، مواد زائد صنعتی، مغز میوه نارگیل، پوست گردو و بادام اشاره نمود [۱۳-۱۶]. در تمامی این مطالعات کربن فعال توانسته است به نحو مطلوبی و با قابلیت جذب قابل توجهی در حذف آلاینده‌های مورد مطالعه مورد استفاده قرار بگیرد. مخروط کاج نیز می‌تواند به‌عنوان یک ماده آلی به‌منظور تولید کربن فعال مورد استفاده قرار گیرد. همچنین در برخی مطالعات از مواد طبیعی و ارزان قیمت بدون فعال‌سازی، به‌منظور جذب رنگ استفاده شده است که از این مواد می‌توان به لجن حاصل از مرحله انعقاد و ته‌نشینی در تصفیه‌خانه آب در جذب RB198 و همچنین استفاده از پوسته تخم مرغ در جذب رنگ RB123 از محلول آبی اشاره نمود [۱۷ و ۱۸].

به‌منظور طراحی بهینه یک فرایند جذب سطحی در مقیاس صنعتی لازم است تا مدل‌سازی و شبیه‌سازی دقیقی از رفتار دینامیکی سیستم جذب سطحی بستر ثابت صورت گیرد. لازمه طراحی صحیح و خالی از نقص فرایندهای ستونی جذب سطحی، پیش‌بینی پروفیل غلظت-زمان یا همان منحنی شکست برای جریان خروجی از ستون است. حد اکثر ظرفیت جذب جاذب نیز یکی از پارامترهایی است که در طراحی باید در دسترس باشد. مدل توماس یکی از مدل‌های متداول به‌منظور پیش‌بینی منحنی شکست در ستون‌های جاذب است [۱۹]. حداکثر ظرفیت جذب جاذب در حالت پیوسته بودن جریان با استفاده از مدل توماس قابل تعیین است.

هدف از این تحقیق، انجام مطالعات ایزوترمی جذب دو رنگ صنعتی به نام‌های اندکس شده Acid Black 1 و Acid Blue 113 با استفاده از کربن فعال تولید شده از مخروط کاج و همچنین حذف این دو رنگ با استفاده از ستون جاذب بستر ثابت و با جریان رو به بالا از کربن فعال تولیدی بود. در این مطالعه پارامترهایی چون دبی فاضلاب ورودی، غلظت اولیه رنگ و ارتفاع بستر ستون مورد بررسی قرار گرفت و مدل توماس به‌صورت غیر خطی بر منحنی‌های شکست آزمایشی انطباق داده شد و مقدار پارامترهای مدل در شرایط مختلف عملیاتی ستون تعیین گردید.

۲- مواد و روشها

۲-۱- تجهیزات مورد استفاده

به‌منظور توزین مواد شیمیایی از ترازوی دیجیتالی آزمایشگاهی با دقت $\pm 0/0001$ گرم مدل ساتوریوس ED124S^۱ استفاده شد.

با توجه به محدود بودن منابع آب و گسترش روزافزون واحدهای صنعتی، افزایش تولید فاضلابهای صنعتی و آلوده شدن منابع آب یکی از معضلات اجتماعی و اقتصادی محسوب می‌شود. فاضلاب حاصل از کارخانجات و مراکز تولیدی به‌دلیل دارا بودن ترکیبات گوناگون در مقادیر مختلف، روند تصفیه فاضلاب را پیچیده می‌کند. از میان صنایع مختلف، صنایعی چون صنعت نساجی، صنعت خمیر کاغذ و کاغذ سازی، صنعت داروسازی و صنعت چرم سازی به‌علت مصرف انواع مختلفی از مواد شیمیایی رنگی، از وارد کنندگان آلاینده‌های رنگی به محیط زیست محسوب می‌شود [۱-۴]. رنگ فاضلاب به‌عنوان یک مشکل عمده زیست محیطی مطرح است. صنایع نساجی و کارخانه‌های تولید کننده رنگ، امروزه از مهم‌ترین صنایع آلوده کننده محیط زیست به‌شمار می‌روند زیرا حجم بسیار زیادی از فاضلاب را به طبیعت خصوصاً منابع آبهای سطحی وارد می‌کنند [۵-۷].

بسیاری از این رنگها در مقابل فرایندهای تجزیه بیولوژیکی مقاوم هستند. وجود رنگ در فاضلاب، مانع نفوذ نور خورشید به داخل آب می‌شود و سرعت فرایندهای فتوسنتیک در آبهای سطحی کاهش می‌دهد. بسیاری از این رنگها دارای اثرات سرطان‌زایی بوده و در بسیاری از موارد، مولد بروز جهش‌های ژنتیکی در موجودات زنده هستند [۵ و ۷-۹]. به‌منظور حفظ سلامت انسان و محیط زیست، بهره‌گیری از روشهای ارزان قیمت و اقتصادی در حذف رنگ از فاضلابهای نساجی و کارخانه‌های تولید رنگ از اهمیت ویژه‌ای در کشورهای در حال توسعه برخوردار است [۷ و ۸]. روش‌های مختلفی به‌منظور کاهش ورود فاضلابهای رنگی به آبهای سطحی مورد آزمایش و بررسی قرار گرفته است. از این روشها می‌توان به استفاده از منعقد کننده‌ها، عوامل اکسید کننده، غشاهای فرایندهای فتو کاتالیستی، فرایندهای الکتروشیمیایی، فرایندهای بیولوژیکی و تکنیک‌های جذب سطحی اشاره نمود [۵ و ۷-۱۲]. از آنجا که فرایند جذب سطحی ارزان تر بوده و قابلیت اجرایی ساده‌تری دارد، نسبت به سایر روشها در اولویت قرار گرفته است [۵، ۶، ۸ و ۹]. فرایند جذب سطحی به لحاظ هزینه کم، طراحی آسان، سهولت در امر بهره‌برداری و عدم حساسیت نسبت به مواد سمی، امروزه مناسب‌ترین تکنیک در حذف آلاینده‌های رنگی و بهبود کیفیت فاضلاب صنایع به‌منظور استفاده مجدد، به‌شمار می‌رود [۸]. کربن فعال به‌عنوان معمول‌ترین و کارآمدترین ماده جاذب شناخته شده است اما فرم تجاری آن به‌دلیل هزینه‌های بالای تولید و احیا، در کشورهای در حال توسعه نمی‌تواند به‌عنوان یک گزینه مطلوب مورد استفاده قرار گیرد.

^۱ Sartorius ED124S

و گرد و غبار به خوبی مورد شستشو قرار گرفته و به منظور خشک شدن در داخل آون به مدت ۱ ساعت در دمای ۱۰۰ تا ۱۱۰ درجه سلسیوس قرار داده شدند. سپس مقدار ۵۰ گرم از فلس های خشک شده با حجم مشخصی از اسید فسفریک ۹۵ درصد و با نسبت جرمی ۱ به ۱۰ مخلوط گردید به نحوی که سطح فلس ها به خوبی به اسید آغشته شد. مخلوط حاصله به داخل یک راکتور فلزی به قطر ۵۰ میلی متر و طول ۲۵۰ میلی متر منتقل شد و در داخل کوره الکتریکی به نحوی قرار داده شد که دمای آن در مدت ۳ ساعت به طور تدریجی به ۹۰۰ درجه سلسیوس برسد. بعد از رسیدن به دمای ۹۰۰ درجه سلسیوس، راکتور به مدت ۱ ساعت دیگر در این دما نگه داشته شد و بعد از اتمام زمان یک ساعت، کوره خاموش شد و اجازه داده شد تا دمای آن به آهستگی به دمای محیط برسد. کربن تولید شده مورد شستشو قرار گرفت تا جایی که مقدار pH آن به بالاتر از ۶/۵ رسید. محصول نهایی به منظور خشک شدن، مجدداً در داخل آون در دمای ۱۲۰ درجه قرار داده شد و پس از خشک شدن با استفاده از هاون آزمایشگاهی خرد گردید و به دنبال آن از الکهای با مش ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ عبور داده شد. کربن های الک شده باقیمانده بر روی الکهای ۳۰، ۴۰ و ۵۰ با یکدیگر مخلوط گردید و به منظور جلوگیری از جذب رطوبت در داخل بطری شیشه ای در بسته قرار داده شد. اندازه متوسط ذرات برابر با ۰/۵ میلی متر تعیین گردید.

