



Chlorine removal from agricultural wastewater using sugarcane bagasse magnetic nano biochar

Jalil Kermannezhad ¹ , Hassan Torabi Poodeh ^{2*} , Elham Ghanbari-Adivi ³ , Babak Shahi Nejad ⁴ 

¹ Ph.D. Student, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, Khoramabad, Iran

² Associate Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, Khoramabad, Iran

³ Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Shahrekord University, Shahrekord, Iran

⁴ Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Lorestan University, Khoramabad, Iran

Abstract

Introduction

Irrigation water salinity is a very serious problem in different parts of the world, especially in arid and semi-arid regions. Increasing fresh-water demand due to population growth causes the pressure on water resources to increase in the future causing the water supply through saline and unconventional water to become a serious issue, especially in areas facing water scarcity. On the other hand, agriculture is the world's greatest water consumer where saline water reduces the products, destroys the soil structure, and damages the environment. Wastewater desalination and water reuse is a relatively new approach in the water industry that solves saline-water problems through various methods. But it is uneconomical due to high equipment costs and energy consumption, especially in agriculture where water consumption is much higher. To remove pollutants, various studies have used different adsorbents such as biochar, activated carbon, zeolite, and resin among which biochar can effectively remove pollutants from aquatic environments because it is an effective, inexpensive, polar, high-porosity adsorbent. Ion exchange, complex formation, surface adsorption, electron sharing, and biochar (carboxylic and pHenolic) - functional group interaction are among various mechanisms where the presence of negative charge on the biochar surface and positive charge on metal ions improve the adsorption process. As the activated carbon is made from cheap materials as wood, coal, oil, coke, sawdust, and plant waste, it is quite economical and highly capable of removing a wide range of organic and inorganic pollutants from aquatic and gaseous environments.

Materials and Methods

To prepare biochar, this research used the sugarcane bagasse as primary biomass by 1) washing it several times with ordinary and distilled water and drying it in the open air to remove its remaining salts, 2) crushing it with an industrial mill and placing it in an oven at 60 °C for 24 hrs to remove its excess moisture, 3) grinding the crushed bagasse with a small mill for further milling, 4) passing it through 60 and 100 mesh sieves in two stages for more uniformity and 5) placing it in closed containers. Biomass was converted to biochar (BC) using a heat-programmable electric furnace where the temperature rise was set at five °C/min for a uniform heat distribution. Bagasse was placed inside a steel reactor into which nitrogen gas was injected at a fixed flow rate and prevented oxidation. Biomass was kept at 600 °C for two hrs thereafter the furnace was turned off, while nitrogen gas was injected, and the temperature was slowly lowered to that of the lab. Considering the sizes of the furnace and reactor, each time 20 g biomass was placed in the reactor and about five g biochar was produced after the carbonization process; the biochar production efficiency under these conditions was about 25%. Nano biochar (N-BC) was made by a planetary ball mill with ceramic cups and bullets where the bullet-to-biochar weight ratio was 15-to-one and the rotation speed was 300 rpm. The good mill-activity time was two, four, and six hrs. It worked for three min and rested for one minute to prevent the temperature from rising and cohesive masses from forming in the samples; as size and uniformity of particles were important, use was made of a gradation device.

Results and Discussion

In all treatments, by increasing the initial Chlorine concentration, the Chlorine removal had an increasing trend. on average, this was, using activated nano biochar 74.4% more than activated non-nano biochar. Magnetizing



nano-adsorbents reduced the Chlorine removal by 18.8%, on average. The highest and lowest Chlorine removal reductions due to the adsorbent magnetization were 31.6 and 10.9%, respectively. The highest Chlorine removal in all three activated non-nano, activated nano, and magnetically activated nano adsorbents (200 and 400 W treatments) was measured for an activator-to-biochar ratio of three. According to the results, Chlorine adsorption by magnetically activated nano adsorbent reached equilibrium after 480 min in the treatment with 200 and 700 W microwave power and after 540 min in treatment with 400 W microwave power. Increasing the initial Chlorine concentration from three to 25 g l⁻¹, increased the Chlorine removal by the magnetically activated nano adsorbent by three, 3.5, and 2.6 times in 200, 400, and 700 W microwave power treatments, respectively.

Conclusion

The pseudo-first-order kinetic model had a good correlation with the data and the pseudo-second-order kinetic model did not correlate well with the data in times less than 60 min; hence, the dominating adsorption mechanism was not chemical in this interval. Intraparticle diffusion was an effective Chlorine-adsorption factor from the beginning of the adsorption process. Considering the correlation coefficient and sum of squared errors, the pseudo-first-order kinetic model and the intraparticle diffusion model had the highest correlation with the measured data. The average correlation coefficient for Langmuir and Freundlich models was found to be 0.9938 and 0.886, respectively. Therefore, the Langmuir isothermal model conformed better to the measured data than the Freundlich model.

Keywords: Chlorine, Microwave, Nano active magnetic biochar, Sugarcane bagasse

Article Type: Research Article

Acknowledgment

This study was funded by the Lorestan University. The support of this organization is appreciated. In addition, authors are grateful to the Khuzestan Sugar Cane Research and Training Institute, for its financial support.

Conflicts of interest

The authors of this article declared no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.

Data availability statement

The datasets are available upon a reasonable request to the corresponding author.

Authors' contribution

Jalil Kermannezhad: Writing-original draft preparation, methodology, formal analysis, and investigation; **Hassan Torabipoodeh:** Resources, manuscript editing, and conceptualization; **Elham Ghanbari-Adivi:** Formal analysis and investigation; **Babak ShahiNejad:** Visualization and supervision.

*Corresponding Author, E-mail: Torabi.ha@lu.ac.ir

Citation: Kermannezhad, J., Torabi Poodeh, H., Ghanbari-Adivi, E., & Shahi Nejad, B. (2024). Chlorine removal from agricultural wastewater using sugarcane bagasse magnetic nano biochar. *Water and Soil Management and Modelling*, 4(2), 189-210.

DOI: 10.22098/mmws.2023.12425.1240

Received: 09 March 2023, Received in revised form: 15 April 2023, Accepted: 18 April 2023, Published online: 18 April 2023

Water and Soil Management and Modeling, Year 2024, Vol. 4, No. 2, pp. 189-210

Publisher: University of Mohaghegh Ardabili

© Author(s)





حذف کلراید از زه آب کشاورزی با استفاده از نانو زغال زیستی مغناطیسی باگاس نیشکر

جلیل کرمان نژاد^۱، حسن ترابی پوده^{۲*}، الهام قنبری عدیوی^۳، بابک شاهی نژاد^۴

^۱ دانشجوی دکتری، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران
^۲ دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران
^۳ استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
^۴ استادیار، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان، خرم آباد، ایران

چکیده

زه آب مزارع نیشکر واقع در جنوب خوزستان، دارای مقادیر بالایی کلراید بوده و به عنوان عامل محدودکننده در استفاده مجدد از این زه آبها و تأثیر مخرب بر منبع پذیرنده این زه آبها شناخته می شود. در این مطالعه توانایی جاذبهای تولید شده از باگاس نیشکر در حذف کلراید موجود در زه آب بررسی شد. فرآیند تولید زغال زیستی در کوره الکتریکی و فعال سازی آن با استفاده از هیدرو اکسید پتاسیم و حرارت دهی در ماکروویو انجام شد. از کلراید آهن شش آبه و سولفات آهن هفت آبه با نسبت دو به یک جهت مغناطیسی کردن زغال زیستی استفاده شد. جاذبها به ازای سه نسبت فعال ساز به زغال زیستی (دو، سه و چهار)، سه توان ماکروویو (۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) و سه زمان فعال سازی (پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه) تولید شدند. مقدار کلراید نمونه های زه آب با استفاده از کلراید سدیم، به میزان سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر تنظیم شد. طبق نتایج در تمامی تیمارها با افزایش غلظت اولیه کلراید، مقدار حذف افزایش یافته است. حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال به طور میانگین ۱/۶ برابر زغال زیستی فعال غیر نانو اندازه گیری شد. فرآیند مغناطیسی کردن جاذبها به طور میانگین موجب کاهش ۲۰ درصدی حذف کلراید شد. بیشترین میزان حذف کلراید با استفاده از نانو زغال زیستی فعال و نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ترتیب ۵۴ و ۴۹/۶ درصد اندازه گیری شد. این مقادیر بیشینه به ازای تیمار با نسبت زغال زیستی به زغال زیستی برابر سه، توان ماکروویو برابر ۴۰۰ وات و مدت زمان فعال سازی برابر ۱۰ دقیقه اندازه گیری شدند. با توجه به مقادیر ضریب تبیین و مجموع مربعات خطا، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و مدل نفوذ درون ذره ای بیشترین تطابق را با داده های اندازه گیری شده داشتند. هم چنین، مدل همدمای لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده های اندازه گیری شده دارد. طبق نتایج، نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی باگاس نیشکر می تواند به عنوان جاذبی با راندمان بالا و ارزان قیمت برای حذف کلراید از محیط های آبی استفاده شود.

واژه های کلیدی: باگاس نیشکر، کلراید، ماکروویو، نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

نوع مقاله: پژوهشی

*مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: Torabi.ha@lu.ac.ir..

استناد: کرمان نژاد، جلیل، ترابی پوده، حسن، قنبری عدیوی، الهام، و شاهی نژاد، بابک (۱۴۰۳). حذف کلراید از زه آب کشاورزی با استفاده از نانو زغال زیستی مغناطیسی باگاس نیشکر. مدل سازی و مدیریت آب و خاک، ۴(۲)، ۱۸۹-۲۱۰.
 DOI: 10.22098/mmws.2023.12425.1240

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۲/۱۸، تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۱/۲۶، تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۱/۲۹، تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۱/۲۹

مدل سازی و مدیریت آب و خاک، سال ۱۴۰۳، دوره ۴، شماره ۲، صفحه ۱۸۹ تا ۲۱۰

© نویسندگان

ناشر: دانشگاه محقق اردبیلی



۱- مقدمه

شوری منابع آب یکی از مهم‌ترین مشکلات در مناطق مختلف دنیا، به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. افزایش تقاضای آب شیرین به دلیل رشد جمعیت موجب می‌شود که فشار بر منابع آبی در آینده بیش‌تر شود. شوری‌زدایی و استفاده مجدد از پساب، راه‌کارهایی در صنعت آب است که به منظور مقابله با مشکلات آب شور به وجود آمده و از طریق روش‌های مختلفی انجام می‌شود. البته این روش‌ها به دلیل مصرف انرژی بالا و هزینه تجهیزات، معمولاً اقتصادی نیستند. به خصوص برای مصارف کشاورزی که مصرف آب بالایی دارند، هزینه‌ها بسیار بالاتر خواهد بود. لذا اصلاح اولیه آب شور با روش‌های ارزان قیمت، قبل از به‌کارگیری این روش‌ها می‌تواند هزینه‌های شوری‌زدایی را کاهش دهد (Pearce et al., 2008; Lin et al., 2008). استفاده از جاذب‌هایی نظیر زغال زیستی^۱، کربن فعال، و رزین در حذف آلاینده‌ها در تحقیقات مختلفی مورد بررسی قرار گرفته است (Wasay et al., 1999; Gupta et al., 2009). زغال زیستی به‌عنوان ماده‌ای ارزان قیمت که دارای خاصیت قطبی بوده و تخلخل بالایی دارد می‌تواند به‌عنوان جاذبی مؤثر در حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی استفاده شود. مکانیسم‌های مختلفی نظیر تبادل یونی، تشکیل کمپلکس، جذب سطحی، اشتراک الکترون، برهمکنش بین گروه‌های عاملی روی زغال (کربوکسیلیک و فنولیک)، در فرآیند جذب مؤثر هستند. از طرفی وجود بار منفی روی سطح زغال و بار مثبت روی یون‌های فلزی موجب بهبود فرآیند جذب می‌شود (Breck, 1973; Duan et al., 2002). با توجه به این‌که کربن فعال از مواد ارزان قیمتی نظیر چوب، زغال سنگ، نفت، کک، خاک اره و ضایعات گیاهی ساخته می‌شود، از نظر اقتصادی مقرون به صرفه است. این ماده توانایی بالایی در حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های آلی و معدنی از محیط‌های آبی و گازی دارد (Wu et al., 2008; Jamil et al., 2010). مواد طبیعی و ضایعات کشاورزی و صنعتی به دلیل هزینه کم، در دسترس بودن و دارا بودن گروه‌های عاملی از قبیل هیدروکسیل، کربوکسیل و فنول، جاذب‌های مناسبی هستند. البته به دلیل پیچیدگی این مواد پیش‌بینی دقیق فرآیندهای اثرگذار بر جذب مشکل است. بنابراین، کاربرد این مواد در حذف آلاینده‌ها به مقدار زیادی به درک شیمی آن‌ها و فرآیندهای مؤثر بر پیوندها وابسته است (Oliveira et al., 2005; Kietlinska and Renman, 2005).

