



Gonbad Kavous University  
Journal of New Approaches in  
Water Engineering and Environment  
Volume 1, Issue 2

## Removal of nitrate, ammonium and phosphate from water using activated carbon

Masumeh Farasati<sup>1\*</sup>, Maryam Saiadi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Associate professor, Department of Watershed management, Faculty of Agriculture, Gonbad kavous University, Gonbad, Iran

<sup>2</sup>Graduated, Department of Watershed management, Faculty of Agriculture, Gonbad kavous University, Gonbad, Iran  
Received: 09.10.2022; Accepted:07.01.2023

### Abstract

Several physical, chemical, and biological methods are used to extract nitrate from water, which may be expensive and lead to the production of additional materials and toxic wastes, and are widely used. In this study, the ability of activated carbon as adsorbent for the removal of nitrate, ammonium and phosphate from the water were evaluated. For this purpose, the effect of contact time, initial concentration and pH on the absorption of nitrate, ammonium and phosphate on activated carbon were investigated. Adsorbent surface characteristics studied by FTIR and SEM and their surface area were determined by methylene blue. Kinetics models to describe the pseudo-first-order and pseudo-second-order kinetics data and models to describe Langmuir and Freundlich isotherm adsorption data were used. The results showed that the absorption of nitrate, ammonium and phosphate, over time, increased respectively after 60 and 120 minutes, reached its maximum. Ammonium and nitrate in activated carbon absorption maximum at pH=2 and the maximum adsorption at pH=8. By increasing the initial concentration of nitrate removal efficiency resulted in increased nitrate removal at a concentration of 100 mg/l of 86/88 percent and the highest removal efficiency of ammonia at a concentration of 5 mg/l of 92% and maximum removal of phosphate at a concentration of 7 mg/l 77 percent. According to the obtained results, the studied activated carbon had a high ability to remove nitrate, ammonium and phosphate pollutants.

**Keywords:** activated carbon, Adsorbent, absorption kinetics, isotherm adsorption.

---

\*. Corresponding author, Email:Farasati2760@gmail.com



دانشگاه گنبد کاووس

نشریه "رویکردهای نوین در مهندسی آب و محیط زیست"

دوره اول، شماره دوم

<http://Nawee.gonbad.ac.ir>

## حذف نیترات، آمونیوم و فسفات با استفاده از کربن فعال

معصومه فراستی<sup>\*</sup>، مریم صیادی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup>دانشیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبد، ایران  
<sup>۲</sup>دانش آموخته ارشد، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبد، ایران  
تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۷/۱۷؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۰/۱۷

### چکیده

چندین روش فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای خارج سازی نیترات از آب به کار می رود که ممکن است گران قیمت باشند و به تولید مواد اضافی و زباله های سمی منجر شود و در مقیاس وسیع محدودیت کاربرد داشته باشند. در این تحقیق توانایی کربن فعال به منزله جاذب برای خارج سازی نیترات، آمونیوم و فسفات از آب ارزیابی شد. برای این منظور اثر زمان تماس، غلظت اولیه و pH در جذب نیترات، آمونیوم و فسفات بر کربن فعال بررسی شد. خصوصیات سطحی جاذب مورد مطالعه به وسیله طیف سنجی و میکروسکوپ الکترونی و سطح ویژه آن ها با روش متیلن بلو مشخص شد. از مدل های سینتیکی مرتبه اول و مرتبه دوم برای توصیف داده های سینتیکی و همچنین مدل های لانگمویر و فروندلیچ برای توصیف داده های هم دمای جذب استفاده شد. نتایج این تحقیق نشان داد میزان جذب نیترات، آمونیوم و فسفات با گذشت زمان افزایش یافت و به ترتیب بعد از ۶۰ و ۱۲۰ دقیقه به حداکثر میزان خود رسید. حداکثر جذب آمونیوم و نیترات کربن فعال در pH=2 و حداکثر جذب فسفات در pH=8 بود. با افزایش غلظت اولیه نیترات، راندمان حذف افزایش یافت و بیشترین راندمان حذف نیترات در غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر برابر با ۸۸/۸۶ درصد و بیشترین راندمان حذف آمونیوم در غلظت ۵ میلی گرم بر لیتر ۹۲ درصد و بیشترین راندمان حذف فسفات در غلظت ۷ میلی گرم بر لیتر ۷۷ درصد بود. با توجه به نتایج بدست آمده، کربن فعال مورد مطالعه دارای قابلیت بالایی در حذف آلاینده های نیترات، آمونیوم و فسفات بود. کلمات کلیدی: کربن فعال، جاذب، سینتیک جذب، هم دمای جذب

\* نویسنده مسئول، Email: farasati2760@gmail.com

### مطالعات جذب

برای آزمایش‌های نیترا ت و آمونیوم غلظت‌های ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر و برای آزمایش‌های فسفات غلظت‌های ۳/۵، ۷، ۱۴، ۳۵ و ۵۰ میلی گرم بر لیتر تهیه شد. برای تهیه غلظت اولیه نیترا ت و آمونیوم و فسفات به ترتیب از منبع پتاسیم نیترا ت، کلرید آمونیوم و پتاسیم دی هیدروژن فسفات استفاده شد. برای بررسی اثر زمان تماس، زمان‌های ۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ دقیقه، برای تعیین pH بهینه، pH های ۲-۸ مورد بررسی قرار گرفت. دمای محیط ثابت و برابر با دمای اتاق ۲۵ درجه سانتی گراد و جرم جاذب هم نیم گرم در نظر گرفته شد.