۲-۴- تعیین مشخصات کربن فعال

مساحت ویژه سطح (S_{MB}) کربن فعال تولیدی با استفاده از یک روش شیمیایی از طریق تعیین غلظت بهینه جذب رنگ متیلن بلو توسط جاذب در دمای ثابت ۲۰ درجه سلسیوس تعیین گردید [۲۰]. همچنین مقدار مساحت ویژه جاذب با استفاده از روش جذب گاز نیتروژن، توسط مدل ایزوترمی BET در آزمایشگاه تحقیقات کاتالیست پژوهشگاه صنعت نفت تعیین شد.

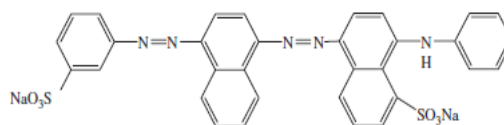
عدد یدی (I_N) یکی از مشخصات بسیار مهم برای کربن فعال به حساب می آید. مقدار این پارامتر در واقع نشان دهنده سطح فعال جاذب و سطح در دسترس ریز منافذ جاذب است. به طور معمول مواد جاذبی که دارای عدد یدی بالایی باشند از توانایی خوبی برای جذب ترکیبات مختلف برخوردارند [۲۱]. عدد یدی با استفاده از روش استاندارد ASTM D4607-94 تعیین شد [۲۲].

برای تعیین دانسیته واقعی (d)، ۱ تا ۵ گرم از ماده جاذب تولید شده، در یک ظرف با حجم مشخص ریخته شد و مقدار جرم ظرف و ماده جاذب اندازه گیری گردید. ظرف تا نصف حجم خود از آب پر شده و سپس مخلوط حاصل به مدت یک ساعت به منظور خارج کردن هوا از بین منافذ ماده جاذب، جوشانده شد. بعد از سرد شدن

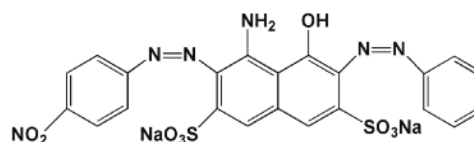
خشک کردن مواد با استفاده از دستگاه آون ساخت ایران متعلق به شرکت پارس طب انجام شد. pH محلولها با استفاده از دستگاه pH متر دیجیتالی ساتوریوس مدل PP-50 اندازه گیری شد. اختلاط محلولهای رنگی به منظور تأمین دمای ثابت با استفاده از سیستم همزن القایی مدل اکسی تاپ^۱ IS12 در داخل انکوباتور مدل WTW- TS606/2i انجام شد. کوره الکتریکی مدل اکسی تون^۲ به منظور کربونیزه کردن مخروطهای کاج استفاده شد. اندازه گیری غلظت رنگ نیز با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر فارماسپک شیمادزو^۳ مدل UV-1700 انجام شد.

۲-۲- مواد مورد استفاده

مخروطهای خشک شده به منظور تولید کربن فعال از محوطه پارک مردم در مقابل دانشگاه علوم پزشکی همدان جمع آوری گردید. رنگ Acid Blue 113 (AB113) به عنوان یک رنگ دی آزو^۴ که دارای دو گروه آزو در ساختار شیمیایی خود است و همچنین رنگ Acid Black 1 (AB1) به عنوان یک رنگ آزو سولفوناته که دارای رادیکال نفتیل و گروه تابع هیدروکسیل در مجاورت با باند آزو است، به عنوان آلاینده های مورد مطالعه در این تحقیق استفاده شدند. ساختار ملکولی رنگها در شکل های ۱ و ۲ مشاهده می شود. رنگهای مذکور از شرکت الوان ثابت در همدان تهیه شدند.



شکل ۱- ساختار شیمیایی رنگ Acid Blue 113



شکل ۲- ساختار شیمیایی رنگ Acid Blue 1

۲-۳- تهیه کربن فعال به روش شیمیایی-حرارتی

به منظور تولید و تهیه کربن فعال در این مرحله از تحقیق ابتدا مخروطهای کاج بعد از انتقال به آزمایشگاه خرد شدند. سپس فلس های حاصل شده از مخروطهای کاج به منظور حذف مواد زائد

¹ Oxitop

² Exiton

³ Pharmaspec Shimadzo

⁴ Disazo

آب، مجدداً آب مقطر به داخل ظرف ریخته شد تا حجم اولیه تأمین شود. با تعیین حجم آب جابه‌جا شده، چگالی واقعی جاذب تعیین گردید [۲۳].

برای تعیین دانسیته ظاهری (δ) ماده جاذب، مقدار مشخصی از آن بر روی یک توری سیمی قرار داده شد و با وارد کردن آن در پارافین مذاب، عمده منافذ ماده جاذب توسط پارافین پر شد. سپس توری از داخل پارافین خارج شده و بعد از سرد شدن ماده جاذب و پارافین، مجدداً توزین آن انجام شد. بعد از ریختن جاذب به داخل ظرف، آب مقطر ریخته شد تا حجم اولیه تأمین شود. با تعیین حجم آب جابه‌جا شده، چگالی ظاهری جاذب تعیین گردید [۲۳].

حجم منافذ (V_f) جاذب و تخلخل آن با استفاده از روش حجم سنجی تعیین گردید [۲۳].

مشخصات فیزیکی و شیمیایی کربن فعال گرانولی تولید شده در جدول ۱ مشاهده می‌شود.

۲-۵- اندازه‌گیری غلظت رنگ

به منظور به دست آوردن خط کالیبراسیون در اندازه‌گیری غلظت رنگ‌های مورد مطالعه، به ترتیب گستره غلظت‌های استاندارد ۰/۰۶۲۵ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر از رنگ Acid Black 1 و گستره غلظت‌های استاندارد ۰/۱۲۵ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر از رنگ Acid Blue 113 تهیه گردید. مقدار جذب هر محلول استاندارد برای رنگ Acid Black 1 در طول موج حداکثر ۶۲۲ نانومتر و برای رنگ Acid Blue 113 در طول موج حداکثر ۵۷۴ نانومتر قرائت و ثبت شد. در نهایت با استفاده از روش رگرسیون خطی به کمک نرم‌افزار Excel، خط راستی بر روی نقاط استاندارد برازش داده شد و معادله خط همراه با مقدار ضریب تعیین (R^2) برای هر رنگ محاسبه گردید.

۲-۶-۱- انجام آزمایش‌های تعادلی در جذب رنگ توسط جاذب

۲-۶-۱- تعیین زمان تعادل جذب رنگ

در این مطالعه برای به دست آوردن زمان تعادل جذب برای هر دو رنگ، محلولی به حجم ۲۵۰ میلی‌متر از هر رنگ با غلظت اولیه ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه و مقدار ۰/۱۲ گرم از کربن فعال تولیدی دانه‌بندی شده به‌طور مجزا به داخل هر ارلن ریخته شد. مقدار pH محلول‌های رنگی در هر ارلن بین ۶/۵ تا ۷ تنظیم شد. پس از قرار دادن مگنت در داخل هر ارلن و درپوش مناسب بر دهانه آن، هر ارلن بر روی یک همزن مغناطیسی در داخل انکوباتور در دمای ۲۰ درجه سلسیوس قرار گرفت. سپس نمونه‌برداری از هر ارلن با فواصل زمانی مشخص و اندازه‌گیری غلظت رنگ در هر نمونه بعد از سانتریفیوژ به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۸۰۰ RPM با استفاده از

دستگاه اسپکتروفوتومتر انجام شد. نتایج حاصل از این مرحله با ترسیم نموداری از تغییرات غلظت نسبت به زمان مورد بررسی قرار گرفت و زمانی که تغییرات غلظت نسبت به زمان به صفر رسید، به‌عنوان زمان تعادل ثبت گردید.