ماده اصلی تشکیل‌دهنده فرآورده‌های جنبی محصولات کشاورزی، سلولز ($C_6H_{10}O_5n$) است. سطح سلولزی وقتی در

آب فرو می‌رود، به‌طور جزئی دارای بار منفی می‌شود و فعل و انفعالاتی با انواع کاتیون‌های موجود در آب انجام می‌دهد. ظرفیت بالای جذب انواع کاتیون‌ها روی جاذب‌ها نتیجه اصلی فعل و انفعالات کولومبیک است (Shang et al., 2003). در تحقیقی، Mukherjee et al. (2007) حذف فنول از محیط آبی توسط جاذب‌های کربن فعال، زغال زیستی باگاس نیشکر و زغال چوب را بررسی نمودند. براساس یافته تحقیق آن‌ها راندمان حذف فنول مستقل از نوع جاذب و غلظت اولیه محلول، با افزایش جرم جاذب، افزایش می‌یابد تا به حداکثر ظرفیت جذب برسد و پس از آن تغییری در افزایش راندمان پدید نمی‌آید. کربن فعال قوی‌ترین و زغال چوب ضعیف‌ترین جاذب در هر حالت هستند. در تحقیق دیگری، Jadidyan et al. (2016) با استفاده از باگاس نیشکر، زغال زیستی فعال تولید کردند. زغال زیستی فعال تهیه شده از باگاس به روش شیمیایی با کلراید روی فعال شده بود. نتایج نشان داد که میانگین سطح آزاد (BET) 478 مترمربع بر گرم و قطر منافذ $7/45$ نانومتر است. لذا زغال زیستی فعال به‌دست آمده برای جذب مایعات مناسب‌تر است. آزمون یدومتری نشان داد که میانگین عدد یدی زغال زیستی فعال تهیه شده 504 میلی گرم بر گرم است. در ادامه، Hettiarachchi et al. (2016) به بررسی کارایی زغال زیستی پوشال نارگیل فعال شده با اسید فسفریک، در حذف یون‌های سدیم و منیزم از آب شور پرداختند. حذف یون‌های سدیم و کلراید از محلول‌های استاندارد $0/2$ مول در دسی متر مکعب $NaCl$ و $MgCl_2$ تقریباً به میزان 50 درصد گزارش شد. آن‌ها میزان پتانسیل حذف یون‌های سدیم و منیزیم را در حالت تکرار به ترتیب تا 80 و 72 درصد برآورد نمودند.

از سایر مطالعات، Ahmadpari et al. (2019) حذف نیترات از محلول آبی را با استفاده از کاه گندم مورد بررسی قرار دادند. آزمایش‌ها به ازای pH بین چهار تا ۱۳ انجام شد. مدل‌های هو و مدل لاگرن جهت بررسی سینتیک جذب و مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ جهت بررسی هم‌دمای جذب استفاده شد. طبق نتایج بیش‌ترین میزان حذف نیترات به ازای pH برابر شش و مدت‌زمان تماس 160 دقیقه ثبت شد. مدل‌های هو و فروندلیچ تطابق بهتری با داده‌های اندازه‌گیری شده داشتند. برای کاهش میزان شوری Shokriyan et al. (2017) آب را با استفاده از جاذب‌های شلتوک برنج و صدف مورد بررسی قرار دادند. به ازای اندازه ذرات جاذب 74 میکرومتر (محدوده ذرات 74 تا 841 میکرومتر) و به ازای دو گرم جاذب در 50 میلی لیتر محلول بیش‌ترین میزان جذب گزارش شد. میزان جذب به‌وسیله شلتوک برنج به ازای شرایط مختلف به‌طور متوسط $1/6$ برابر پوسته صدف بوده است. با مقایسه داده‌ها با

¹ Biochar

حذف کلراید از زه آب مزارع نیشکر است تا ضمن ایجاد امکان استفاده مجدد از این زه آب‌ها، موجب کاهش اثرات محیط زیستی ورود زه آب‌های شور به تالاب‌های منطقه شود. نوآوری این مطالعه، تولید جاذب مغناطیسی نانو از باگاس نیشکر بوده تا جهت حذف کلراید از زه آب کشاورزی استفاده شود.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- تهیه زیست‌توده اولیه

در این تحقیق از باگاس نیشکر به‌عنوان زیست‌توده اولیه جهت تهیه زغال زیستی استفاده شد. جهت خروج املاح باقی‌مانده در باگاس، چندین مرتبه با آب معمولی و با آب مقطر شست و شو و سپس در هوای آزاد خشک شد. در مرحله بعدی باگاس با آسیاب صنعتی خرد شد و جهت خروج رطوبت اضافی به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد در آون قرار داده شد. پس از آن با آسیاب کوچک جهت خرد شدن بیشتر، آسیاب شد. به‌منظور یکنواخت شدن، زیست‌توده در دو مرحله از الک مش ۶۰ و ۱۰۰ عبور داده شد و سپس در ظروف در بسته قرار داده شد.

۲-۲- زغال زیستی

جهت تبدیل زیست‌توده به زغال زیستی از کوره الکتریکی با قابلیت برنامه‌ریزی دما استفاده شد (شکل ۱). به‌منظور جلوگیری از اکسید شدن زیست‌توده، راکتوری از جنس استیل دارای ورودی و خروجی گاز نیتروژن به‌کار گرفته شد. باگاس داخل این راکتور قرار گرفته و گاز نیتروژن با دبی تنظیم شده توسط روماتر به راکتور تزریق شد. جهت توزیع یکنواخت حرارت در نمونه، نرخ افزایش دمای کوره به ازای پنج درجه سانتی‌گراد در دقیقه تنظیم شد. زیست‌توده پس از رسیدن به دمای ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت دو ساعت نگهداری شد. پس از این مدت کوره خاموش شد و هم‌زمان با تزریق گاز نیتروژن، دمای نمونه‌ها به آرامی تا دمای آزمایشگاه کاهش یافت. با توجه به اندازه کوره و راکتور ساخته شده در هر مرحله ۲۰ گرم زیست‌توده به راکتور اضافه شد و حدود پنج گرم زغال زیستی پس از انجام فرآیند کربن‌سازی تولید شد. بازده تولید زغال زیستی طبق این شرایط حدود ۲۵ درصد است.

۲-۳- نانو زغال زیستی

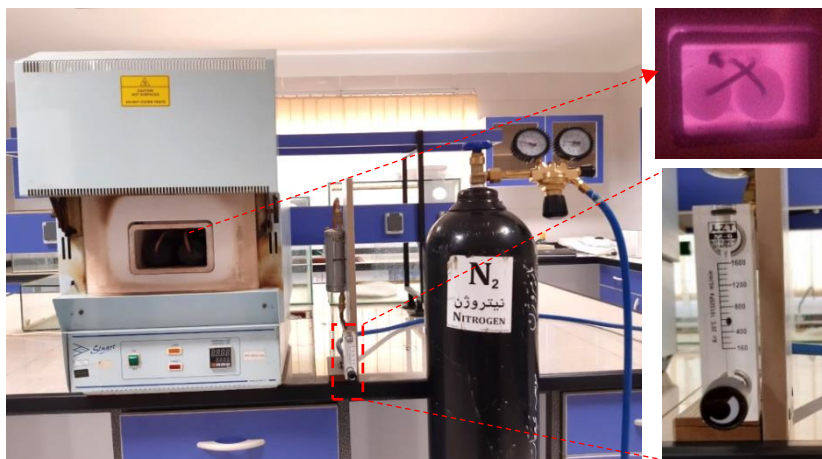
به‌منظور تولید نانو زغال زیستی، از آسیاب گلوله‌ای سیاره‌ای با کاپ و گلوله‌های سرامیکی استفاده شد (شکل ۲). طبق روش Kathiresan et al. (2016) نسبت وزن گلوله‌ها به زغال زیستی ۱۵ به یک و سرعت چرخش ۳۰۰ دور در دقیقه در نظر

مدل‌های ایزوترمی جذب مشخص شده، شلتوک برنج از مدل لانگمویر و پوسته صدف از مدل فروندلیچ تبعیت می‌نماید. توانایی کاهش سختی آب به‌وسیله خاکستر پوسته گندم و برنج توسط Kharel et al. (2016) مورد بررسی قرار گرفت. محدوده سختی نمونه‌های آب بین ۲۳۶ تا ۵۸۰ میلی‌گرم بر لیتر و میزان خاکستر استفاده شده بین ۲/۵ تا ۲۵ گرم بر لیتر بود. بیش‌ترین میزان کاهش سختی به‌ترتیب به ازای کاربرد ۱۷/۵ و ۲۲/۵ گرم بر لیتر خاکستر پوسته گندم و برنج به‌دست آمده است. همچنین آن‌ها گزارش نمودند که افزایش بیش‌تر خاکستر تأثیری بر کاهش سختی نمونه‌های آب نداشته است. بیش‌ترین درصد کاهش سختی به‌ترتیب ۸۱ درصد (۶۷ میلی‌گرم بر گرم) و ۵۸ درصد (۴۴ میلی‌گرم بر گرم) به ازای خاکستر پوسته گندم و برنج اندازه‌گیری شده بود. بیش‌تر بودن توانایی جذب خاکستر پوسته گندم نسبت به خاکستر پوسته برنج به‌دلیل بیش‌تر بودن اکسیدهای فلزی قلیایی در خاکستر پوسته گندم است. همچنین، مشخص شد که خاکسترهای به‌دست آمده از ضایعات کشاورزی، قابلیت کاهش سختی آب را دارند. البته به‌دلیل افزایش قلیابیت آب امکان استفاده به‌عنوان آب آشامیدنی وجود ندارد. همچنین، Singh et al. (2017) کاهش نسبت جذب سدیم (SAR) در آب شور را به‌وسیله خاکستر پوسته شلتوک، زغال کاه شلتوک، زغال فعال و کوکوپیت بررسی نمودند. میزان کاهش نسبت جذب سدیم توسط خاکستر پوسته شلتوک ۲۷/۸۳ درصد، زغال کاه شلتوک ۲۵/۵۲ درصد، زغال فعال ۲۲/۲۱ درصد و کوکوپیت ۱۵/۴۶ درصد و زمان تماس تعادلی برای تمام جاذب‌ها ۱۵ دقیقه گزارش شد. در ارزیابی‌های Chowdhury et al. (2022) که تأثیر استفاده از پوسته شلتوک برنج و خاک را در کاهش شوری آب بررسی کردند، آزمایش‌ها به روش ستونی و با ساخت فیلتری از ترکیب خاک و شلتوک برنج انجام و مقدار متوسط و بیش‌ترین حذف شوری به‌ترتیب ۲۶/۶۱ و ۴۲/۸۶ درصد به‌دست آمده است. در نهایت، Bindhu et al. (2021) تأثیر جاذب‌های کربن فعال نارگیل، خاکستر پوسته گندم و نوعی سیب‌زمینی را در کاهش سختی آب مورد بررسی قرار دادند. میزان کاهش سختی آب پس از سه ساعت زمان تماس، برای پودر سیب‌زمینی، کربن فعال نارگیل و خاکستر پوسته گندم به ترتیب ۸۴/۳۸، ۶۲/۵ و ۳۱/۲۵ درصد محاسبه شد. بیش‌ترین مقادیر کاهش سختی آب، به ازای دو گرم پودر سیب‌زمینی، ۲۰ گرم کربن فعال نارگیل و یک گرم خاکستر پوسته گندم اندازه‌گیری شد.