برای انجام آزمایش‌ها نیم گرم جاذب کربن فعال را در ۵۰ سی سی محلول نیترا ت، آمونیوم و فسفات با غلظت‌های ذکر شده اضافه شد و بر روی شیکر با دور اختلاط ۹۰ قرار گرفت و بعد از سپری شدن زمان‌های تعیین شده نمونه‌ها را از روی شیکر برداشته و صاف شد.

### مطالعات سینتیک جذب

برای بررسی سینتیک جذب، ۵۰ سی سی از محلول ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر نیترا ت و آمونیوم و محلول ۵۰ میلی گرم بر لیتر فسفات با ۰/۵ گرم جاذب در دمای اتاق ۲۵ درجه سانتی گراد برای دامنه زمانی ۱۲۰-۰ دقیقه با سرعت ۹۰ روی شیکر تکان داده شد. سپس مخلوط صاف شده و غلظت نیترا ت، آمونیوم و فسفات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد. دو مدل سینتیک جذب شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم برای توصیف سینتیک جذب نیترا ت، آمونیوم و فسفات بر کربن فعال مقایسه شد. شکل خطی سینتیک مرتبه اول به صورت رابطه زیر است:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1 t}{2.303} \quad (1)$$

که در این رابطه  $q_e$  ظرفیت جذب تعادلی بر حسب میلی گرم بر گرم،  $q_t$  مقدار آلاینده جذب شده در زمان  $t$  بر حسب میلی گرم بر گرم و  $k_1$  ثابت جذب بر حسب  $\text{min}^{-1}$  است. مدل سینتیک مرتبه دوم می‌تواند به صورت رابطه زیر بیان گردد:

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

ترکیبات مختلف نیتروژنی مانند آمونیاک، نیتريت، و به ویژه نیترا ت ممکن است به فراوانی در آب آشامیدنی و انواع پساب‌های کشاورزی، خانگی، و صنعتی وجود داشته باشند (Bingol et al., 2004). نیترا ت می‌تواند باعث مشکلات جدی، مثل یوتروفیکاسیون، و ابتلا به بیماری‌هایی نظیر سیانوز و سرطان مجاری گوارشی شود (Bryan et al., 2013). چندین روش فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای خارج‌سازی نیترا ت از آب به کار می‌رود که ممکن است گران‌قیمت باشند و به تولید مواد اضافی و زباله‌های سمی منجر شود و در مقیاس وسیع محدودیت کاربرد داشته باشند. مثلاً دنیتریفیکاسیون شیمیایی (کاهش) با استفاده از کاهنده‌هایی مثل آهن صفر ظرفیتی، به طور گسترده برای احیای نیترا ت در آب‌های زیرزمینی استفاده می‌شود. اما این روش نیازمند کاهش pH است و همچنین سبب تولید آمونیاک، به منزله محصول جانبی، می‌شود (Cengeloglu et al., 2006). تاکنون جاذب‌های متفاوتی شناسایی شده‌اند که قابلیت کاهش تحرک نیترا ت، آمونیوم و فسفات را در اکوسیستم‌های آب و خاک دارند (Cheng et al., 1997). موفقیت روش جذب سطحی به انتخاب جاذب مناسب، راندمان حذف و امکان اقتصادی آن بستگی دارد. از میان جاذب‌های طبیعی یا مصنوعی تولید شده برای خارج‌سازی آلاینده‌ها از سیستم‌های آب و فاضلاب می‌توان مواد سیلیسی عامل‌دار شده با مواد آلی (Choi et al., 2013) مواد کربنی، گل سرخ (Choi et al., 2009) ضایعات کشاورزی، سیپولایت، بنتونایت، کربن فعال، کیتین و مشتقات کیتوسان (Demiral et al., 2010) را نام برد. با توجه به مشکل آلودگی برخی منابع آب کشور به نیترا ت، آمونیوم و فسفات تحقیق درباره روش‌های خارج‌سازی نیترا ت، آمونیوم و فسفات از آب و پیدا کردن روشی ارزان و کارآمد ضروری به نظر می‌رسد. در این تحقیق خارج‌سازی نیترا ت، آمونیوم و فسفات از منابع آب به وسیله کربن فعال به عنوان جاذب بررسی شد.