جدول ۱- پارامترهای اندازه‌گیری شده و مشخصات فیزیکی و شیمیایی کربن فعال گرانولی تولیدی شده از مخروط کاج

پارامتر اندازه‌گیری شده	مقدار
دانسیته واقعی (d) (g/cm^3)	۱/۷
دانسیته ظاهری (δ) (g/cm^3)	۰/۵
تخلخل (%)	۷۰
حجم منافذ (V_f) (cm^3/g)	۱/۴۰
مساحت مخصوص (S_{MB}) (m^2/g) به روش متیلن بلو	۷۳۴
عدد یدی (I_N) (mg/g)	۴۸۳/۵
مساحت مخصوص (S_{MB}) (m^2/g) به روش جذب گاز نیتروژن	۸۶۹

۲-۶-۲- بررسی ایزوترم‌های جذب رنگ

به منظور استخراج ایزوترم‌های جذب هر رنگ، مقدار ۳۰۰۰ میلی‌متر محلول با غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر از هر رنگ تهیه و ۲۵۰ میلی‌لیتر از محلول‌های رنگ ساخته شده به ۱۲ ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد. مقادیر ۰/۰۱ تا ۰/۲ گرم از کربن فعال به داخل بطری‌های رنگ AB113 و همچنین مقادیر ۰/۰۱ تا ۰/۱۸ گرم از کربن فعال به داخل هر یک از بطری‌های رنگ AB1 ریخته شد. مقدار pH محلول‌های رنگی در هر ارلن بین ۶/۵ تا ۷ تنظیم شد و با قرار دادن مگنت در داخل و درپوش مناسب بر دهانه آنها، هر ارلن بر روی یک همزن مغناطیسی در داخل انکوباتور در دمای ۲۰ درجه سلسیوس قرار داده شد. بعد از ۱۰ روز اختلاط، از هر ارلن نمونه‌برداری انجام شد و غلظت رنگ در هر نمونه بعد از سانتریفیوژ به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۸۰۰ RPM با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر اندازه‌گیری شد. مقدار رنگ جذب شده به ازای واحد جرم جاذب در این مرحله با استفاده از رابطه ۱ تعیین گردید

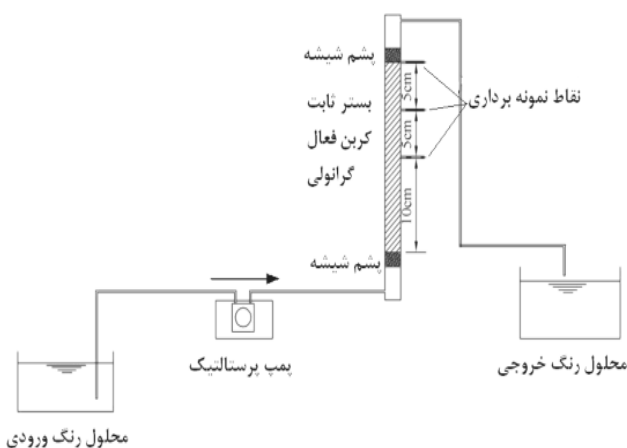
$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} \quad (1)$$

که در این رابطه

q_e مقدار رنگ جذب شده به ازای جرم جاذب، C_0 غلظت اولیه رنگ بر حسب میلی‌گرم در لیتر، C_e غلظت رنگ در نقطه تعادل با جاذب بر حسب میلی‌گرم در لیتر و m مقدار جرم جاذب بر حسب گرم است.

۷-۲- انجام آزمایش حذف رنگ در ستون بستر ثابت با جریان بالا رونده

در این تحقیق ستونی از جنس شیشه پیرکس و با ارتفاع ۲۰ سانتی‌متر و قطر ۲ سانتی‌متر به‌عنوان یک راکتور با جریان بالا رونده و بستر ثابت مورد استفاده قرار گرفت. به‌منظور جلوگیری از خارج شدن گرانول‌های کربن فعال از بستر ستون، در قسمت بالا و پایین بستر از پشم شیشه به‌عنوان نگهدارنده ستون استفاده شد. همچنین به‌منظور جلوگیری از خروج گرانول‌های کربن از محلهای نمونه‌برداری از پشم شیشه استفاده شد. شکل ۳ دیگرام شماتیک از ستون مورد استفاده در این تحقیق را نشان می‌دهد.



شکل ۳- دیگرام شماتیک از ستون آزمایشگاهی مورد استفاده

مقدار جرم جاذب به‌منظور تأمین هر یک از ارتفاعهای ۱۰، ۱۵ و ۲۰ سانتی‌متر با توجه به شکل ستون به ترتیب برابر با ۹، ۱۴/۵ و ۱۹ گرم تعیین شد. همچنین مقدار دانسیته توده‌ای که برابر با نسبت جرم جاذب در ستون به حجم است، برای ستون برابر با ۰/۳ گرم بر سانتی‌متر مکعب تعیین شد. این پارامتر به‌منظور تبدیل ظرفیت جذب تئوری محاسبه شده از مدل توماس به میلی‌گرم بر گرم جاذب استفاده گردید.

ستون مورد نظر تا ارتفاع ۲۰ سانتی‌متری از کربن فعال پر شد. به‌منظور کاهش خطاهای احتمالی در اندازه‌گیری غلظت رنگ به دلیل وجود غبار کربن در بستر، در ابتدا به مدت ۳۰ دقیقه آب مقطر به داخل ستون پمپاژ گردید. بعد از شستشوی کامل ستون با آب مقطر، شلنگ فاضلاب ورودی به مخزن رنگ متصل و با محلول رنگ با غلظت اولیه ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر با دبی ۸/۰۷ میلی‌لیتر در دقیقه تغذیه شد. از لحظه وارد شدن رنگ به کف بستر ستون، زمان‌های نمونه‌برداری ثبت گردید. در ادامه، در فواصل زمانی مختلف از ارتفاعهای ۱۰، ۱۵ و ۲۰ سانتی‌متر ستون

نمونه‌برداری انجام گردید. نمونه‌ها در سالهای ۱۰ میلی‌لیتری ریخته شد. بعد از سانتریفیوژ شدن به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۸۰۰ RPM، مقدار غلظت رنگ در آنها اندازه‌گیری شد. در صورت ضرورت، نمونه‌های مذکور با نسبت مناسبی رقیق می‌شدند.

در این تحقیق از پمپ پرستالتیک که توانایی تأمین دبی‌هایی در حد میلی‌لیتر در دقیقه را دارد، استفاده گردید. به‌منظور بررسی تأثیر دبی بر رفتار ستون جاذب، دبی‌های ۱/۶، ۰/۷/۸ و ۱۰ میلی‌لیتر در دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. تنظیم دبی‌های مورد نظر از طریق تغییر تعداد دور صورت پذیرفت.

با توجه به اینکه غلظت هر آلاینده یک متغیر قابل توجه در فاضلاب است، بررسی تأثیر آن بر عملکرد مواد جاذب در حذف آلاینده‌ها از فاضلاب، از اهمیت خاصی برخوردار است. به‌منظور بررسی تأثیر غلظت اولیه رنگ بر میزان و رفتار جذب آن توسط ماده جاذب، سه غلظت ۲۰۰، ۱۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر از هر رنگ به‌عنوان غلظت‌های اولیه در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفت.

در تمامی آزمایش‌های انجام شده برای رنگ Acid Blue 113، مقادیر دما و pH به ترتیب برابر با 20 ± 2 و 7.4 ± 0.2 و برای رنگ Acid Black 1 به ترتیب برابر با 20 ± 2 و 6.9 ± 0.2 اندازه‌گیری شد.

۷-۲-۱- مدل توماس

یکی از مدل‌هایی که به‌منظور پیش‌بینی رفتار ستون‌های جاذب با بستر ثابت مورد استفاده قرار می‌گیرد، مدل توماس است که با رابطه ۲ نشان داده می‌شود [۱۹]. این مدل می‌تواند با توجه به اطلاعات آزمایشی منحنی شکست یعنی زمان و غلظت خروجی، منحنی شکست تئوری را پیش‌بینی کند و بر این اساس مقدار رنگ جذب شده به ازای واحد جرم جاذب در ستون را تعیین نماید. این مقدار می‌تواند با مقدار ظرفیت ایزوترمی یا به عبارتی ظرفیت تعادلی جاذب در جذب ماده جذب شونده در حالت منقطع مقایسه شود.