با توجه به حجم زیاد باگاس تولیدی در کارخانه تولید شکر و بالا بودن میزان کلراید از زه آب‌های مزارع نیشکر هدف از انجام مطالعه حاضر استفاده از باگاس اصلاح شده نیشکر جهت

زیستی، مدت زمان مفید فعالیت آسیاب به ازای دو، چهار و شش ساعت در نظر گرفته شد. به منظور تعیین انداز و یکنواختی ذرات از دستگاه دانه بندی ذرات استفاده شد.

گرفته شد. جهت جلوگیری از افزایش دما در نمونه ها و تشکیل توده های به هم چسبیده، نحوه کار آسیاب به صورت سه دقیقه کار و یک دقیقه استراحت تنظیم شد. جهت تولید نانو زغال



شکل ۱- کوره الکتریکی به همراه سیستم تزریق، روماتر و راکتور استیل
Figure 1- Electric furnace with injection system, rotameter, and steel reactor



شکل ۲- آسیاب گلوله ای سیاره ای به همراه کاپ نمونه ها
Figure 2- Planetary ball mill with sample cup

۲-۴-۲- فعال سازی در ماکروویو

جهت فعال سازی زغال زیستی ترکیب شده با هیدروکسید پتاسیم از یک دستگاه ماکروویو خانگی با قابلیت تنظیم توان و زمان طبق روش Nasri et al. (2017) استفاده شد (شکل ۳). جهت ایجاد اتمسفر بی اثر، محفظه داخل ماکروویو ایزوله شد و فقط دو منفذ برای ورود و خروج گاز نیتروژن تعبیه شد. نمونه ها به ازای زمان ها و توان های مختلف تحت اتمسفر نیتروژن در ماکروویو قرار داده شد (سه مدت زمان پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و سه توان ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات). پس از انجام فرآیند گرماکافت، نمونه ها چندین مرتبه با آب دیونیزه داغ شست و شو داده شد تا pH نمونه ها به حد خنثی برسد. سپس نمونه ها به مدت ۲۴ ساعت در آون و دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک شدند.

۲-۴-۲- زغال زیستی فعال

۲-۴-۱- واکنش شیمیایی با فعال ساز

فعال سازی زغال زیستی (BC) به روش شیمیایی و با استفاده از هیدروکسید پتاسیم (KOH) با نسبت های وزنی دو به یک، ه به یک و چهار به یک (KOH:BC) انجام شد. به ازای نسبت های مختلف هیدروکسید پتاسیم در ظروف جداگانه ای در آب دیونیزه حل و سپس زغال زیستی به محلول اضافه شد. سوسپانسیون به مدت دو ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد روی هات پلیت هم زده شد و سپس به مدت ۲۴ ساعت در دمای آزمایشگاه قرار گرفت. سپس به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک شد.

دیونیزه مقدار کلراید نمونه‌ها به میزان سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر تنظیم شد.

۲-۶- آزمایش‌های گسسته

بررسی توانایی حذف یون کلراید از زه آب توسط جاذب‌های تولید شده بررسی شد. مقدار ۱/۵ گرم جاذب به ۳۰ میلی‌لیتر زه آب اضافه شده و سوسپانسیون در محیط آزمایشگاه با سرعت ۲۰۰ دور دقیقه به مدت چهار ساعت با دستگاه شیکر هم زده شد و سپس از کاغذ صافی عبور داده شد.

۲-۷- پارامترهای فیزیکی و شیمیایی

به منظور اندازه‌گیری میزان کلراید باقی‌مانده در نمونه‌ها از دستگاه اسکپترو فتومتر استفاده شد. اندازه‌گیری EC و pH نمونه‌ها با استفاده از EC سنج و pH متر پرتابل انجام شد. به منظور اندازه‌گیری وزن نمونه از ترازوی دیجیتال با دقت سه رقم اعشار جهت توزین نمونه‌ها استفاده شد. تعیین دانه‌بندی و اندازه نانو زغال زیستی با استفاده از دستگاه دانه‌بندی ذرات به روش DLS مدل HORIBA انجام شد.

۲-۸- سینتیک جذب کلراید

سینتیک جذب یکی از فاکتورهای مهمی است که در طراحی آزمایش‌های جذب استفاده می‌شود. مدل‌های سینتیک جذب به دو گروه قابل تقسیم هستند: (۱) مدل‌های بر پایه واکنش و (۲) مدل‌هایی بر پایه نفوذ. مدل‌هایی بر پایه واکنش شامل مدل‌های شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و الوویچ است و مدل‌هایی بر پایه نفوذ شامل مدل‌های نفوذ درون ذره‌ای، نفوذ درون حفره‌ای و نفوذ غشای خارجی هستند (Sarici-Ozdemir, 2012). برای بررسی سینتیک جذب کلراید توسط زغال زیستی، در ۱۰ ظرف مجزا مقدار ۰/۷۵ گرم جاذب به ۵۰ میلی‌لیتر محلول، حاوی ۱۰ گرم بر لیتر یون کلراید اضافه شد و به وسیله شیکر (۱۵۰ دور بر دقیقه) در دمای اتاق هم زده شد. سپس هر ظرف در زمان صفر تا ۷۲۰ دقیقه از شیکر خارج شد و پس از عبور سوسپانسیون از کاغذ صافی، کلراید محلول اندازه‌گیری شد. مدت‌زمان تماس بهینه توسط آزمایش‌های سینتیک جذب تعیین شد. آزمایش‌ها به ازای جاذب نانو زغال فعال مغناطیسی (KOH:BC=3)، زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه) انجام شد. مقدار یون‌های کلراید جذب شده به وسیله زغال زیستی، از تفاوت غلظت اولیه و غلظت تعادلی یون‌ها در محلول باقیمانده با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد (Zhan et al., 2016).

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



شکل ۳- مایکروفر به همراه کیپسول گاز نیتروژن و آون
Figure 3- Microwave with nitrogen gas capsule and oven

۲-۴-۳- زغال زیستی مغناطیسی

جهت مغناطیسی نمودن جاذب‌ها طبق روش Nasri et al. (2017) و Wu et al. (2018) عمل شد. به این صورت که با استفاده از کلراید آهن شش آب و سولفات آهن هفت آب (نسبت یک به دو)، زغال زیستی مغناطیسی تولید شد. به همین منظور سوسپانسیون مغناطیسی ۰/۰۵ مول بر لیتر سولفات آهن هفت آب، تولید شد. زغال زیستی آغشته به هیدروکسید پتاسیم با سوسپانسیون مغناطیسی، مخلوط شد و به مدت دو ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد با سرعت شش دور در دقیقه هم زده شد و سپس به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد در آون خشک شدند.

۲-۴-۴- فعال‌سازی در ماکروویو

زغال زیستی مغناطیسی جهت فعال‌سازی به ازای سه توان (۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات) و سه زمان (پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه) در ماکروویو قرار داده شد. در حین فرآیند فعال‌سازی، گاز نیتروژن به محفظه ماکروویو تزریق شد. طبق روش Cheng و Wu (2015) و (2017) به منظور افزایش سطح ویژه زغال زیستی، پس از فعال‌سازی بلافاصله داخل ظرف نمونه‌ها آب داغ دیونیزه ریخته شد. در مرحله بعد جاذب‌ها چندین مرتبه با آب دیونیزه شست و شو داده شد تا pH آن به نرمال برسد. سپس نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شد.

۲-۵- نمونه‌های زه آب

نمونه‌های آب شور از زه آب زهکش‌های اراضی نیشکر جمع‌آوری شد. مقدار یون کلراید اولیه موجود در زه آب حدود شش گرم بر لیتر تعیین و سپس با استفاده از کلراید سدیم و آب

مهمی دارد (Crini et al., 2008). بررسی جذب کلراید، ۰/۷۵ گرم از جاذب به طور جداگانه به ظرف های حاوی ۵۰ میلی لیتر محلول با غلظت های مختلف کلراید (سه، پنج، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ گرم بر لیتر) اضافه شد. سوسپانسیون به مدت ۲۴ ساعت با سرعت ۱۵۰ دور بر دقیقه هم زده شد و پس از عبور از کاغذ صافی، غلظت کلراید محلول اندازه گیری شد. آزمایش ها به ازای جاذب نانو زغال فعال مغناطیسی (KOH:BC=3)، زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه) انجام شد. برای توصیف داده های جذب کلراید توسط زغال زیستی مدل های همدمای لانگمویر، فروندلیچ بررسی شدند.

۲-۹-۱-۱ مدل همدمای لانگمویر

ایزوترم جذب لانگمویر بر چند فرض اساسی استوار است: (۱) جذب در مکان های همگن ویژه در جاذب انجام می شود، (۲) یک مولکول رنگ فقط یک بار یک مکان را اشغال می کند، (۳) جاذب ظرفیت محدودی برای جذب شونده دارد و (۴) همه مکان ها مشابه و انرژی یکسانی دارند. این ایزوترم یک رابطه تجربی است و می تواند نشان دهد که انرژی جذب حین اشغال شدن مراکز جذب کننده یک جاذب، به طور نمای کاهش می یابد (Khaled et al., 2009). مدل خطی ایزوترم به شکل رابطه (۵) است.

$$\frac{c_e}{q_e} = \frac{1}{k_a Q_m} + \frac{1}{Q_m} \times c_e \quad (5)$$

در رابطه فوق، C_e غلظت تعادلی فاز مایع (میلی گرم بر لیتر)، q_e ظرفیت جذب جاذب (میلی گرم بر گرم)، Q_m بیشینه ظرفیت جذب جاذب (میلی گرم بر گرم)، K_a ثابت تعادلی جذب (لیتر بر میلی گرم) است که مربوط به انرژی ظاهری جذب می شود. رسم C_e/q_e در مقابل C_e باید یک خط مستقیم با شیب $1/Q_m$ را نشان دهد (Foo et al., 2010).