### مواد و روش‌ها

کربن فعال مورد نیاز از شرکت Merck تهیه شد. از دستگاه FTIR و میکروسکوپ الکترونی برای شناسایی ویژگی‌های سطحی کربن فعال استفاده شد. سطح ویژه

واکنش بین مولکول‌های جذب شده است. شکل خطی رابطه فروندلیچ به صورت زیر است:

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} C_e \quad (4)$$

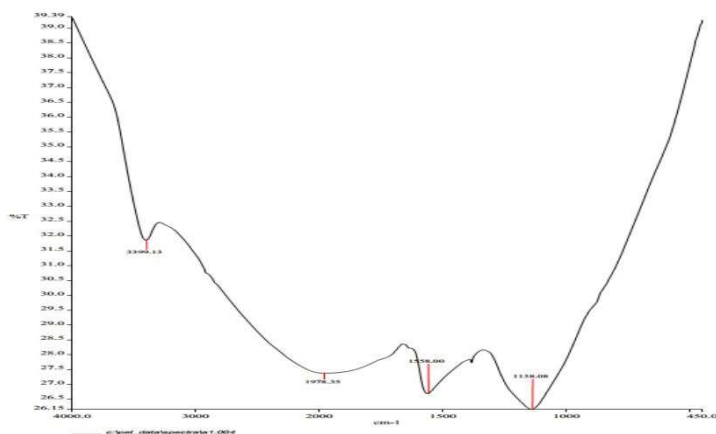
که در این رابطه  $K_F$  ثابت ایزوترم در ارتباط با مقدار جذب بر حسب لیتر بر گرم و  $\frac{1}{n}$  شدت جذب است که با غیر یکنواختی مواد تغییر می‌کند.

### نتایج

#### بررسی ویژگی‌های سطحی کربن فعال

بررسی پیک‌های طیف FTIR کربن فعال نشان داد گروه‌های عاملی مختلف بر سطح کربن فعال وجود دارد (شکل ۱). پیک مشاهده شده در  $3333/13\text{cm}^{-1}$  مربوط به گروه‌های عاملی الکل‌ها و فنل‌ها آمین‌های ثانویه است. پیک مشاهده شده در  $1399/34\text{cm}^{-1}$  مربوط به برخی ترکیبات آروماتیک است و همچنین کشیدگی بین فلز و هالوژن در این محدوده پیک ایجاد می‌کند. پیک مشاهده شده در  $1449/11\text{cm}^{-1}$  مربوط به گروه‌های آمید و نیترو است. همچنین، حلقه‌های آروماتیک با کشیدگی سیمتريك در این محدوده پیک ایجاد می‌کنند. پیک مشاهده شده در  $1139/19\text{cm}^{-1}$  مربوط به گروه‌های عاملی کربوکسیل، الکل‌ها، استرها، و اترهای با پیوند یک‌گانه است.

تصاویر میکروسکوپ الکترونی سطح متخلخل کربن فعال را نشان می‌دهد (شکل ۲). این سطح متخلخل در کربن فعال سبب افزایش سطح ویژه و بنابراین قدرت بالای جذب نیترات، آمونیوم و فسفات توسط این ترکیب می‌شود. سطح ویژه کربن فعال نیز ۲۰۱ مترمربع بر گرم به دست آمد.



شکل ۱- نتایج آنالیز FTIR برای شناسایی گروه‌های عاملی سطح کربن فعال

که در این رابطه  $k_2$  ثابت رابطه بر حسب

$g\ m\ g^{-1}\ min^{-1}$ ، ظرفیت جذب تعادلی بر حسب میلی‌گرم بر گرم و  $q_e$  مقدار آلاینده جذب شده در زمان  $t$  بر حسب میلی‌گرم بر گرم است.

#### مطالعات هم‌دمای جذب

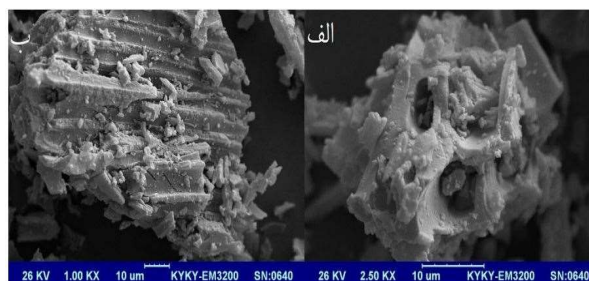
برای بررسی هم‌دمای جذب، ۵۰ سی‌سی از محلول ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات و آمونیوم و محلول ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر فسفات با ۰/۵ گرم جاذب در دمای اتاق ۲۵ درجه سانتی‌گراد برای دامنه زمانی ۰-۱۲۰ دقیقه با سرعت ۹۰ روی شیکر تکان داده شد. سپس مخلوط صاف شده و غلظت نیترات، آمونیوم و فسفات با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتری اندازه‌گیری شد. دو مدل هم‌دمای جذب لانگمویر و فروندلیچ برای توصیف جذب نیترات، آمونیوم و فسفات بر کربن فعال مقایسه شد.