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(k_{Th} q_0 \frac{m}{Q} - k_{Th} C_0 t\right)} \quad (2)$$

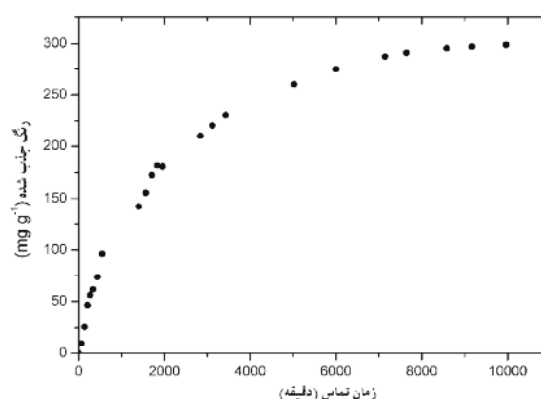
که در این رابطه

K_{Th} ثابت توماس بر حسب $L \cdot mg^{-1} \cdot min^{-1}$ ، q_0 مقدار رنگ جذب شده به ازای واحد جرم جاذب بر حسب میلی‌گرم بر گرم، m جرم کربن فعال در داخل ستون، Q دبی حجمی بر حسب میلی‌لیتر در دقیقه، C_t غلظت رنگ خروجی در زمان t بر حسب میلی‌گرم در لیتر، t زمان بر حسب دقیقه است.

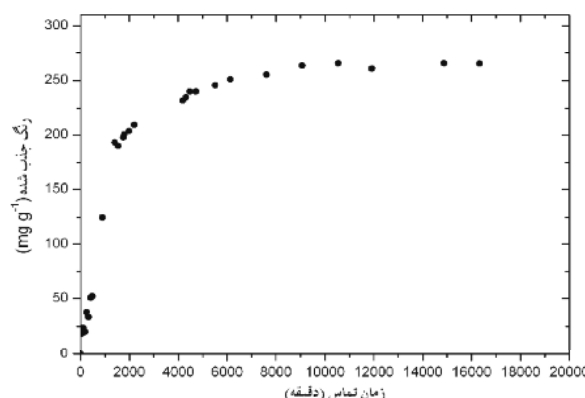
۳- نتایج و بحث

۳-۱- زمان تعادل

به طور کلی از آنجا که در طراحی سیستم‌های جذب سطحی، زمان رسیدن به تعادل مواد جاذب حائز اهمیت است، به منظور طراحی سیستم جاذب، لازم است زمان تعادل تعیین شود. لازم است به این مسئله توجه داشت که اساس طراحی سیستم‌های جذب سطحی، آگاهی از ایزوترم‌های حاکم بر فرایند است و لازمه دستیابی به این ایزوترم‌ها، مطالعه سرعت انجام عملیات جذب نسبت به متغیر زمان است که در اصطلاح به آن مطالعه سنتیکی واکنش گویند [۲۴]. در واقع نتیجه اولیه از انجام بررسی سنتیکی جذب، به دست آوردن زمان تعادل خواهد بود که با مشخص شدن این پارامتر می‌توان ایزوترم‌های جذب را به دست آورد. زمان نقطه تعادل جذب رنگهای AB1 و AB113 به ترتیب مطابق شکل‌های ۴ و ۵ در حدود ۱۱۰۰۰ دقیقه تعیین شد. از این رو به منظور اطمینان از کامل شدن ظرفیت جذب جاذب کربن در جذب این دورنگ، زمان تعادل برای هر دو رنگ ۱۰ روز در نظر گرفته شد.



شکل ۴- منحنی شکست ستون در ارتفاعهای متفاوت ستون بستر ثابت کربن فعال در حذف رنگ AB1



شکل ۵- منحنی شکست ستون در ارتفاعهای متفاوت ستون بستر ثابت کربن فعال در حذف رنگ AB113

۳-۲- بررسی ایزوترم‌های جذب رنگ

پس از تعیین زمان تعادل از طریق انجام آزمایش سنتیکی اولیه، امکان انجام آزمایش‌های تعادلی عملیات جذب فراهم می‌گردد. داده‌های حاصله از آزمایش‌های تعادلی معمولاً تحت عنوان ایزوترم‌های جذب شناخته می‌شوند. این داده‌ها، داده‌های پایه برای طراحی سیستم‌های جذب سطحی به حساب می‌آیند. برای این منظور مطابق شکل ۶ از مدل‌های کلاسیک جذب سطحی یعنی مدل‌های لانگمیر و فروندلیچ کمک گرفته شد که بیانگر ارتباط تعادلی غلظت ماده حذف شونده بین ماده جاذب و محلول هستند [۲۵، ۲۶ و ۲۷]. در جدول ۲، پارامترهای مدل‌های لانگمیر و فروندلیچ در جذب رنگ AB1 و AB113 توسط کربن فعال گرانولی کاج آورده شده است. همان‌طور که مقادیر ضریب تعیین و همچنین مقدار آماره X^2 کاهش یافته نشان می‌دهند، مدل ایزوترمی لانگمیر در مورد هر دو رنگ توانسته است به نحو مطلوب تری تبیین‌کننده نتایج آزمایش ایزوترمی باشد و به عبارت دیگر این مدل نسبت به مدل ایزوترمی فروندلیچ بر نتایج آزمایش ایزوترمی انطباق بهتری دارد.

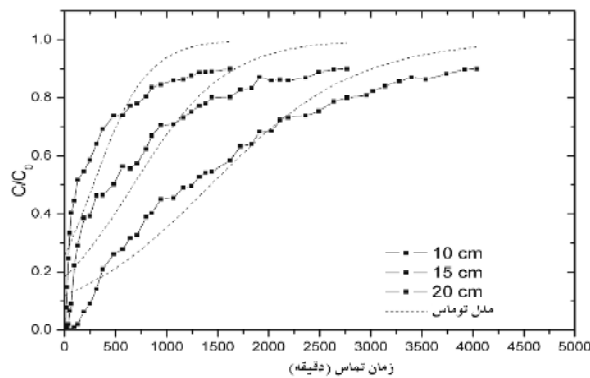
۳-۳- بررسی اثر ارتفاع

با رسیدن ابتدای ناحیه فعال جذب به انتهای ستون، پدیده شکست ستون اتفاق می‌افتد و غلظت رنگ به $(C_b=0/02C_0)$ می‌رسد. سپس با اشباع شدن ستون، غلظت در نقطه تخلیه ستون برابر $(C_x=0/9C_0)$ می‌شود. در این مطالعه نقطه شکست بستر زمانی بود که غلظت فاضلاب خروجی از ستون به مقدار ۲ درصد غلظت فاضلاب ورودی رسید. همچنین نقطه تخلیه ستون نیز لحظه‌ای بود که غلظت خروجی به ۹۰ درصد غلظت فاضلاب ورودی رسید.