۲-۹-۲ مدل همدمای فروندلیچ

ایزوترم فروندلیچ رابطه ای برای جذب غیر ایده آل و برگشت پذیر عنوان می کند. این مدل تجربی قابلیت استفاده برای جذب چندلایه با توزیع ناهمگن گرما و جذب بر سطح ناهمگن را دارد (Foo et al., 2010).

$$\ln q_e = \ln k_f + \frac{1}{n_f} \ln c_e \quad (6)$$

در این رابطه، q_e ظرفیت جذب جاذب در زمان تعادل (میلی گرم بر گرم)، C_e غلظت تعادلی ماده جذب شونده در محلول (میلی گرم بر لیتر)، K_f ثابت فروندلیچ (لیتر بر گرم) است که مربوط به انرژی پیوند بوده و نشان دهنده مقدار یون جذب شده روی جاذب در واحد غلظت تعادلی است. $1/n_f$ پارامتر ناهمگنی است و n_f میزان انحراف از خط جذب است. اگر مقدار n_f برابر

در این روابط C_0 و C_e به ترتیب غلظت های اولیه و تعادلی عناصر مورد نظر در محلول (میلی گرم بر لیتر)، V حجم سوسپانسیون (لیتر) و m جرم جاذب (گرم) است. برای بررسی سینتیک فرآیند جذب از مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و پخشیدگی (به ترتیب روابط ۲، ۳ و ۴) استفاده شد.

۲-۸-۱-۱ مدل سینتیکی شبه مرتبه اول

فرم خطی رابطه شبه مرتبه اول به صورت زیر است.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \log\left(\frac{k_1 t}{2.303}\right) \quad (2)$$

در رابطه بالا، q_t مقدار یون جذب شده در زمان t (میلی گرم بر گرم)، q_e مقدار یون جذب شده در زمان تعادل (میلی گرم بر گرم)، k_1 ثابت سرعت مدل شبه مرتبه اول (لیتر بر دقیقه) و t زمان (دقیقه) است. از ترسیم $\log(q_e - q_t)$ در مقابل t رابطه خطی حاصل می شود که k_1 و q_e به ترتیب شیب و عرض از مبدأ خط ترسیمی خواهد بود (Zhan et al., 2016).

۲-۸-۲ مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم

رابطه خطی سینتیکی شبه مرتبه دوم بر پایه ظرفیت جذب، به صورت زیر است (Ramachandran et al., 2011).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} t \quad (3)$$

۲-۸-۳ مدل سینتیکی نفوذ درون ذره ای

نفوذ درون ذره ای از جمله مدل های سینتیکی بر پایه نفوذ است که جهت توصیف جذب های چند مرحله ای (ابتدا جذب روی سطح و سپس نفوذ به جاذب) و جذب های رقابتی به کار می رود. رابطه مدل نفوذ درون ذره ای به شکل زیر می باشد.

$$q_t = k_p t^{0.5} + c \quad (4)$$

در این رابطه K_p ثابت سرعت نفوذ درون ذره ای (میلی^{-۱} گرم بر گرم بر جذر دقیقه) و C (میلی گرم بر گرم) نشان دهنده ضخامت لایه مرزی (پارامتر اثرگذار بر افزایش یا کاهش میزان نفوذ) است. شیب خط رگرسیون q_t در مقابل $t^{0.5}$ پارامتر K_{dif} و عرض از مبدأ این خط مقدار C را تعیین می نماید (Ramachandran et al., 2011).

۲-۹-۲ مدل همدمای جذب

جذب در یک سیستم جامد-مایع شامل حذف ماده حل شونده از محلول و جمع شدن آن روی سطح جاذب است. در این حالت بین غلظت ماده حل شونده در محلول و غلظت آن روی سطح جاذب یک تعادل پویا برقرار است (Nikkhah et al., 2016). همدمای جذب، چگونگی واکنش آلاینده با ماده جاذب را توصیف کرده و در بهینه سازی مصرف جاذب نقش

۳- نتایج و بحث

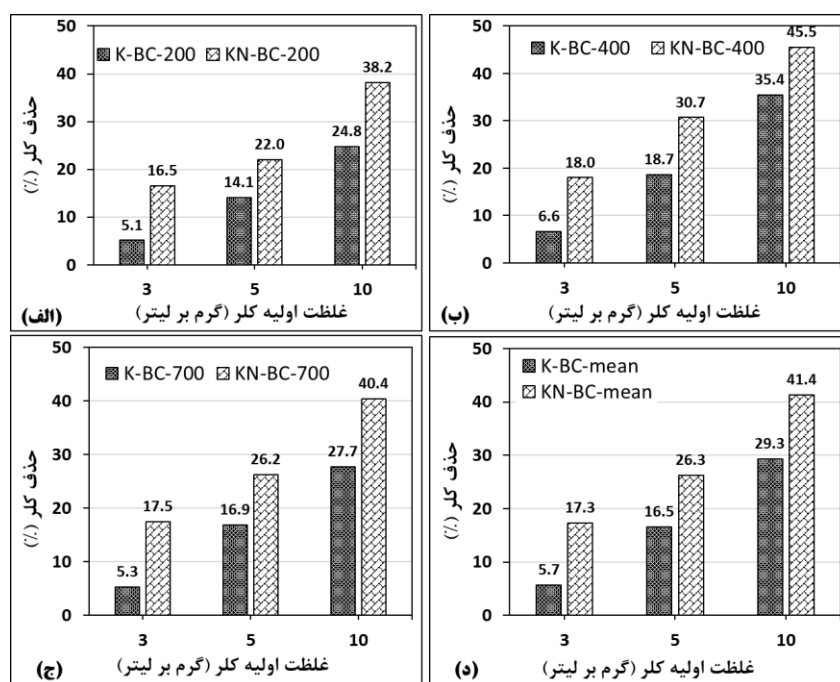
۳-۱- نانو زغال زیستی فعال شیمیایی

طبق شرایط ذکر شده در بخش قبلی، زغال زیستی با استفاده از آسیاب گلوله‌ای سیاره‌ای به نانو ذرات زغال زیستی تبدیل شد. طبق نتایج تجزیه دانه‌بندی ذرات میانگین، اندازه ذرات نانو زغال زیستی به ازای مدت زمان آسیاب دو، چهار و شش ساعت به ترتیب برابر ۸۷، ۱۲۸ و ۲۰۶ نانومتر اندازه‌گیری شد. لذا مدت زمان دو ساعت جهت تولید نانو زغال زیستی انتخاب شد. نتایج میزان قابلیت حذف یون کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال شیمیایی و زغال زیستی فعال غیرنانو در شکل ۴ ارائه شده است. هر ستون در شکل ۴-الف-ب-ج از میانگین گرفتن نتایج نه تیمار (زمان‌های فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز دو، سه و چهار) و در شکل ۴-د، هر ستون از میانگین گرفتن نتایج ۲۷ تیمار (قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز دو، سه و چهار) محاسبه شده است.

یک باشد، جذب به صورت خطی، اگر کم‌تر از یک باشد فرآیند جذب به صورت شیمیایی و اگر بالای یک باشد جذب به صورت فیزیکی است.

جهت مقایسه و بررسی صحت مدل‌های هم‌دما و سینتیک جذب استفاده شد. در این تحقیق از دو پارامتر آماری ضریب تبیین و خطای استاندارد تخمین (SSE) استفاده شد. خطای استاندارد تخمین طبق رابطه (۷) محاسبه می‌شود که در آن Y_o ، Y_p و N به ترتیب مقادیر مشاهده شده، پیش‌بینی شده و تعداد کل نمونه‌ها است (Charles, 1977).

$$SEE = \sqrt{\frac{\sum(Y_o - Y_p)^2}{N - 1}} \quad (7)$$



شکل ۴- مقایسه توانایی حذف یون کلراید توسط نانو زغال فعال شیمیایی و زغال زیستی فعال غیرنانو

۴: K-BC-200: میانگین نتایج زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای قدرت ۲۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴؛ KN-BC-200: میانگین نتایج زغال زیستی فعال به ازای قدرت ۲۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴ (به‌طور مشابه برای شکل ۴-ب-ج)؛ K-BC-mean: میانگین کلی نتایج زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴؛ KN-BC-mean: میانگین کلی نتایج نانو زغال زیستی فعال به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴

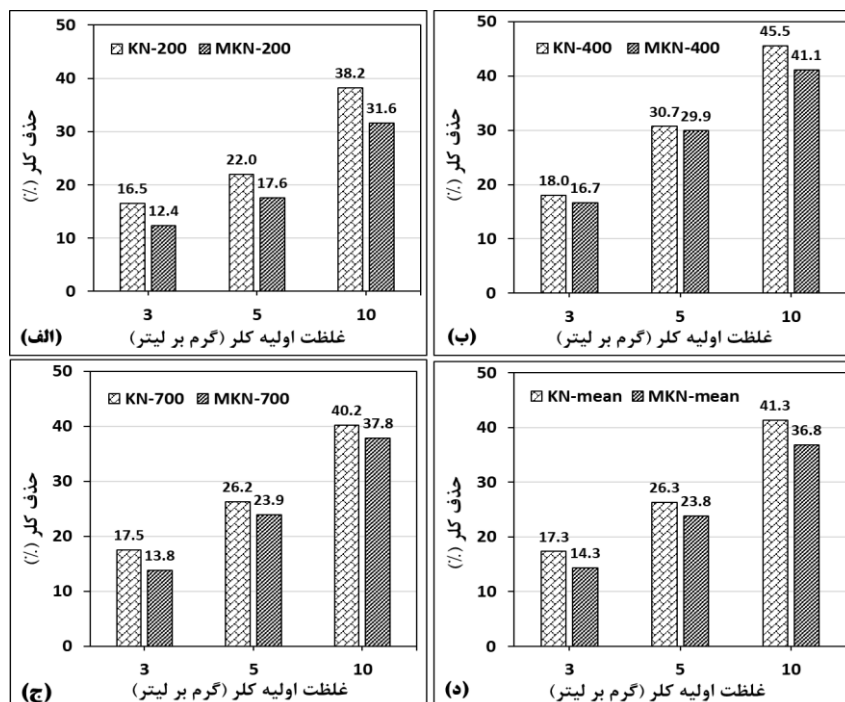
Figure 4- Comparison of chloride ion removal ability by nano-activated biochar and non-nano-activated biochar
 K-BC-200: average results of non-nano activated biochar for 200 W and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4; KN-BC-200: average results of nano-activated biochar For microwave power of 200 W and activation time of 5, 10 and 15 min and activator ratio of 2, 3 and 4 (similarly for Figure 4-b-c); K-BC-mean: overall average of non-nano activated biochar results for microwave powers of 200, 400 and 700 W and activation time of 5, 10 and 15 min and activator ratio of 2, 3 and 4; KN-BC-mean: the overall average of activated nano biochar results for powers of 200, 400 and 700 W and activation time of 5, 10 (and 15 min and activator ratio of 2, 3 and 4

۳-۲- نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

جهت مقایسه توانایی حذف یون کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی و غیرمغناطیسی، میانگین حذف کلراید در تیمارهای مختلف مقایسه شد. در شکل ۵، مقایسه میانگین حذف کلراید بین نانو زغال زیستی فعال و نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی ارائه شده است. هر ستون در شکل ۵-الف-ب-ج از میانگین نتایج نُه تیمار (زمان‌های فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌سازی دو، سه و چهار) و در شکل ۵-د، هر ستون از میانگین نتایج ۲۷ تیمار (قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو، زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌سازی دو، سه و چهار) محاسبه شده است.