فرم خطی مدل لانگمویر به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} + \frac{a_L}{K_L} C_e \quad (3)$$

که در این رابطه  $q_e$  غلظت نیترات تعادلی روی جاذب بر حسب میلی‌گرم بر گرم،  $C_e$  غلظت نیترات تعادلی روی جاذب بر حسب میلی‌گرم در لیتر،  $K_L$  بر حسب لیتر بر گرم و  $a_L$  بر حسب لیتر بر میلی‌گرم ثابت‌های لانگمویر هستند. مقادیر  $K_L$  و  $a_L$  شیب و عرض از مبدأ منحنی  $\frac{C_e}{q_e}$  در مقابل  $C_e$  و  $q_{\max}(\frac{K_L}{a_L})$  ظرفیت جذب بیشینه بر حسب میلی‌گرم بر گرم است.

مدل ایزوترم فروندلیچ یک مدل تجربی برای توضیح جذب چندلایه‌ای با توزیع انرژی ناهمگن سایت‌های فعال همراه با



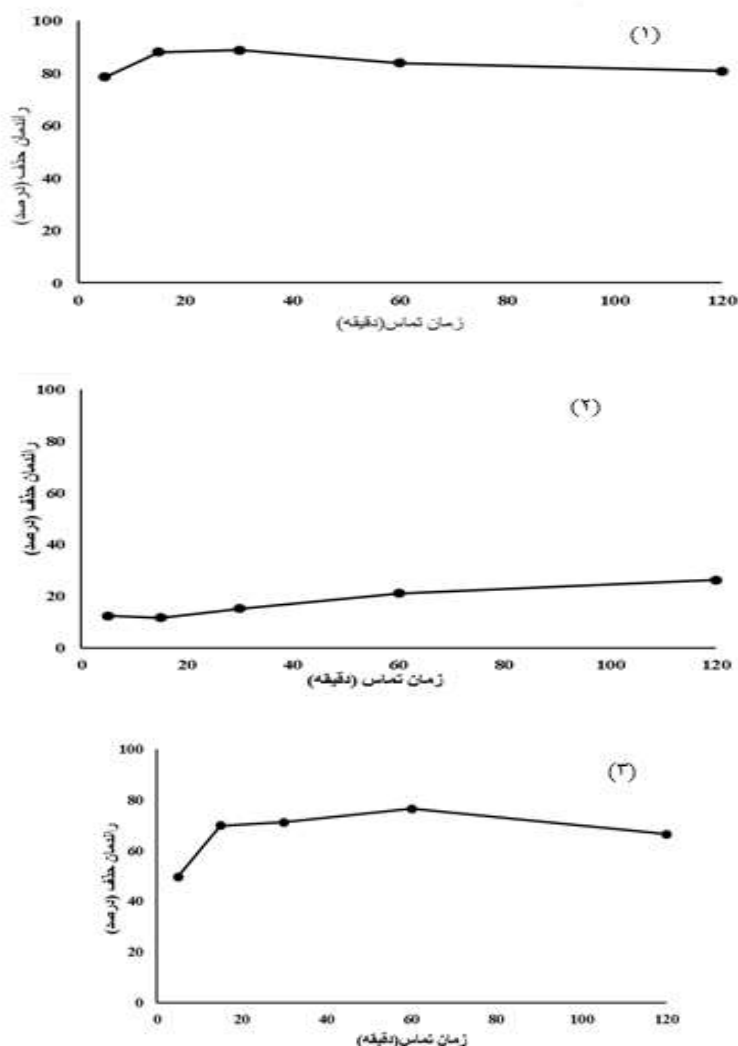
شکل ۲- تصاویر سطح کربن فعال به وسیله میکروسکوپ الکترونی

الف) با بزرگنمایی ۲۵۰۰ برابر و ب) با بزرگنمایی ۱۰۰۰ برابر

### اثر زمان تماس

۷۶/۴۷ درصد بود و بعد از آن مقدار حذف به طور نامحسوسی رخ داد در نهایت زمان ۱۲۰ دقیقه به عنوان زمان تعادل انتخاب شد. در تحقیق انجام شده بر جذب نیترات توسط گل سرخ گزارش شد جذب با زمان افزایش می‌یابد و در زمان بالاتر از ۶۰ دقیقه به تعادل می‌رسد (Erenturk et al., 2007) همچنین به تعادل رسیدن جذب نیترات بر بقایای اصلاح‌شده برنج، پس از گذشت ۸۰ دقیقه، را برخی محققان اعلام کردند (Halajnia et al., 2013). در بررسی جذب نیترات بر ارگانوسیلیکات مشاهده شد جذب نیترات با زمان در مراحل اولیه با سرعت و با گذشت زمان به کندی افزایش می‌یابد (Hamoudi et al., 2013). در بررسی جذب آمونیوم بر بیوچار سویای اصلاح شده مشاهده شد جذب آمونیوم با گذشت زمان افزایش یافته و در زمان ۲۰ دقیقه به تعادل رسیده است (Kadirvelu et al., 2003). برخی از محققان به تعادل رسیدن جذب فسفات بر بقایای اصلاح شده سویا را پس از ۵ دقیقه اعلام کردند که این روند جذب در مراحل اولیه با سرعت و با گذشت زمان به کندی افزایش یافت (Katal et al., 2012).