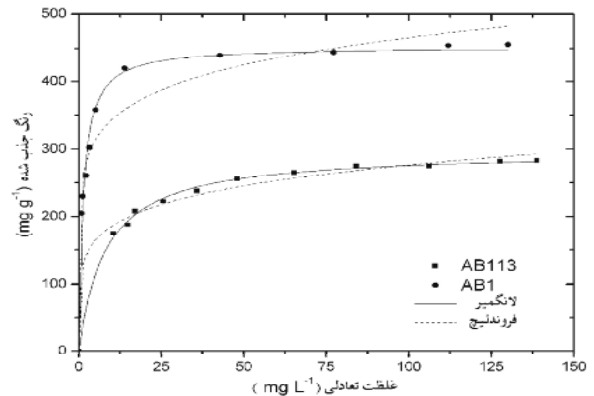
شکل ۷ منحنی‌های شکست بستر را برای ارتفاعهای متفاوت از بستر در غلظت ورودی یکسان ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر از رنگ AB1 و همچنین دبی ورودی یکسان ۸/۰۷ میلی‌لیتر در دقیقه نشان می‌دهد. همان‌طور که دیده می‌شود با افزایش ارتفاع بستر، شیب منحنی شکست کمتر می‌شود که این مسئله باعث گسترده‌تر شدن ناحیه انتقال جرم شده و به مراتب زمان رسیدن به نقطه تخلیه ستون را افزایش می‌دهد. همان‌طور که دیده می‌شود زمان رسیدن به نقطه شکست ستون در ارتفاع ۲۰ سانتی‌متر در حدود ۴۰۰۰ دقیقه بود. این مسئله نشان دهنده پتانسیل قابل توجه بستر به منظور جذب رنگ AB1 است. شکست ستون $(C_b=0.02C_0)$ در حدود ۱۷ دقیقه بعد از شروع به کار ستون اتفاق افتاد. همان‌طور که در جدول ۳ نشان داده شده است، ظرفیت جذب کربن یا همان ظرفیت جذب برمبنای مدل توماس، با افزایش ارتفاع ستون از ۱۰ به ۲۰ سانتی‌متر به دلیل افزایش مساحت در دسترس به منظور جذب رنگ،

جدول ۲- پارامترهای مدل‌های لانگمیر و فروندلیچ در جذب رنگ AB113 توسط کربن فعال گرانولی کاج

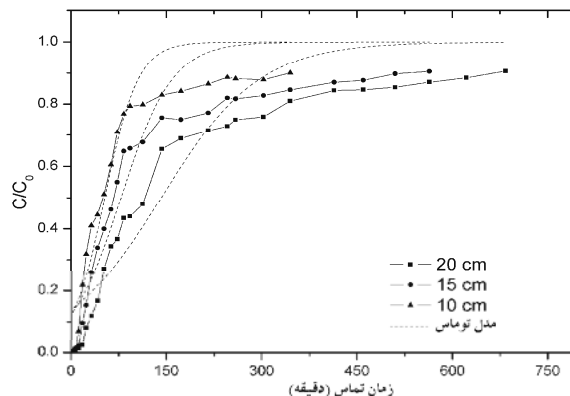
لانگمیر				فروندلیچ				نام رنگ
Reduced-X ²	R ²	qm	b	Reduced-X ²	R ²	n	k	
۲۴۰/۹۲	۰/۹۸۸	۴۵۲/۸۷	۰/۷۸۷	۱۱۵۱/۴۵۸	۰/۹۴۳	۷/۵۶	۲۵۳/۴۶	AB1
۱۷/۳۸۴	۰/۹۹۷	۲۹۸/۴۰	۰/۱۲۴	۷۸/۳۶۳	۰/۹۸۷	۵/۷۴	۱۲۴/۱۵	AB113



شکل ۷- منحنی شکست ستون در دبی‌های متفاوت در حذف رنگ AB113 با ستون بستر ثابت کربن فعال



شکل ۶- منحنی شکست ستون در دبی‌های متفاوت در حذف رنگ AB1 با ستون بستر ثابت کربن فعال



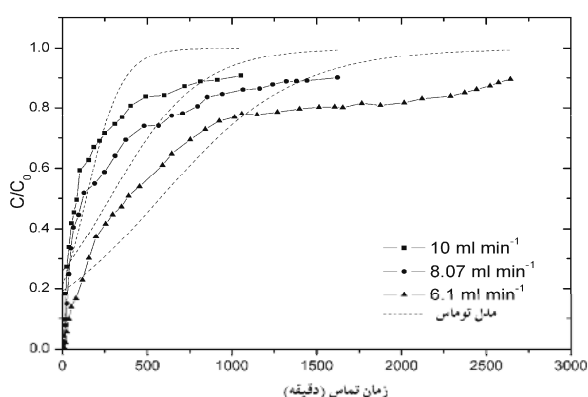
شکل ۸- منحنی شکست ستون در حذف رنگ AB1 با غلظت‌های اولیه متفاوت

در ساختار مولکولی رنگ AB113، شش حلقه بنزن وجود دارد و وزن مولکولی آن برابر با ۶۸۱/۶۵ گرم است و ساختار مولکولی آن به مراتب از رنگ AB1 با ۴ حلقه بنزن و وزن مولکولی ۶۱۸/۵۴ گرم، بزرگ‌تر است. این مسئله باعث می‌شود که رنگ AB113 به دلیل درشت‌تر بودن ساختار مولکولی نتواند به آسانی در منافذ موجود در ساختار کربن فعال نفوذ کند و از این‌رو به ارتفاع‌های بالاتر ستون مهاجرت می‌کند. لذا اشباع شدن بستر در طی زمان کوتاه‌تری در مقایسه با رنگ AB1 که دارای مولکول‌های کوچک‌تری است، اتفاق می‌افتد. در جدول ۳ پارامترهای مدل توماس در شرایط عملیاتی مختلف ستون در جذب رنگ AB113 نشان داده شده‌اند. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش ارتفاع

از ۱۲۴/۹۷ به ۳۰۲/۹۲ میلی‌گرم بر گرم افزایش یافت. در شکل ۸، منحنی‌های شکست بستر برای ارتفاع‌های متفاوت از بستر در غلظت ورودی یکسان ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر از رنگ AB113 و همچنین دبی ورودی یکسان ۸/۰۷ میلی‌لیتر در دقیقه نشان داده شده است. همان‌طور که دیده می‌شود با افزایش ارتفاع بستر، شیب منحنی شکست کمتر شد اما شیب منحنی‌ها در مقایسه با منحنی‌های ارتفاع در شکل ۷ برای رنگ AB1 بیشتر بود. از طرفی زمان رسیدن به نقطه تخلیه برای ارتفاع ۲۰ سانتی‌متر در حدود ۷۰۰ دقیقه تعیین شد که در مقایسه با ۴۰۰۰ دقیقه برای رنگ AB1 خیلی کمتر است. این تفاوت می‌تواند با مقایسه ساختار مولکولی دو رنگ مورد مطالعه قابل توجیه باشد. شکل‌های ۱ و ۲ نشان می‌دهد که

جدول ۳- مقدار پارامترهای مدل توماس در شرایط عملیاتی مختلف ستون در جذب رنگهای AB1 و AB113