طبق شکل ۵-الف-ب-ج، مغناطیسی کردن جاذب موجب کاهش درصد حذف کلراید در تمام تیمارها شده است. علت کاهش درصد حذف کلراید توسط جاذب مغناطیسی مربوط به اشغال شدن منافذ جاذب توسط یون‌های آهن است. با اشغال سطح جاذب توسط یون‌های آهن، سطح کم‌تری از جاذب توانایی جذب کلراید را داشته و به همین دلیل حذف کلراید توسط نانو زغال فعال مغناطیسی به نسبت نانو زغال فعال کاهش یافته است. بیش‌ترین میزان اختلاف جذب کلراید بین نانو جاذب فعال و جاذب فعال مغناطیسی ۱۱۳ درصد بوده است که در تیمار قدرت ماکروویو ۲۰۰ وات و غلظت اولیه کلراید سه گرم بر لیتر مشاهده شده است. همان‌طور که در بخش قبلی ذکر شد در غلظت‌های کم کلراید رقابت در سطح جاذب برای جذب کلراید بیش‌تر است. لذا، از آن‌جاکه سطح جاذب مغناطیسی با یون‌های آهن پوشیده شده است در غلظت‌های کم کلراید، رقابت در سطح جاذب افزایش یافته و مقدار کم‌تری کلراید در سطح نانو جاذب فعال مغناطیسی در مقایسه با نانو جاذب فعال جذب شده است. طبق شکل ۵-د، به‌طور میانگین و بر اساس تمامی تیمارها، توانایی حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی ۱۱/۸ درصد کم‌تر از نانو زغال زیستی فعال اندازه‌گیری شده است. در تحقیقی، Karunanayake et al. (2017) حذف سرب و کادمیوم را به‌وسیله زغال زیستی مغناطیسی نوعی درخت بررسی نمودند. بیش‌ترین میزان حذف سرب و کادمیوم به‌وسیله زغال زیستی معمولی به‌ترتیب ۴۰ و ۱۶ میلی‌گرم بر گرم و برای زغال زیستی مغناطیسی به‌ترتیب ۲۷ و ۱۱ میلی‌گرم بر گرم گزارش نمودند. در یافته‌های آن‌ها مغناطیسی کردن زغال زیستی موجب کاهش سطح ویژه جاذب از ۷۴۵ به ۴۵۹ مترمربع بر گرم شده است.

طبق شکل ۴-الف-ب-ج، در تمام تیمارها با افزایش غلظت اولیه یون کلراید، میزان درصد حذف افزایش یافته است. زیرا با افزایش غلظت اولیه، تعداد یون‌های کلراید بیش‌تری به سطح جاذب برخورد نموده و احتمال جذب توسط جاذب افزایش می‌یابد. همچنین، به‌دلیل افزایش اختلاف غلظت درون و بیرون جاذب، جذب یون کلراید به درون منافذ جاذب راحت‌تر انجام شده و مقدار بیش‌تری یون کلراید جذب جاذب می‌شود. طبق شکل ۴-الف-ب-ج، توانایی حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال در شرایط مشابه (غلظت اولیه و قدرت ماکروویو برابر) از زغال زیستی فعال غیرنانو بیش‌تر است. زیرا مساحت سطح جاذب نانو در مقایسه با جاذب غیرنانو بیش‌تر بوده است. بنابراین، جاذب نانو توانایی بیش‌تری در جذب یون کلراید دارد. بیش‌ترین اختلاف مقدار حذف کلراید بین جاذب نانو و غیرنانو به میزان ۲۳۲ درصد در میانگین تیمارها با قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و در غلظت اولیه سه گرم بر لیتر کلراید، مشاهده شد. ولی با افزایش غلظت اولیه کلراید، اختلاف بین حذف کلراید توسط جاذب نانو و غیرنانو کاهش می‌یابد. در غلظت کم کلراید رقابت مولکول‌های سطح جاذب در جذب کلراید زیاد بوده و جاذب نانو به‌دلیل داشتن سطح بیش‌تر مقدار کلراید بیش‌تری را جذب نموده است. ولی با افزایش غلظت اولیه کلراید این رقابت کاهش یافته و از تأثیر بیش‌تر بودن سطح کاسته شده است. لذا، اختلاف بین جاذب نانو و غیرنانو در حذف کلراید کاهش یافته است. طبق شکل ۴-د، با افزایش غلظت اولیه کلراید از سه به پنج و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر میزان درصد اختلاف میانگین حذف کلراید بین جاذب نانو و غیرنانو به‌دلیل کاهش رقابت در جذب کلراید، به‌ترتیب از ۲۰۶/۵ به ۵۹ و ۴۰/۵ درصد کاهش یافته است. به‌طور کلی مشاهده شد که جاذب نانو ۶۴/۶ درصد بیش‌تر از جاذب غیرنانو توانایی حذف کلراید را دارد. در تحقیقی، Yang et al. (2018) حذف مس، سرب و روی را به‌وسیله نانو زغال زیستی مغناطیسی ساقه ذرت مورد ارزیابی قرار دادند. میزان حذف مس، سرب و روی با استفاده از زغال زیستی فعال به ترتیب ۲۴/۰۴، ۵۴/۰۴ و ۱۶/۷۴ درصد و با استفاده از نانو زغال زیستی فعال به‌ترتیب ۸۰/۹۶، ۹۷/۵۱ و ۵۴/۸۴ درصد گزارش نمودند. به‌طور متوسط جاذب نانو ۱/۵ برابر جاذب غیرنانو آلاینده‌های مورد بررسی را حذف نمود.



شکل ۵- مقایسه توانایی حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال و نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

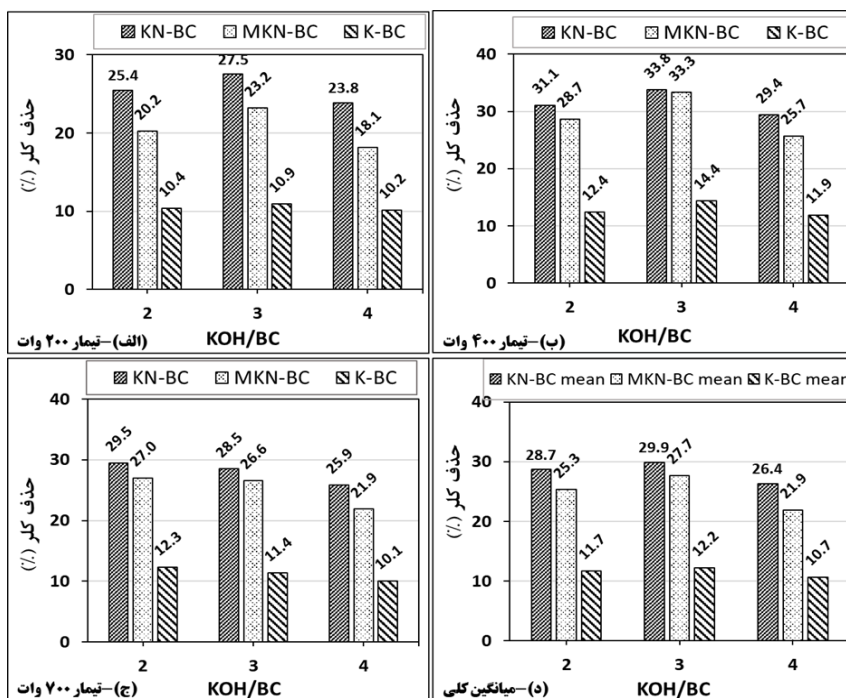
KN-200: میانگین نتایج زغال زیستی نانو فعال به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴؛ MKN-200: میانگین نتایج نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴، (به‌طور مشابه برای شکل ۵-ب-ج)؛ KN-mean: میانگین کلی نتایج نانو زغال زیستی فعال به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴؛ MKN-mean: میانگین کلی نتایج نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات و زمان فعال‌سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال‌ساز ۲، ۳ و ۴

Figure 5- Comparison of chloride removal ability by activated nano biochar and magnetically activated nano biochar (KN-200: average results of nano-activated biochar for 200 W and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4; MKN-200: average results of magnetically activated nano biochar For microwave power of 200 W and activation time of 5, 10 and 15 min and activator ratio of 2, 3 and 4 (similarly for Figure 5-b-c); KN-mean: overall average of activated nano biochar for microwave powers of 200, 400, and 700 W and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3 and 4; MKN-mean: the overall average of magnetically activated nano biochar results for powers of 200, 400, and 700 W and activation time of 5, 10 and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4)

۱۵ دقیقه و غلظت اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر) به‌دست آمده است. در شکل ۶-د، هر ستون از میانگین گرفتن ۲۷ تیمار (قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و غلظت سه، پنج و ۱۰ گرم در لیتر) محاسبه شد.

۳-۳- تأثیر نسبت‌های KOH:BC در حذف کلراید

با توجه به این‌که در این مطالعه روش فعال‌سازی شیمیایی جهت تولید جاذب استفاده شد، لذا تعیین نسبت فعال‌ساز به جاذب در تعیین شرایط بهینه اهمیت دارد. در شکل ۶-تأثیر نسبت‌های وزنی مختلف فعال‌ساز به جاذب در حذف کلراید نشان داده شده است. هر ستون در شکل ۶-الف-ب-ج از میانگین گرفتن نتایج نه تیمار (زمان‌های فعال‌سازی پنج، ۱۰ و



شکل ۶- تأثیر نسبت فعال ساز به جاذب در حذف کلراید

(K-BC): میانگین نتایج زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و غلظت اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر؛ KN-BC: میانگین نتایج نانو زغال زیستی فعال به ازای زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و غلظت اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر؛ MKN-BC: میانگین نتایج نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و غلظت اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر؛ K-BC mean: میانگین کلی نتایج زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای قدرت های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو و زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ KN-BC mean: میانگین کلی نتایج نانو زغال زیستی فعال به ازای قدرت های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو و زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ MKN-BC mean: میانگین کلی نتایج نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای قدرت های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ ماکروویو و زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار

Figure 6- Effect of activator to absorbent ratio on chloride removal

(K-BC: average results of non-nano activated biochar for activation time of 5, 10, and 15 min and initial chloride concentration of 3, 5, and 10 g l⁻¹; KN-BC: average results of nano activated biochar for activation time 5, 10, and 15 min and the initial concentration of chloride 3, 5, and 10 g l⁻¹; MKN-BC average results of activated magnetic biochar for the activation time of 5, 10, and 15 min and the initial concentration of chloride 3, 5 and 10 g per liter; K-BC mean: overall average results of non-nano activated carbon for powers of 200, 400, and 700 W and activation time of 2, 3, and 4 min; KN-BC mean: overall average results Activated nano biochar for microwave powers of 200, 400, and 700 W and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4, MKN-BC mean: the overall average of the results of magnetically activated nanochar for powers of 200, 400, and 700 watts and activation time of 5, 10 and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4)