برای بررسی اثر زمان تماس در جذب نیترات، آمونیوم و فسفات میزان جذب نیترات، آمونیوم و فسفات در زمان‌های تماس مختلف و غلظت اولیه محلول نیترات و آمونیوم ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت اولیه محلول فسفات ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر بررسی و زمان تعادل تعیین شد (شکل ۳). همانطور که مشاهده می‌شود مقدار جذب با زمان افزایش می‌یابد. بیشترین مقدار راندمان حذف نیترات در ۳۰ دقیقه ابتدایی صورت گرفت که برابر با ۸۸/۸۶ درصد بود و بعد از آن تغییرات اندکی در حذف نیترات صورت گرفت و براساس این نتایج زمان ۶۰ دقیقه به عنوان زمان تعادل انتخاب شد. در حذف آمونیوم از آب با گذشت زمان میزان راندمان حذف افزایش یافت و در زمان ۱۲۰ دقیقه بیشترین راندمان حذف به مقدار ۲۶/۲۶ درصد صورت گرفت و این زمان را به عنوان زمان تعادل برای حذف آمونیوم در نظر گرفته شد. در حذف فسفات از آب با استفاده از کربن فعال نیز با گذشت زمان مقدار حذف افزایش یافت و بیشترین حذف در ۶۰ دقیقه اول صورت گرفت میزان حذف فسفات در این زمان برابر با



شکل ۳- اثر زمان تماس بر راندمان حذف آلاینده‌های (۱) نیترات، (۲) آمونیوم و (۳) فسفات

### اثر pH

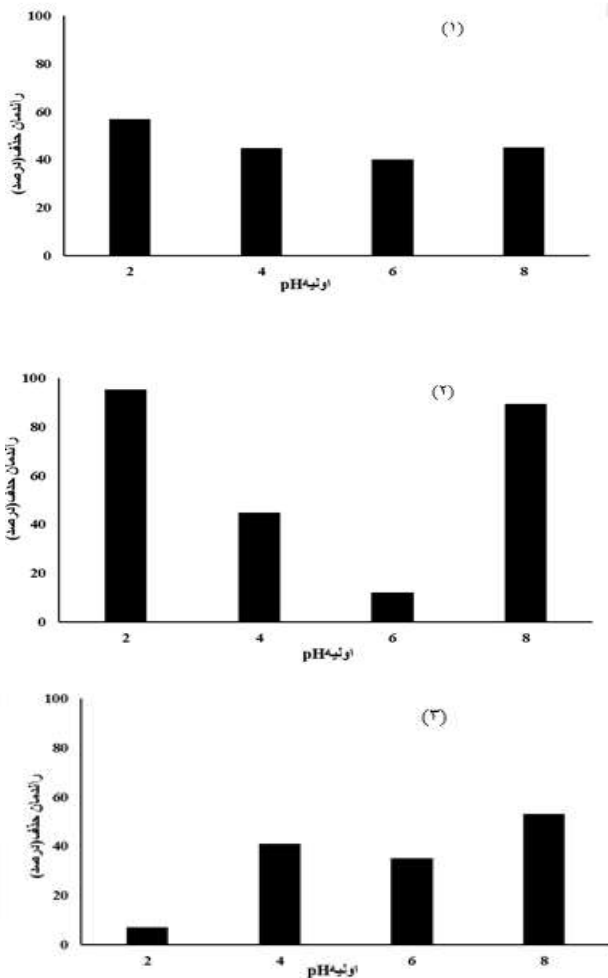
اثر pH اولیه بر جذب نیترات، آمونیوم و فسفات بر کربن فعال در دامنه  $pH = 2-8$  در شکل (۴) می‌آید. مقدار جذب نیترات و آمونیوم با کاهش و افزایش pH از محدوده  $pH = 2$  خنثی کاهش پیدا کرد و حداکثر جذب در  $pH = 2$  مشاهده شد. pH محلول اندازه‌گیری شده بعد از آزمایش با pH اولیه تفاوت داشت. کاهش جذب نیترات با افزایش pH به دلیل افزایش مکان‌های با بار منفی در سطوح جاذب است که باعث دفع آنیون‌های نیترات می‌شود. بیشترین راندمان حذف فسفات توسط کربن فعال در  $pH = 8$  مشاهده شد.