Adj. R square	Reduced Chi- 2	C_0 (mgL ⁻¹)	q_0 (mgL ⁻¹)	q_0 (mg g ⁻¹)	ظرفیت تعادلی (mg g ⁻¹)	کسر تعادل برای q_0 (%)	$K_{th} \times 10^{-4}$ (L mg ⁻¹ min ⁻¹)	ارتفاع (cm)	دبی (mL min ⁻¹)
ABI									
۰/۸۳۴	۰/۰۱۶	۱۴۸/۳۷	۲۳۰۷۵/۰۴۱	۷۶/۹۱۷	۴۶۰/۸۶۹	۱۶/۶۹۰	۰/۶۳۷	۱۰	۱۰
۰/۸۲۹	۰/۰۱۵	۱۴۹/۶	۳۷۴۹۳/۱۷۲	۱۲۴/۹۷۷	۴۶۰/۹۰۱	۲۷/۱۱۶	۰/۲۵۴	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۴۷	۰/۰۱۵	۱۵۲	۵۹۳۴۱/۶۷۵	۱۹۷/۸۰۶	۴۶۰/۹۰۲	۴۲/۹۱۱	۰/۱۶۴	۱۰	۶/۱
۰/۸۲۹	۰/۰۱۵	۱۴۹/۶	۳۷۴۹۳/۱۷۲	۱۲۴/۹۷۷	۴۶۰/۹۰۱	۲۷/۱۱۶	۰/۲۵۴	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۷۸	۰/۰۱۲	۱۴۹/۶	۵۵۹۴۶/۶۴۱	۱۸۶/۴۸۹	۴۶۰/۹۰۱	۴۰/۴۶۲	۰/۱۴۸	۱۵	۸/۰۷
۰/۹۳۶	۰/۰۰۷	۱۴۹/۶	۹۰۸۷۶/۵۱۸	۳۰۲/۹۲۲	۴۶۰/۹۰۱	۶۵/۷۲۴	۰/۰۹۳	۲۰	۸/۰۷
۰/۸۹۵	۰/۰۰۹	۱۹۸/۲	۲۶۷۶۵/۸۶۲	۸۹/۲۲۰	۴۶۱/۸۵۵	۱۹/۳۱۸	۰/۳۸۸	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۲۹	۰/۰۱۵	۱۴۹/۶	۳۷۴۹۳/۱۷۲	۱۲۴/۹۷۷	۴۶۰/۹۰۱	۲۷/۱۱۶	۰/۲۵۴	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۵۸	۰/۰۱۲	۹۸	۳۵۳۳۳/۳۲۰	۱۱۷/۷۷۸	۴۵۸/۸۶۶	۲۵/۶۶۷	۰/۳۱۸	۱۰	۸/۰۷
AB113									
۰/۸۹۷	۰/۰۰۹	۱۵۱/۴	۶۸۳۵/۴۹۴	۲۲/۷۸۵	۲۸۳/۷۱۸	۸/۰۳۱	۲/۲۵۰	۱۰	۱۰
۰/۸۹۵	۰/۰۱۱	۱۵۰/۵۴	۷۱۸۲/۵۰۹	۲۳/۹۴۲	۲۸۳/۶۳۶	۸/۴۴۱	۲/۵۲۰	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۰۴	۰/۰۱۶	۱۴۹/۲	۸۸۹۱/۱۵۱	۲۹/۶۳۷	۲۸۳/۵۰۷	۱۰/۴۵۴	۱/۲۹۰	۱۰	۶/۱
۰/۸۹۵	۰/۰۱۱	۱۵۰/۵۴	۷۱۸۲/۵۰۹	۲۳/۹۴۲	۲۸۳/۶۳۶	۸/۴۴۱	۲/۵۲۰	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۵۱	۰/۰۱۵	۱۵۰/۵۴	۶۶۰۳/۳۶۴	۲۲/۰۱۱	۲۸۳/۶۳۶	۷/۷۶۰	۱/۶۵۰	۱۵	۸/۰۷
۰/۸۸۳	۰/۰۱۳	۱۵۰/۵۴	۹۰۸۳/۷۷۰	۳۰/۲۷۹	۲۸۳/۶۳۶	۱۰/۶۷۵	۰/۸۶۰	۲۰	۸/۰۷
۰/۷۰۲	۰/۰۱۸	۲۰۱/۸۶	۴۶۰۷/۹۵۳	۱۵/۳۶۰	۲۸۷/۳۵۱	۵/۳۴۵	۲/۱۸۰	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۹۵	۰/۰۱۱	۱۵۰/۵۴	۷۱۸۲/۵۰۹	۲۳/۹۴۲	۲۸۳/۶۳۶	۸/۴۴۱	۲/۵۲۰	۱۰	۸/۰۷
۰/۸۸۴	۰/۰۱۳	۹۹/۶۹	۸۴۰۸/۴۸۳	۲۸/۰۲۸	۲۷۶/۴۶۶	۱۰/۱۳۸	۲/۲۷۰	۱۰	۸/۰۷



شکل ۹- منحنی شکست ستون در حذف رنگ AB113 با غلظت‌های اولیه متفاوت

ستون از ۱۰ به ۲۰ سانتی‌متر، به دلیل افزایش مساحت در دسترس به منظور جذب رنگ، مقدار ظرفیت جذب کربن از ۲۳/۹ به ۳۰/۲ میلی‌گرم بر گرم افزایش می‌یابد که این مقدار در مقایسه با رنگ AB1 در حدود ۱ تا ۲ برابر کمتر است. در سالهای ۲۰۰۷ و ۲۰۰۸ به ترتیب جذب رنگهای Congo Red و متیلن بلو از محلول‌های آبی توسط ستون بستر ثابت از سبوس برنج توسط هان و همکاران^۱ مورد بررسی قرار گرفته است. این مطالعات نشان داده‌اند که با افزایش ارتفاع ستون، شیب منحنی‌های شکست کاهش یافته و ناحیه انتقال جرم گسترده‌تر شده است. از این رو با افزایش مقدار ارتفاع بستر، جذب رنگ به ازای واحد جرم جاذب در ستون افزایش یافته است.

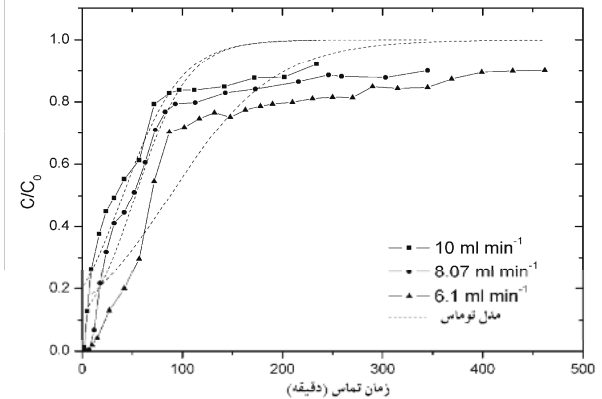
۳-۴- بررسی اثر دبی

در شکل‌های ۹ و ۱۰ به ترتیب منحنی شکست ستون در جذب رنگ AB1 و AB113 در دبی‌های اولیه متفاوت ۱۰، ۸/۰۷ و ۶/۱ میلی‌لیتر در دقیقه در غلظت ورودی یکسان ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر و ارتفاع بستر یکسان ۱۰ سانتی‌متر نشان داده شده است. با توجه به منحنی‌ها مشاهده می‌شود که به‌طور کلی زمان شکست ستون با افزایش دبی کمتر شده و در عین حال شیب منحنی‌های شکست نیز افزایش می‌یابد. همچنین زمان رسیدن به نقطه اشباع بستر به‌طور

قابل توجهی برای رنگ AB1 و با شدت کمتری برای رنگ AB113 افزایش یافته است. این مسئله به این دلیل است که در دبی‌های کمتر، رنگ مدت زمان بیشتری در تماس با بستر قرار می‌گیرد و به همین دلیل میزان حذف رنگ در دبی‌های پایین بیشتر خواهد بود. همان‌طور که در جدول ۳ نشان داده شده است، ظرفیت جذب کربن یا همان ظرفیت جذب بر اساس مدل توماس با کاهش دبی ورودی به ستون از ۱۰ به ۶/۱ میلی‌لیتر در دقیقه، به دلیل افزایش زمان تماس رنگ با بستر، از ۷۶/۹ به ۱۹۷/۸ میلی‌گرم بر گرم برای رنگ AB1 و از ۲۲/۷۸ به ۲۹/۶ میلی‌گرم بر گرم برای رنگ

¹ Hun et al.

نتایج گزارش شده در مطالعات هان و همکاران در سال ۲۰۰۷ و ۲۰۰۸ در جذب رنگ Congo Red و متیلن بلو، نتایج این مطالعه را تأیید می‌کنند [۳۰ و ۳۱]. در این مطالعات با کاهش مقدار دبی جریان، ظرفیت جذب افزایش یافته است. همچنین در مطالعه پامش و همکاران^۱ در جذب رنگهای اسیدی توسط جلبک *آزولا فیلکولودید*^۲ در سال ۲۰۰۵ نتایج مشابهی به دست آمد [۳۲]. در این مطالعه علت کاهش ظرفیت جذب با افزایش دبی، کم شدن زمان تماس رنگ با جاذب و در نتیجه محدود شدن انتشار رنگ به منافذ جاذب گزارش شده است.