جاذب افزایش یافته و در مرحله حرارت دهی منافذ بیش تری در جاذب ایجاد شده و توانایی جاذب در حذف کلراید افزایش یافته است. با افزایش نسبت فعال ساز به چهار، به دلیل افزایش بیش از اندازه KOH درون جاذب، در مرحله حرارت دهی و تجزیه KOH منافذ بیش از اندازه بزرگی در ساختار جاذب ایجاد شده که عملاً این منافذ توانایی جذب و نگهداری یون کلراید را درون خود نداشته و موجب کاهش حذف کلراید توسط جاذب می شود. ولی در تیمار ۷۰۰ وات ماکروویو (شکل ۶-ج)، با افزایش نسبت فعال ساز به زغال زیستی از دو به سه و چهار، درصد حذف کلراید روندی کاهشی داشته است. به دلیل نرخ جذب بالای امواج ماکروویو توسط زغال، در تیمار ۷۰۰ وات دمای جاذب به مقدار زیادی بالا رفته و موجب می شود که منافذ جاذب تخریب شده و ظرفیت جذب جاذب کاهش یابد. لذا، با توجه به نتایج به دست

طبق شکل ۶-الف-ب، بیش ترین میزان حذف کلراید، در تیمار با نسبت فعال ساز به زغال زیستی سه اندازه گیری شده است. با افزایش نسبت از دو به سه، درصد حذف کلراید افزایش و سپس با افزایش نسبت به چهار، درصد حذف کلراید کاهش یافته است. فرآیند فعال سازی شیمیایی با KOH از دو جهت موجب افزایش قابلیت جذب جاذب می شود. اول این که با واکنش KOH با سطح جاذب، گروه های هیدروکسیل و کربوکسیل روی سطح جاذب ایجاد شده و موجب افزایش توانایی جذب جاذب می شود. دوم این که با نفوذ ملکول های KOH درون ساختار زغال زیستی، در مرحله حرارت دهی ملکول های KOH تجزیه شده و به صورت گاز از درون جاذب خارج شده و موجب افزایش منافذ جاذب می شود (Yang et al., 2018). لذا، در تیمار ۲۰۰ و ۴۰۰ وات با افزایش نسبت فعال ساز از دو به سه مقدار KOH نفوذ کرده به درون

ترتیب موجب ۱۲/۳، ۱۱/۹ و ۲۰/۸ درصد، کاهش حذف کلراید شده است.

۳-۴- تأثیر غلظت اولیه کلراید و توان ماکروویو

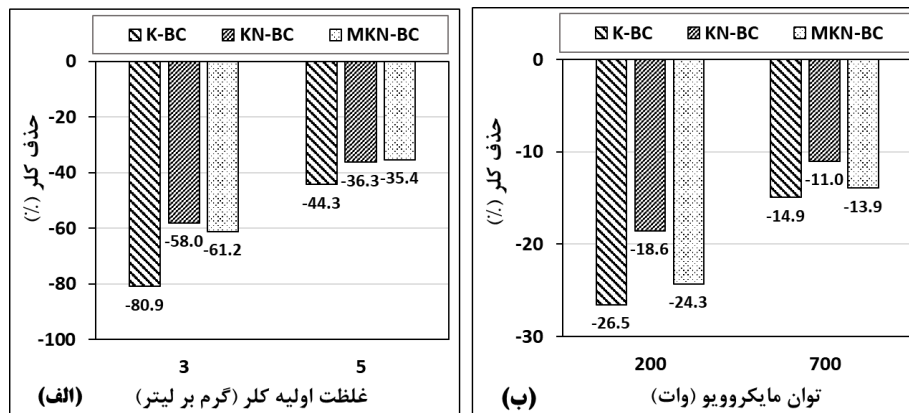
به منظور تعیین تأثیر غلظت اولیه و قدرت ماکروویو بر توانایی حذف کلراید توسط هر کدام از جاذب‌ها در جدول ۱ و شکل ۷ نتایج میانگین درصد حذف کلراید به ازای تیمارهای مختلف توسط جاذب فعال غیرنانو، نانو جاذب فعال و نانو جاذب فعال مغناطیسی ارائه شده است.

آمده، نسبت وزنی فعال ساز به زغال زیستی برابر با سه به عنوان نسبت بهینه انتخاب شده است. در تحقیقی، Azmi et al. (2016) توانایی زغال زیستی فعال باگاس نیشکر را در حذف رنگ، COD و آمونیاک بررسی نمودند. در مطالعات آن‌ها نسبت وزنی فعال ساز به بیومس بین ۰/۵ تا سه بوده است. بیشترین حذف آلاینده‌ها به ازای نسبت ۱/۵۵، گزارش شده است. بر اساس مقادیر شکل ۷-د، کاهش نسبت فعال ساز از سه به دو در جاذب‌های فعال غیرنانو، نانو فعال و نانو فعال مغناطیسی به طور متوسط به ترتیب موجب ۴/۲، ۴/۱ و ۸/۵ درصد کاهش حذف کلراید شده است. همچنین، افزایش نسبت فعال ساز از سه به چهار در جاذب‌های فعال غیرنانو، نانو فعال و نانو فعال مغناطیسی به

جدول ۱- تأثیر غلظت اولیه و توان ماکروویو در قابلیت حذف کلراید

Table 1- Effect of initial concentration and microwave power on chloride removal ability

جاذب	توان (وات)	غلظت اولیه کلراید (گرم بر لیتر)			میانگین (توان برابر)	میانگین (جاذب یکسان)
		3	5	10		
نانو فعال شیمیایی	200	16.5	22.0	38.2	25.6	28.3
	400	18.0	30.7	45.5	31.4	
	400	17.5	26.2	40.2	28.0	
نانو فعال شیمیایی مغناطیسی	200	12.4	17.6	31.6	20.5	25
	400	16.7	29.9	41.1	29.2	
	700	13.8	23.9	37.8	25.2	
فعال غیرنانو شیمیایی	200	5.1	14.1	25.1	14.8	17.3
	400	6.6	18.7	35.0	20.1	
	700	5.3	16.9	29.1	17.1	



شکل ۷- تأثیر غلظت اولیه و توان ماکروویو در کاهش حذف کلراید

(K-BC): میانگین کلی زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ KN-BC: میانگین کلی نانو زغال زیستی فعال به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ MKN-BC: میانگین کلی نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه. ب: K-BC: میانگین کلی زغال زیستی فعال غیرنانو به ازای غلظت‌های اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ KN-BC: میانگین کلی نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای غلظت‌های اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار؛ MKN-BC: میانگین کلی نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی به ازای غلظت‌های اولیه کلراید سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر و زمان فعال‌سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار)

Figure 7- The effect of initial concentration and microwave power in reducing chloride removal

(A: K-BC: general average of non-nano activated biochar for powers of 200, 400, and 700 watts and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4; KN-BC: general average of nanocharcoal active bio for powers of 200, 400, and 700 W and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4. B: MKN-BC overall average of activated biochar for powers of 200, 400, and 700 W and Activation time of 5, 10, and 15 min. K-BC: total average of non-nano activated carbon per initial chloride concentration of 3, 5, and 10 g L⁻¹ and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio. 2, 3, and 4, KN-BC: the overall average of activated nano-carbon for initial chloride concentrations of 3, 5, and 10 g L⁻¹ and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of two, three, and four; BC, the overall average of magnetically active nano biochar for initial chloride concentrations of 3, 5, and 10 g L⁻¹ and activation time of 5, 10, and 15 min and activator ratio of 2, 3, and 4)

توان ۴۰۰ وات مقایسه شده است. در شکل ۷-ب هر ستون از میانگین نتایج ۲۷ تیمار (غلظت‌های اولیه سه، پنج و ۱۰ گرم بر لیتر، زمان فعال سازی پنج، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار) محاسبه شده است. همان طور که در شکل ۷-ب نشان داده شده است به ازای تمام جاذب‌ها میزان حذف کلر در تیمار ۲۰۰ و ۷۰۰ وات به نسبت تیمار ۴۰۰ وات کمتر بوده است. به عبارت دیگر با افزایش قدرت ماکروویو از ۲۰۰ وات به ۴۰۰ وات توانایی جاذب‌ها در حذف کلراید افزایش یافته ولی با افزایش قدرت ماکروویو از ۴۰۰ به ۷۰۰ وات توانایی این جاذب‌ها در حذف کلر کاهش یافته است. علت این موضوع به این صورت قابل توضیح است که افزایش قدرت ماکروویو از ۲۰۰ به ۴۰۰ وات موجب افزایش حجم منافذ در سطح و درون جاذب شده، ولی با افزایش قدرت ماکروویو به ۷۰۰ وات به دلیل بالا رفتن زیاد دما، موجب سوختن و ذوب شدن جاذب شده و منافذ جاذب از بین رفته و توانایی جاذب در جذب آلاینده کاهش می یابد (Mubarak et al., 2014). بیشترین اُفت حذف کلراید به ازای توان ۲۰۰ و ۷۰۰ وات در مقایسه با توان ۴۰۰ وات به ترتیب ۲۶/۵ و ۱۴/۹ درصد و در جاذب فعال غیرنانو اندازه گیری شده است. کمترین میزان اُفت حذف کلراید به ازای توان ۲۰۰ و ۷۰۰ وات در مقایسه با توان ۴۰۰ وات به ترتیب ۱۸/۶ و ۱۱ درصد و در جاذب نانو فعال مغناطیسی اندازه گیری شده است. لذا، جاذب نانو فعال مغناطیسی، اثرپذیری کمتری در برابر عدم بهینه بودن توان ماکروویو دارد. در مطالعه‌ای، Mubarak et al. (2014) میزان توانایی زغال زیستی مغناطیسی تهیه شده از خوشه پالم را در حذف متیلن آبی بررسی نمودند. زغال مغناطیسی در ماکروویو به ازای قدرت‌های ۶۰۰-۱۲۰۰ وات و زمان ۱۰-۳۰ دقیقه تولید شد. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که بیشترین حفرات به ازای قدرت ۹۰۰ وات و زمان ۲۰ دقیقه بوده و در این حالت به میزان ۹۹/۹ درصد متیلن آبی را حذف شد.