کاهش جذب با کاهش pH ممکن است به دلیل

تجزیه برخی از گروه‌های عاملی باشد که در pH های پایین تجزیه می‌شوند و توانایی جاذب را در جذب کاهش می‌دهند. بعد از این ادامه آزمایشات با pH بهینه انجام شد. محققان یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار در جذب را pH محیط می‌دانند و در بررسی جذب سرب بر کربن فعال در دامنه  $pH = 2-5$  نشان دادند بیشترین جذب در pH برابر ۳ اتفاق می‌افتد و در pH بالاتر از ۵/۵ رسوب مشاهده شد (Ozturk et al., 2004). در بررسی جذب کادمیوم بر کربن فعال حاصل از پیت نارگیل گزارش شد با افزایش pH جذب افزایش می‌یابد و حداکثر جذب در دامنه  $pH = 5-10$  اتفاق می‌افتد و کاهش بارهای مثبت سطح با افزایش pH دلیل افزایش جذب گزارش شد

کاهش میزان بار منفی سطح دلیل افزایش جذب گزارش شد (Yao et al., 2011).

(Seliem et al., 2013). نتایج محققان دیگر نشان داد pH تأثیر معناداری بر جذب نیترات توسط کربن فعال ندارد. اما بیشترین جذب در pHهای پایین مشاهده شد و



شکل ۴- اثر pH اولیه بر راندمان حذف (۱) نیترات، (۲) آمونیوم و (۳) فسفات

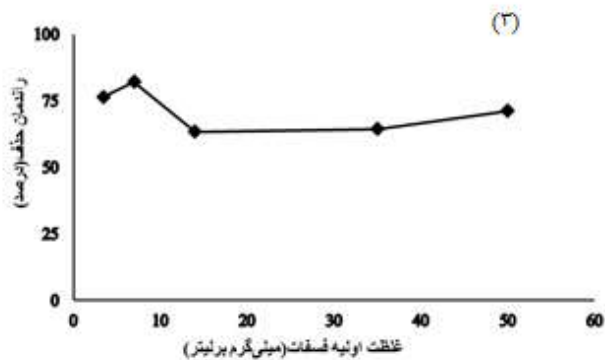
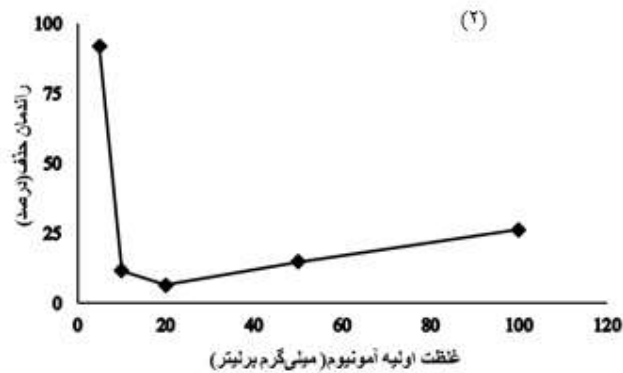
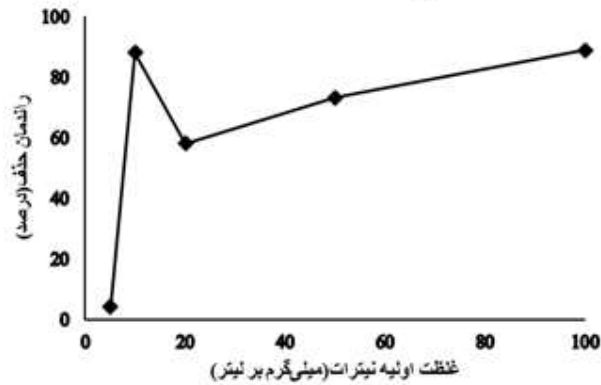
مشاهده شد. در ابتدا با افزایش غلظت اولیه از ۵ به ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات، به دلیل افزایش غلظت آلاینده جذب بیشتری توسط جایگاههای جذب روی جاذب صورت گرفته و راندمان حذف به طور چشمگیری افزایش یافت به طوری که راندمان حذف از ۴ به ۸۸/۱۵ درصد رسید و سپس راندمان حذف با افزایش غلظت تغییرات اندکی داشت و در ۱۰۰ میلی‌گرم به بالاترین مقدار رسید. در در ابتدایی‌ترین غلظت آمونیوم یعنی ۵ میلی‌گرم بر لیتر بیشترین راندمان حذف آمونیوم ۹۲ درصد توسط کربن فعال مشاهده شد. بعد از آن با افزایش غلظت اولیه از ۵ به

#### اثر غلظت اولیه محلول

بررسی تأثیر غلظت اولیه محلول بر راندمان حذف نیترات و آمونیوم در غلظت‌های ۱۰۰-۵ میلی‌گرم بر لیتر و فسفات در غلظت‌های ۵۰-۳/۵ بررسی شد. با توجه به شکل (۵) که اثر غلظت اولیه محلول بر راندمان حذف نیترات، آمونیوم و فسفات توسط کربن فعال را نشان می‌دهد با افزایش غلظت اولیه محلول آمونیوم و فسفات راندمان حذف کاهش یافت اما در حذف نیترات با افزایش غلظت اولیه راندمان حذف افزایش یافت. بیشترین راندمان حذف نیترات در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم برابر با ۸۸/۸۶ درصد

حذف فسفات برابر با ۷۷ درصد مشاهده شد. بعد از آن با افزایش غلظت اولیه محلول راندمان حذف اندکی کاهش یافت.