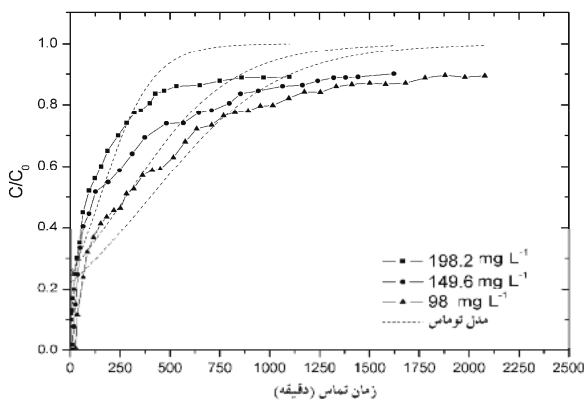


شکل ۱۰- منحنی شکست ستون در دبی های متفاوت در حذف رنگ AB113 با ستون بستر ثابت کرین فعال

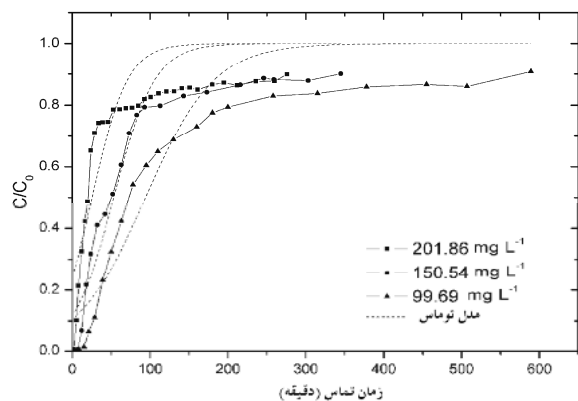
AB113 افزایش یافته است. دلیل این امر آن است که در دبی های بالاتر، نرخ انتقال جرم افزایش می یابد یا به عبارتی مقدار رنگ جذب شده توسط واحد ارتفاع بستر یا همان ناحیه انتقال جرم، با افزایش دبی افزایش می یابد که این امر باعث تسریع در زمان رسیدن به نقطه اشباع می شود [۲۸].

۳-۵- بررسی اثر غلظت

در شکل های ۱۱ و ۱۲ به ترتیب منحنی شکست ستون در جذب رنگ AB113 و AB1 در غلظت های اولیه متفاوت ۲۰۰، ۱۵۰، ۱۰۰ میلی گرم در لیتر در دبی ورودی یکسان ۸/۰۷ میلی لیتر در دقیقه و ارتفاع بستر یکسان ۱۰ سانتی متر نشان داده شده است. با توجه به منحنی ها مشاهده می شود که زمان رسیدن به نقطه شکست و تخلیه با افزایش غلظت رنگ ورودی به ستون کاهش می یابد. در غلظت های ورودی کمتر، منحنی های شکست کشیده تر شده و شیب آنها کمتر می شود و به مراتب نقاط شکست و تخلیه ستون در زمان های طولانی تری اتفاق می افتد. هرچه غلظت فاضلاب ورودی بیشتر باشد، شیب منحنی های شکست بیشتر بوده و شکست بستر در طی زمان کمتری اتفاق می افتد. این موضوع بیانگر این نکته است که تغییر در گرادیان غلظت بر نرخ اشباع و زمان بستر اثر گذار است [۲۹]. می توان این گونه توضیح داد که با افزایش غلظت رنگ، تعداد جایگاه های جذب بیشتری در ساختار کربن توسط رنگ اشغال می شود. از این رو می توان نتیجه گیری کرد که فرایند انتشار به غلظت آلاینده ورودی به بستر وابسته است. با افزایش غلظت ورودی، میزان بارگذاری آلاینده با بستر افزایش یافته و نیروی رانش به منظور انتقال جرم بیشتر می شود و ضمن کوتاه تر شدن طول ناحیه انتقال جرم، شکست بستر در زمان کوتاه تری اتفاق می افتد [۲۹].



شکل ۱۱- منحنی شکست ستون در حذف رنگ AB1 با غلظت های اولیه متفاوت



شکل ۱۲- منحنی شکست ستون در حذف رنگ AB113 با غلظت های اولیه متفاوت

در مطالعه انجام شده توسط پامش و همکاران در سال ۲۰۰۵ حذف رنگهای Acid Orange 7 و Acid Green 3 و Acid Red 88 با استفاده از ستون بستر ثابت از جلبک *آزولا فیلکولودید* مورد

¹ Padmesh et al.

² *Azolla Filiculodides*

مطالعه قرار گرفته است. نتایج بررسی اثر غلظت اولیه بر عملکرد ستون جاذب در این مطالعه نشان داده است که با افزایش غلظت رنگ ورودی به ستون، مقدار نیروی رانش در نفوذ رنگ به منافذ جاذب افزایش می‌یابد که این مسئله منجر به بهبود عملکرد ستون می‌شود [۳۲].

در مطالعه انجام شده توسط الدگسا و همکاران^۱ در سال ۲۰۰۸ حذف رنگ Remazol Reactive Black در یک سیستم ستونی بستر ثابت از کربن فعال تجاری فیلترا سرب ۴۰۰ مورد بررسی قرار گرفت [۳۳]. بررسی اثر غلظت رنگ ورودی به ستون بر عملکرد آن، نشان داد که با افزایش غلظت رنگ از ۰/۰۲۵ به ۰/۱۱۵ کیلوگرم بر مترمکعب، مقدار ظرفیت ستون در جذب رنگ مورد مطالعه افزایش یافته است. در این مطالعه نیز به افزایش نیروی رانش در نفوذ رنگ به منافذ جاذب، به منظور توجیه نتیجه به دست آمده اشاره شده است.

۴- نتیجه‌گیری

کربن فعال تولید شده در این تحقیق با استفاده از فرایند شیمیایی- گرمایی از مخروط کاج تهیه گردید و به شکل دانه‌های گرانولی در آمد. مقدار مساحت مخصوص این محصول گرانولی در گستره ۷۰۰ تا ۱۳۰۰ مترمربع بر گرم (رنج مساحت برای کربن های فعال تجاری) یعنی برابر با ۸۶۹ مترمربع بر گرم بود. این مسئله نشان می‌دهد که کربن فعال تولیدی در این مطالعه از نظر مشخصات فیزیکی با انواع تجاری آن قابل مقایسه است. مقادیر ظرفیت جذب رنگهای AB1 و AB113 بر اساس مدل لانگمیر به ترتیب برابر با ۴۵۲/۸۷ و ۲۹۸/۴ میلی‌گرم به ازای هرگرم از کربن فعال تعیین گردید. این مقادیر نشان دهنده ظرفیت بسیار بالای کربن تولید شده در جذب رنگهای مورد مطالعه بود. علت تفاوت در ظرفیت جذب، با مقایسه ساختار مولکولی دو رنگ مورد مطالعه و با توجه به درشت‌تر بودن رنگ AB113 قابل توجیه است. نتایج بررسی منحنی‌های شکست به‌منظور تحلیل تأثیر پارامترهایی مانند غلظت

اولیه، ارتفاع بستر و دبی فاضلاب ورودی نشان می‌دهد که منحنی‌های شکست به‌دست آمده، تفاوت قابل توجهی با منحنی‌های شکست ایده‌آل که به شکل حرف S هستند، دارند. نتایج این مطالعه نشان داد که به‌طور کلی در حذف رنگهای صنعتی باید به این نکته توجه داشت که به‌دلیل ساختار مولکولی بزرگ این ترکیبات، فرصت لازم به‌منظور انتشار آنها به ریز منافذ ماده جاذب به آسانی فراهم نمی‌شود و از این رو این مولکول‌ها به جایگاههای جذب بالاتر در ستون جاذب حرکت می‌کنند. این مسئله منجر به عدم استفاده بهینه از ظرفیت جاذب و بروز شکست ستون در مدت زمان نسبتاً کوتاه می‌شود. به‌همین دلایل توصیه می‌شود در مطالعات بعدی چنانچه هدف مطالعه حذف رنگ از محلولهای آبی باشد، ارتفاع‌های بیشتری برای ستون جاذب انتخاب گردد. این مقاله نشان داد که بین ظرفیت ایزوترمی (ظرفیت تعادلی) محاسبه شده برای رنگهای مورد مطالعه و مقادیر ظرفیت ستون جاذب که بر اساس مدل توماس محاسبه شده است، تفاوت عمده‌ای وجود دارد. مقادیر نسبت ظرفیت ستون جاذب بر اساس مدل توماس به‌ظرفیت تعادلی به ترتیب برای رنگهای AB1 و AB113 با افزایش ارتفاع ستون از ۱۰ به ۲۰ سانتی‌متر، از ۱۱/۸۴ به ۹/۳۶ و از ۳/۶۸ به ۱/۵۲ کاهش یافت. این مسئله نشان می‌دهد که با افزایش ارتفاع ستون، ظرفیت آن به نحو بهتری مورد استفاده قرار می‌گیرد لذا لازم است ارتفاع ستون تا جایی افزایش یابد که نسبت مذکور به یک نزدیک شود.