۳-۵- سینتیک جذب

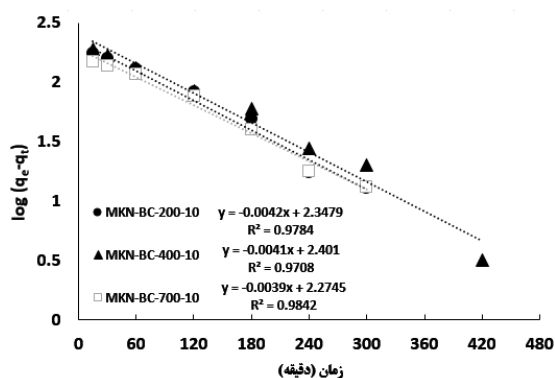
جهت تعیین مدل سینتیک جذب کلراید به وسیله نانو جاذب فعال مغناطیسی از سه مدل سینتیک شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم و پخشیدگی استفاده شد. در مدل شبه مرتبه اول، سرعت جذب آلاینده در هر زمان به طور مستقیم متناسب با غلظت لحظه‌ای آلاینده و مقدار آلاینده جذب شده به جاذب است. در حالی که مدل شبه مرتبه دوم بر اساس ظرفیت جذب فاز جامد است و سرعت جذب را وابسته به جذب شیمیایی فرض می‌کند. مدل نفوذ درون ذره‌ای نیز انتقال آلاینده را به درون جاذب بر اساس سرعت انتقال ذرات داخل خلل و فرج جاذب بررسی می‌نماید

طبق جدول ۱ متوسط حذف کلراید توسط جاذب فعال غیرنانو، جاذب نانو فعال مغناطیسی و جاذب نانو فعال به ترتیب ۱۷/۳، ۲۵ و ۲۸/۳ درصد بوده است. لذا، به طور میانگین جاذب نانو فعال نسبت به جاذب نانو فعال مغناطیسی و جاذب فعال غیرنانو به ترتیب حدود ۱۳ و ۶۸ درصد راندمان بهتری در حذف کلراید داشته است. همچنین، در تمامی جاذب‌ها بیشترین توانایی حذف کلراید به ازای توان ماکروویو ۴۰۰ وات و غلظت اولیه ۱۰ گرم بر لیتر مشاهده شده است. در شکل ۶-الف میانگین حذف کلراید توسط جاذب‌ها به ازای غلظت سه و پنج گرم بر لیتر با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر مقایسه شده است. در شکل ۶-الف هر ستون از میانگین نتایج ۲۷ تیمار (قدرت‌های ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات ماکروویو، زمان فعال سازی ۵، ۱۰ و ۱۵ دقیقه و نسبت فعال ساز دو، سه و چهار) محاسبه شده است. همان طور که در شکل ۶-الف نشان داده شده است در تمام جاذب مقدار حذف کلراید به ازای غلظت اولیه سه و پنج گرم بر لیتر در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر کمتر بوده است. با افزایش غلظت تعداد یون‌های کلراید افزایش یافته و موجب افزایش برخورد و جذب یون‌های کلراید به سطح جاذب‌ها می‌شود. همچنین، به دلیل بیش تر بودن اختلاف غلظت کلراید بین سطح و درون منافذ جاذب، مقدار بیش تری از یون‌های کلراید درون منافذ و حفرات داخلی جاذب وارد می‌شوند. اثر هم زمان افزایش جذب سطحی و انتقال درون ذره‌ای یون‌های کلراید موجب افزایش مقدار حذف کلراید از سوسپانسیون شده است. همچنین، طبق شکل ۷-الف بیشترین اُفت حذف کلراید در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر در جاذب فعال غیرنانو اندازه گیری شده است. میزان این اُفت در غلظت اولیه سه و پنج گرم بر لیتر در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر به ترتیب ۸۰/۹ و ۴۴/۳ درصد کمتر بوده است. همچنین، کمترین اُفت حذف کلراید در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر در جاذب نانو فعال اندازه گیری شده است. میزان این اُفت در غلظت اولیه سه و پنج گرم بر لیتر در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر در جاذب نانو فعال اندازه گیری شده است. میزان این کاهش در غلظت اولیه سه و پنج گرم لیتر در مقایسه با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر به ترتیب ۵۸ و ۳۶/۳ درصد اندازه گیری شده است. لذا، جاذب فعال غیرنانو کمترین راندمان حذف و جاذب نانو فعال بیشترین راندمان حذف را در غلظت‌های کم کلراید خواهد داشت. البته با توجه به نتایج قابل قبول جاذب نانو فعال مغناطیسی و امکان جداسازی راحت تر آن از سوسپانسیون در مقایسه با جاذب نانو فعال، جاذب نانو فعال مغناطیسی می‌تواند به عنوان جاذبی مناسب در حذف کلراید از محیط آبی استفاده شود. در شکل ۷-ب میانگین حذف کلراید توسط جاذب‌ها به ازای توان ماکروویو ۲۰۰ و ۷۰۰ وات با

یون‌های کلراید فرصت بیشتری دارند تا توسط گروه‌های عاملی در سطح جاذب، جذب شوند. مقدار یون‌های کلراید حذف شد توسط جاذب‌های تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات در زمان تعادل به ترتیب ۱۸۱/۶، ۱۹۷/۶ و ۱۵۴/۸ میلی‌گرم بر گرم اندازه‌گیری شد.

۳-۵-۱- مدل سینتیکی شبه مرتبه اول

در شکل ۹ به ازای سه جاذب، برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه اول روی داده‌های اندازه‌گیری نشان داده شده است. مقادیر ضریب تبیین به ازای جاذب‌های MKN-BC-200-10، MKN-BC-400-10 و MKN-BC-700-10 به ترتیب برابر ۰/۹۷، ۰/۹۸ و ۰/۹۷ محاسبه شد. طبق مقادیر ضریب تبیین، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول برازش قابل‌قبولی با داده‌های واقعی داشته است. در هر سه جاذب شیب خط برازش داده شده منفی است. زیرا با افزایش زمان مقدار بیش‌تری کلراید روی سطح جاذب، جذب شده است.



شکل ۹- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه اول بر مقادیر اندازه‌گیری شده

(MKN-BC-200-10): نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه؛ MKN-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه؛ MKN-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه)

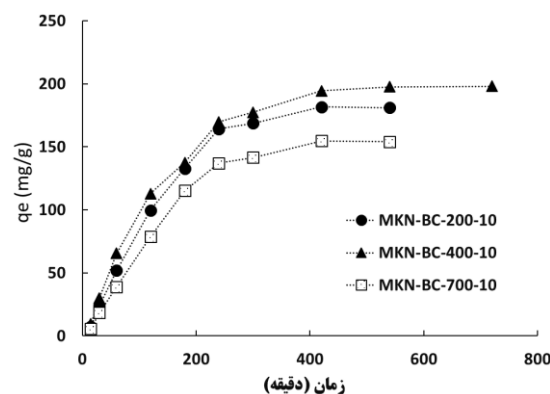
Figure 9- Fitting the pseudo-first-order kinetic model on the measured values

(MKN-BC-200-10): magnetic active nano biochar for power of 200 W and activation time of 10 min and activator ratio of 3; MKN-BC-400-10: magnetic active nano biochar for power of 400 W and activation time of 10 min and activator ratio 3; MKN-BC-700-10: magnetic active nano biochar for 700 W power and 10 min activation time and activator ratio 3)

۳-۵-۲- مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم

با برازش مدل شبه مرتبه دوم بر داده‌های اندازه‌گیری شده مشخص شد که مقادیر ضریب تبیین در مقایسه با مدل شبه مرتبه اول به میزان زیادی کاهش یافته است. زیرا با توجه به نحوه

(Li et al., 2022). طبق توضیحات ارائه شده، تأثیر زمان تماس در مقدار حذف یون‌های کلراید بررسی شد. تأثیر مدت زمان تماس در مقدار حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی (KOH:BC=3، زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه) ارائه شده است (شکل ۸). علت ارائه نتایج تیمار ۱۰ دقیقه به دلیل بیش‌تر بودن توانایی حذف کلراید در جاذب‌های تیمار ۱۰ دقیقه در مقایسه با تیمار پنج و ۱۵ دقیقه و رعایت اختصار بوده است.

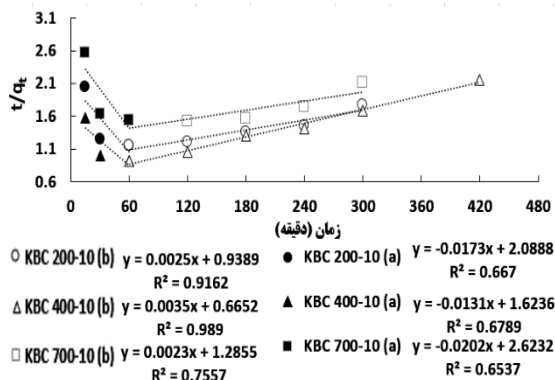


شکل ۸- تأثیر مدت زمان تماس در مقدار حذف کلراید توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی

(MKN-BC-200-10): نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه؛ MKN-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه؛ MKN-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال‌سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال‌ساز سه)

Figure 8- The effect of contact time on the amount of chloride removal by magnetically active nano biochar (MKN-BC-200-10: Magnetically active nano biochar for 200 W power and 10 min activation time and 3 activator ratio; MKN-BC-400-10: Magnetic active nano biochar for 400 W power and 10 min activation time and activator ratio of 3, MKN-BC-700-10: magnetically active nano biochar for power of 700 W and activation time of 10 min and activator ratio of 3)

تیمار با توان ماکروویو ۲۰۰ و ۷۰۰ وات بعد از ۴۸۰ دقیقه و تیمار با توان ماکروویو ۴۰۰ وات پس از ۵۴۰ دقیقه به تعادل رسیده‌اند. با گذشت زمان سرعت جذب کاهش یافته است و بعد از رسیدن به زمان تعادل سرعت جذب تقریباً صفر شد (شکل ۸). شیب نمودار حدوداً بعد از زمان ۲۴۰ دقیقه در هر سه جاذب کاهش یافته است. دلیل این رفتار را می‌توان به مکانیسم‌های اثرگذار در فرآیند جذب نسبت داد. به این صورت که ابتدا یون‌های کلراید تا زمان ۲۴۰ دقیقه روی سطح جاذب جذب شد و پس از اشباع شدن سطح جاذب، فرآیند جذب تا رسیدن به زمان تعادل از طریق نفوذ یون‌های کلراید به درون حفرات جاذب ادامه یافته است. مقدار جذب در ابتدا کم و به تدریج با گذشت زمان افزایش یافته است. زیرا با افزایش زمان تماس



شکل ۱۱- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه‌گیری شده (تفکیک شده)

(MKN-BC-200-10): نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه؛ MKN-

BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه، MKN-

BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه)

Figure 11- Fitting the pseudo-second-order kinetic model to the measured values (disaggregated)

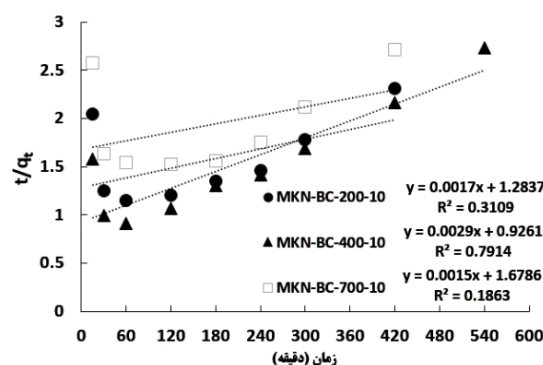
(MKN-BC-200-10: magnetically active nano biochar for 200 W and 10 min activation time and 3 activator ratio; MKN-BC-400-10: magnetically active nano biochar for 400 W and Activation time 10 min and activator ratio 3, MKN-BC-700-10: Magnetic active nano-biochar for 700 W and activation time 10 min and activator ratio 3)

در شکل ۱۲ برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه‌گیری شده ارائه شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود به ازای زمان‌های کمتر از ۶۰ دقیقه، مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم برازش مناسبی با داده‌های اندازه‌گیری شده ندارد. ولی در زمان‌های بیشتر از ۶۰ دقیقه این همبستگی بیشتر شده است. با توجه به این که تبعیت داده‌های سینتیک از مدل شبه مرتبه دوم نشان‌دهنده قالب بودن جذب شیمیایی در فرآیند جذب است (Nikkhah et al., 2016). لذا می‌توان در زمان‌های بیشتر از ۶۰ دقیقه، جذب شیمیایی پدیده قالب در فرآیند جذب است.