۱۰ میلی گرم بر لیتر راندمان حذف آمونیوم به ۱۱/۶۶ کاهش یافت و این کاهش راندمان تا غلظت ۱۰۰ میلی گرم ادامه داشت. در حذف فسفات از آب توسط کربن فعال با افزایش غلظت از ۳/۵ به ۷ میلی گرم بر لیتر بیشترین راندمان (۱)



شکل ۵- اثر غلظت اولیه بر راندمان حذف (۱) نیترات، (۲) آمونیوم و (۳) فسفات توسط کربن فعال

محلول و فاز جامد چگونه رفتار می کند تا اینکه در فرایند جذب به حالت تعادل برسد. بررسی داده های همدمای

ایزوترم جذب همدمای جذب نشان می دهد یک مولکول بین فاز



محققان برازش بهتر مدل لانگمویر را نسبت به مدل فروندلیچ بر داده‌های جذب کروم روی کربن فعال اصلاح شده با سورفکتانت‌های کاتیونی گزارش کردند. در تحقیقی دیگر از مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برای بررسی هم‌دمای جذب فسفات بر بیوچار استفاده و گزارش شد هر دو مدل با ضریب رگرسیون بیش از ۰/۹۵ بر داده‌های جذبی برازش پیدا می‌کنند؛ اما مدل فروندلیچ بهتر از مدل لانگمویر به داده‌های آزمایشی برازش داشت که نشان‌دهنده جذب غیر همگن فسفات بر بیوچار است.

برازش آن‌ها به مدل‌های هم‌دمای مختلف یک مرحله مهم برای پیدا کردن مدل مناسب است (Yin et al., 2018). داده‌های آزمایشی به دو مدل فروندلیچ و لانگمویر برازش داده شدند. همان طور که جدول (۱) برازش مدل‌های ایزوترمی را بر داده‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهد در جذب نیترات و فسفات مدل فروندلیچ به خوبی توانست داده‌های جذب را برازش دهد. بیشترین ضریب همبستگی در جذب نیترات و آمونیوم مدل فروندلیچ به ترتیب ۰/۴۱۰ و ۰/۶۲۹ بود اما در جذب آمونیوم مدل لانگمویر توانست داده‌های جذب را با بیشترین ضریب همبستگی ۰/۹۶۲ توصیف کند.

جدول ۱- پارامترهای مدل‌های ایزوترم

مدل‌های ایزوترم جذب	پارامترهای مدل	نیترات	فسفات	آمونیم
لانگمویر	$Q_{max}$	-۰/۱۳۷	۴/۰۱	-۰/۱۷۴
	$K_1$	-۱۴/۷۱	۶/۰۲	۴/۵۷۳
	$R^2$	۰/۱۶۸	۰/۰۵۸	۰/۹۶۲
فروندلیچ	$K_f$	۰/۱۸۰	۰/۵۹۰	-۰/۲۹۱
	$N$	۱/۰۸	۱/۵۶	۵/۰۳
	$R^2$	۰/۴۱۰	۰/۶۲۹	۰/۵۳۷

### سینتیک جذب

جدول (۲) برازش داده‌های سینتیکی را بر داده‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهد در جذب نیترات، آمونیوم و فسفات مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم نسبت به مدل شبه مرتبه اول به خوبی توانست داده‌های جذبی را توصیف کند.

چندین مدل سینتیکی برای پیش‌بینی مکانیسم جذب وجود دارند. از دو مدل شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم برای بررسی داده‌های آزمایشی استفاده شد. همانطور که

جدول ۲- پارامترهای مدل‌های سینتیکی

مدل‌های سینتیک	پارامترهای مدل	نیترات	فسفات	آمونیم
مرتبه اول	$K_1$	۰/۰۰۵	۰/۰۱۲	۰/۰۲۱
	$q_e$	۰/۳۸۶	۰/۵۳۵	۰/۰۲۹
	$R_2$	۰/۰۴۲	۰/۰۷۷	۰/۹۵۸
مرتبه دوم	$K_2$	-۰/۰۸	۰/۸۹۱	۰/۶۰۲
	$q_e$	۸/۰۴	۳/۴۱	۰/۱۸۳
	$R^2$	۰/۲۹۹	۰/۹۹۰	۰/۹۹۵

شبه مرتبه دوم در جذب نیترات، آمونیوم و فسفات برابر بود با: ۰/۲۹۹، ۰/۹۹۵ و ۰/۹۹۰. در بررسی جذب نیترات بر کیتوسان گزارش شد مدل شبه مرتبه دوم نسبت به مدل شبه مرتبه اول دارای ضریب تشخیص بالاتری است. مدل