۵- پیشنهاد

چنانچه به دنبال ستون اول، ستون دیگری وجود داشته باشد، اولاً زمان نقطه شکست ستون‌ها افزایش می‌یابد و ثانیاً از ظرفیت ستون‌های قبل به نحو مطلوب‌تری استفاده خواهد شد. لذا پیشنهاد می‌شود در مطالعات بعدی به‌جای استفاده از یک ستون در ابعاد استفاده شده در این مطالعه، از چند ستون با همین ابعاد استفاده گردد.

¹ Al-Degsa et al.

۶- مراجع

- 1- Rajgopalan, S. (1995). "Water pollution problem in the textile industry and control." Trivedy, R. K. (Ed.) *Pollution Management in Industries*, Karad, India.
- 2- Ali, M., and Sreekrishnan, T. R. (2001). "Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents- a review." *Adv. Environ. Res.*, 5, 175-196.
- 3- Koplín, D. W., Furlong, E. T., and Meyer, M. T. (1999-2000). "Pharmaceuticals, hormones and other organic wastewater contaminants in US streams." *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1202-1211.

- 4- Routh, T. (1998). "Anaerobic treatment of vegetable tannery wastewater by UASB process." *Ind. J. Environ. Prot.*, 20, 115-123.
- 5- Ramakrishna, K. R. (1996). *Dye removal using peat*, American Dyestuff Report Saskatchewan, Canada.
- 6- Ho, Y. S. (2006). "Second-order kinetic model for the sorption of cadmium onto tree fern: A comparison of linear and non-linear." *Water Res.*, 40, 119-125.
- 7- FU, Y., and Viraraghavan, T. (2003). "Column studies for biosorption of dyes from aqueous solutions on immobilized aspergillus Niger fungal biomass." *Water S. A.*, 29, 465-472.
- 8- Tsui, L. S., Roy, W. R., and Cole, M. A. (2002). "Removal of dissolved textile dyes from wastewater by compost sorbent." *Color Technol.*, 119, 14-18.
- 9- Yeddou, N., and Bensmaili, A. (2005). "Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by clay-wood sawdust mixture." *Desalination*, 185, 499-508.
- 10- Ghanbarian, M., Mahvi, A. H., Nabizadeh, R., and Saeedniya, S. (2009). "A pilot study of RO16 discoloration and mineralization in textile effluents using the nanophotocatalytic process." *J. of Water and Wastewater*, 69, 45-51. (In Persian)
- 11- Rahmani, A., and Samarghandi, M. (2009). "Electrocoagulation treatment of color solution containing colored index eriochrome black T." *J. of Water and Wastewater*, 69, 52-58. (In Persian)
- 12- Naeem Abadi, A., and Movahedian Attar, H. (2008). "Decolorization and biological degradation of Azo dye reactive Red2 in anaerobic baffled reactors." *J. of Water and Wastewater*, 65, 30-37. (In Persian)
- 13- Reddy, S. S., Kotaiah, B., Reddy, N. S. P., and Velu, M. (2006). "The removal of composite reactive dye from dyeing unit effluent using sewage sludge derived activated carbon." *Turkish J. Eng. Env. Sci.*, 30, 367-373.
- 14- Kadirvelu, K., Karthika, C., Vennilamani, N., and Patabhi, S. (2005). "Activated carbon from industrial solid waste as an adsorbent for the removal of Rhodamine-B from aqueous solution kinetic and equilibrium studies." *Chemosphere*, 60, 1009-1017.
- 15- Namasivayam, C., and Kavitha, D. (2002). "Removal of congo red from water by adsorption onto activated carbon prepared from coir pith, an agricultural solid waste." *Dyes Pigments*, 54, 47-58.
- 16- Saeedi, M., Jamshidi, A., Abessi, O., and Bayat, J. (2009). "Removal of dissolved cadmium by adsorption onto walnut and almond shell charcoal : Comparison with granular activated carbon (C-AC)." *J. of Water and Wastewater*, 70, 16-22. (In Persian)
- 17- Asilian, H., and Mahmoudi, M. (2009). "Adsorption of AZO reactive red 198 from aqueous solutions by the sludge of water treatment plant coagulation unit." *J. of Health and Environment*, 1(7), 93-102. (In Persian)
- 18- Ghaneian, M. T., Ghanizadeh, Gh., Gholami, M., and Ghanderinasab, F. (2009). "Application of eggshell as a natural sorbent for the removal of reactive Red 123 dye from synthetic textile wastewater." *J. of Zahedan Medical Sciences Researchs*, 11 (4), 25-34. (In Persian)
- 19- Thomas, H. C. (1994). "Heterogeneous ion exchange in following system." *J. Am. Chem. Sec.*, 66, 1646-1664.
- 20- Arnepalli, D. N., Shanthakumar, S., Hanumantha Rao, B., and Singh, D. N. (2007). "Comparison of methods for determining specific-surface area of fine-grained." *J. of Geotech. and Geological Eng.*, 26 (2), 121-132.
- 21- Noszko, L., Bota, A., Simay, A., and Nagy, L. (1984). "Preparation of activated carbon from the by-products of agricultural industry." *Periodica Polytechnica Chemical Eng.*, 28, 293-297.
- 22- ASTM. (1999). *Standard test method for determination of iodine number of activated carbon*, D4607-94, USA.
- 23- Rudenko, M. F., and Palagina, I. G. (2000). "Determination of the physical characteristics of activated carbon for adsorption refrigerators." *Chemical and Petroleum Engineering*, 26, 507-509.

- 24- Ho, Y. S., Chiu, W. T., and Chung, C. W. (2005). "Regression analysis for the sorption isotherms of basic dyes on sugarcane dust." *Bioresource Technol.*, 96, 1285-1291.
- 25- Langmuir, I. (1918). "The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica, and platinum." *J. Am. Chem. Soc.*, 40, 1361-1403.
- 26- Freundlich, H. Z. (1906a). "Over the adsorption in solution." *J. Phys. Chem.*, 57, 385-470.
- 27- Ho, Y. S., and Chiang, C. C. (2001). "Sorption studies of acid dye by mixed sorbents." *Adsorption*, 37, 156-162.
- 28- Ko, D. C. K., Porter, J. F., and McKay, G. (2000). "Optimised correlations for the fixed bed adsorption of metal ions on bone char." *Chem. Eng. Sci.*, 55, 5819-5829.
- 29- Goel, J., Kadirvelu, K., Rajagopal, C., and Garg, V. K. (2005). "Removal of lead (II) by adsorption using treated granular activated carbon: Batch and column studies." *J. Hazard. Mater.*, 125, 211-220.
- 30- Han, R., Ding, R., Xu, Y., Zou, W., Wang, Y., and Li, Y. (2008). "Use of rice husk for the adsorption of congo red from aqueous solution in column mode." *Bioresource Technol.*, 99, 2938-2946.
- 31- Han, R., Wang, Y., Yu, W., Zou, W., Jie, S., and Liu, H. (2007). "Biosorption of methylene blue from aqueous solution by rice husk in a fixed bed column." *J. Hazard. Mater.*, 141, 713-718.
- 32- Padmesh, T. V. N., Vijayaraghavan, K., Sekaran, G., and Velan, M. (2005). "Batch and column studies on biosorption of acid dyes on fresh water macro algae *Azolla filiculoides*." *J. Hazard. Mater.*, 125, 121-129.
- 33- Al-Degsa, Y. D., Khraisheh, M. A. M., Allen, S. J., and Ahmad, M. N. (2008). "Adsorption characteristics of reactive dyes in columns of activated carbon." *J. Hazard. Mater.*, 165, 944-949.