مدل شبه مرتبه دوم به خوبی به داده‌های آزمایشی برازش پیدا کرد و غلظت تعادلی به دست آمده به وسیله این مدل با مقدار اندازه‌گیری شده بیشترین همخوانی را داشت. به ترتیب بیشترین ضریب همبستگی مدل سینتیکی

در  $\text{pH}=8$  اتفاق افتاد. بیشترین راندمان حذف نیترات، آمونیوم و فسفات در غلظت‌های ۱۰۰، ۵ و ۷ میلی‌گرم بر لیتر به ترتیب ۸۸/۸۶، ۹۲ و ۷۷ درصد مشاهده شد. در جذب نیترات و فسفات مدل فروندلیچ و در جذب آمونیوم مدل لانگمویر بهتر برازش پیدا کرد. در بین مدل‌های سینتیکی مدل شبه مرتبه دوم در جذب نیترات، آمونیوم و فسفات با بیشترین ضریب همبستگی بهترین برازش را بر داده‌ها نشان داد.

شبه مرتبه دوم جذب نیترات بر ارگانوسیلیکات را با ضریب رگرسیون بیشتر از ۰/۹۸ توصیف کرده است.

### نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد جذب نیترات، آمونیوم و فسفات بر کربن فعال تحت تأثیر عوامل محیطی مثل  $\text{pH}$ ، زمان، و غلظت اولیه نیترات، آمونیوم و فسفات است. جذب نیترات، آمونیوم و فسفات با افزایش زمان تماس افزایش یافت. بیشترین جذب نیترات و آمونیوم در  $\text{pH}=2$  و بیشترین جذب فسفات

## منابع

- Bingol A., Ucun H., Bayhan Y. K., Karagunduz A., Cakicia A., Keskinler B. 2004. Removal of chromate anions from aqueous stream by a cationic surfactant-modified yeast. *Bioresource technology*, 94, 245-249.
- Bryan N. S., Van grinsven H. 2013. The role of nitrate in human health. *Advances in Agronomy*. Elsevier.
- Cengloglu Y., TOR A., Ersoz M., Arslan G. 2006. Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud. *Separation and Purification Technology*, 51, 374-378.
- Cheng I. F., Muftikian R., Fernando Q., Korte N. 1997. Reduction of nitrate to ammonia by zero-valent iron. *Chemosphere*, 35, 2689-2695.
- Chintal A R., Mollinedo J., Schumacher T. E., Papiernik S. K., Malo D. D., Clay D. E., Kumar S., Gulbrandson D. W. 2013. Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*, 179, 250-257.
- Choi H. D., Cho J. M., Baek K., Yang J. S., Lee J. Y. 2009. Influence of cationic surfactant on adsorption of Cr (VI) onto activated carbon. *Journal of hazardous materials*, 161, 1565-1568.
- Demiral H., Gunduzoglu G. 2010. Removal of nitrate from aqueous solutions by activated carbon prepared from sugar beet bagasse. *Bioresource technology*, 101, 1675-1680.
- Erenturk S., Malkoc E. 2007. Removal of lead (II) by adsorption onto *Viscum album L.*: Effect of temperature and equilibrium isotherm analyses. *Applied surface science*, 253, 4727-4733.
- Halajnia A., Oustan S., Najafi N., Khataee A., Lakzian A. 2013. Adsorption-desorption characteristics of nitrate, phosphate and sulfate on Mg-Al layered double hydroxide. *Applied Clay Science*, 80, 305-312.
- Hamoudi S., Belkacemi K. 2013. Adsorption of nitrate and phosphate ions from aqueous solutions using organically-functionalized silica materials: Kinetic modeling. *Fuel*, 110, 107-113.
- Kadirvelu K., Namasivayam C. 2003. Activated carbon from coconut coirpith as metal adsorbent: adsorption of Cd (II) from aqueous solution. *Advances in Environmental Research*, 7, 471-478.
- Katal R., Baei M. S., Rahmati H. T. Esfandian H. 2012. Kinetic, isotherm and thermodynamic study of nitrate adsorption from aqueous solution using modified rice husk. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 18, 295-302.
- Ozturk N., Bektas T. E. 2004. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption onto various materials. *Journal of hazardous materials*, 112, 155-162.
- Seliem M. K., Komarneni S., Byne T., Cannon F., Shahien M., Khalil A., Eilgaid I. A. 2013. Removal of nitrate by synthetic organosilicas and organoclay: Kinetic and isotherm studies. *Separation and Purification Technology*, 110, 181-187.
- Yao Y., Gao B., Inyang M., Zimmerman A. R., Cao X., Pullammanappalil P., Yang L. 2011. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. *Journal of hazardous materials*, 190, 501-507.
- Yin Q., Wang R., Zhao Z. 2018. Application of Mg-Al-modified biochar for simultaneous removal of ammonium, nitrate, and phosphate from eutrophic water. *Journal of Cleaner Production*, 176, 230-240.