۳-۵-۳- مدل سینتیکی نفوذ درون ذره‌ای

برازش داده‌های حاصل از جذب با مدل سینتیکی نفوذ درون ذره‌ای، نشان از همبستگی بالای خط برازش داده شد و مقادیر اندازه‌گیری شده دارد. وجود رابطه خطی با همبستگی بالا بین مدل نفوذ درون ذره‌ای و داده‌های واقعی نشان‌دهنده این موضوع است که فرآیند نفوذ یون‌های کلراید در جاذب‌ها با نرخ تقریباً یکنواختی انجام شد. لذا نفوذ درون ذره‌ای از ابتدای فرآیند جذب، جزء عوامل مؤثر در جذب کلراید است. همان‌طور که در شکل ۱۲ نشان داده شده به ازای زمان‌های بعد از ۳۰۰ دقیقه مقدار نرخ

آرایش نقاط اندازه‌گیری شده نمودار خطی به خوبی نمی‌تواند روند تغییرات را توجیه کند و به همین دلیل ضریب تبیین پایینی به دست آمده است. علت این موضوع، این صورت است که از ابتدای شروع آزمایش تا زمان ۶۰ دقیقه، نرخ جذب کلراید بالا بوده و مقادیر بیشتری کلراید روی سطح جاذب جذب شده، لذا نسبت t/qt روندی کاهشی داشته است. پس از زمان ۶۰ دقیقه با کاهش سرعت جذب، روند t/qt صعودی شد. در شکل ۱۰ برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه‌گیری شده نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل ارائه شده است مدل شبه مرتبه دوم برازش مناسبی بر داده‌های کل بازه زمانی نداشته است. بنابراین، داده‌ها به دو بازه قبل و بعد از ۶۰ دقیقه تقسیم و مدل شبه مرتبه دوم به‌طور جداگانه در این دو بازه برازش داده شد. در شکل ۱۱ برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه‌گیری شده به‌صورت تفکیک شده ارائه شده است.



شکل ۱۰- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر اندازه‌گیری شده

(MKN-BC-200-10): نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه؛ MKN-

BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات

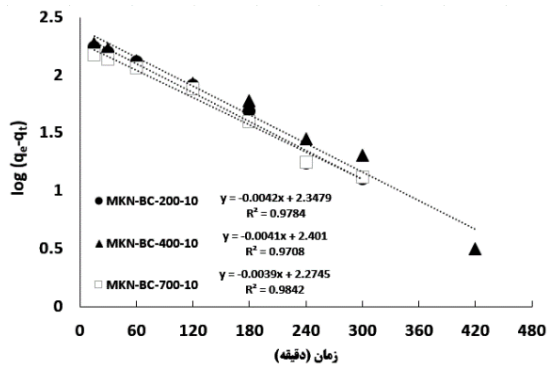
ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه؛ MKN-

BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه)

Figure 10- Fitting the pseudo-second-order kinetic model on the measured values

(MKN-BC-200-10: magnetic active nano biochar for 200 W power and activation time 10 min and activator ratio 3; MKN-BC-400-10: magnetic active nano biochar for 400 W power and activation time 10 min and activator ratio 3; MKN-BC-700-10: magnetically active nano biochar for 700 W and 10 min activation time and activator ratio 3)



شکل ۱۲- برازش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بر مقادیر

اندازه گیری شده

(MKN-BC-200-10): نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه؛ MKN-

BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه؛ MKN-

BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز سه)

Figure 12- Fitting the pseudo-second-order kinetic model on the measured values

(MKN-BC-200-10: magnetic active nano biochar for 200 W

power and activation time 10 min and activator ratio 3;

MKN-BC-400-10: magnetic active nano biochar for 400 W

power and activation time 10 min and activator ratio 3;

MKN-BC-700-10: magnetically active nano biochar for 700

W and 10 min activation time and activator ratio 3)

جدول ۲- نتایج برازش مدل های سینتیکی بر مقادیر اندازه گیری شده

Table 2- The results of fitting the kinetic models on the measured values

شبه مرتبه اول	SSE	R2	K1	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC=3)	0.074	0.9784	0.0096	222.79
KBC 400-10 (KOH/BC=3)	0.11	0.9708	0.0094	251.76
KBC 700-10 (KOH/BC =3)	0.058	0.9842	0.0089	188.14
شبه مرتبه دوم	SSE	R2	k2	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC =3)	0.396	0.3109	2.25E-06	588.2
KBC 400-10 (KOH/BC =3)	0.297	0.7914	9.08E-06	344.8
KBC 700-10 (KOH/BC =3)	0.483	0.1862	1.34E-06	666.66
شبه مرتبه دوم (نفکیک شده)	SSE	R2	k2	Qe
KBC 200-10 (KOH/BC =3)	0.072	0.9162	6.65E-06	400
KBC 400-10 (KOH/BC =3)	0.048	0.989	1.84E-05	285.7
KBC 700-10 (KOH/BC =3)	0.124	0.7557	4.11E-06	434.7
پخشیدگی	SSE	R2	Kp	c
KBC 200-10 (KOH/BC =3)	0.01	0.968	11.5	-32.5
KBC 400-10 (K/B=3)	0.014	0.943	10.4	-14.6
KBC 700-10 (K/B=3)	0.01	0.969	9.9	-31.1

MKN-BC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MKN-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات

ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MKN-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه.

وجود ندارد (Nadavala et al., 2009). در میان مدل های

همدمای، مدل لانگمویر و مدل فرندلیچ از مدل های دو پارامتری

متداول و با کاربرد گسترده هستند (Mousavi et al., 2010).

لذا، از این دو مدل به منظور بررسی رفتار و ظرفیت جاذبها

استفاده شد. در شکل ۱۳-الف مقادیر حذف کلراید توسط سه

جاذب نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی (KOH:BC=3)، زمان

فعال سازی (۱۰ دقیقه) به ازای غلظت های مختلف کلراید ارائه

شده است. با افزایش غلظت کلراید به تدریج شیب نمودار در هر

۳-۶- همدمای جذب

منحنی های همدمای به عنوان توصیف کننده فرآیند جذب در

غلظت های مختلف به کار می رود که این فرآیند به شدت تحت

تأثیر سینتیک جذب است (Limousin et al., 2007). اگر چه

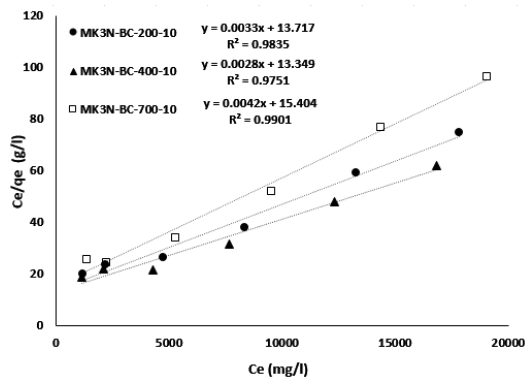
به منظور فهم مکانیسم جذب می توان از مدل های همدمای

تجربی دو، سه و یا حتی چهار پارامتری استفاده کرد، اما

مدل های دو پارامتری به دلیل سادگی نسبت به بقیه ترجیح داده

می شوند. در صورتی که داده ها با مدل های دو پارامتری به خوبی

تطابق داشته باشند، ضرورتی به استفاده از مدل های پیچیده تر



شکل ۱۴- برازش مدل همدمای جذب لانگمویر بر مقادیر اندازه گیری شده

MK3N-BC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه، MKN-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MKN-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه

Figure 14- Fitting the Langmuir adsorption isothermal model to the measured values

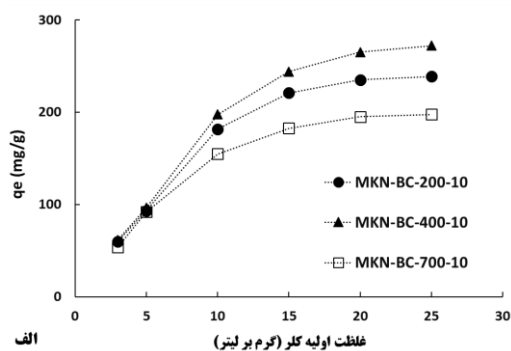
MK3N-BC-200-10: magnetically active nano biochar per activator ratio of 3, power 200 W and activation time of 10 min, MKN-BC-400-10: magnetically active nano-biochar per activator ratio of 3, 400 W power and 10 min activation time; MKN-BC-700-10: magnetically activated biochar for 3 activator-former ratios, 700 W power and 10 min activation time)

طبق شکل ۱۵، مدل همدمای لانگمویر مطابقت بالایی با مقادیر اندازه گیری شده داشته و در هر سه جذب ضریب تبیین بالای ۹۷ درصد است. لذا جذب کلراید روی سطح جاذبها به صورت تک لایه انجام شده است.

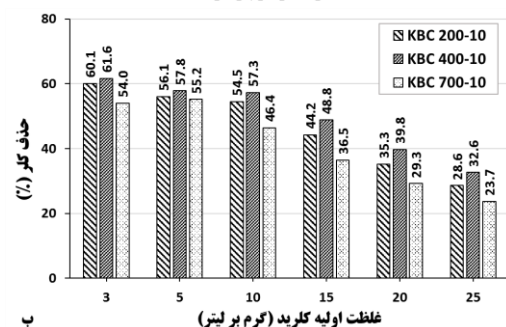
۳-۶-۲- همدمای فروندلیچ

در مدل فروندلیچ فرض شد که ذرات به صورت چندلایه روی سطح جاذب قرار بگیرند. در شکل ۱۵ برازش مدل فروندلیچ بر داده ها ارائه شد. مقادیر ضریب تبیین بین داده های اندازه گیری شده و مدل فروندلیچ حدود ۹۰ درصد بوده است که در مقایسه با مدل لانگمویر کمتر است. در جدول ۳ برازش مدل های همدمای جذب بر مقادیر اندازه گیری شده پارامترهای مدل های همدمای لانگمویر و فروندلیچ ارائه شده است.

سه جاذب کاهش یافته و تقریباً به ازای غلظت های بیش تر از ۲۰ گرم بر لیتر، هر سه نمودار تقریباً افقی شدند.



الف



ب

شکل ۱۳- تأثیر غلظت کلراید در مقدار حذف توسط نانو زغال زیستی فعال مغناطیسی، الف) ظرفیت حذف کلراید توسط جاذب ب) درصد کلراید حذف شد توسط جاذب

MKN-BC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MKN-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MKN-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه

Figure 13- The effect of chloride concentration on the amount of removal by activated magnetic nano biochar, a) The capacity of chloride removal by the adsorbent and b) The percentage of chloride removed by the adsorbent)

(MKN-BC-200-10: magnetically active nano biochar for 200 W power and 10-minute activation time; MKN-BC-400-10: magnetically active nano biochar for 400W power and 10-minute activation time; MKN-BC-700-10: magnetically active nano biochar for 700 watts power and 10 min activation time)

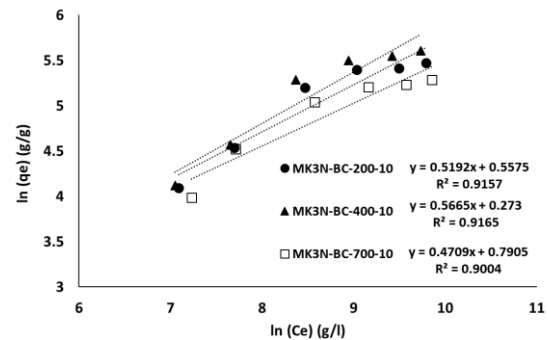
۳-۶-۱- مدل همدمای لانگمویر

از جمله فرضیات مدل لانگمویر می توان به تک لایه ای در نظر گرفتن فرآیند جذب، یکنواخت فرض کردن سطح جاذب و حذف اثرات متقابل بین مولکول های جذب شونده اشاره کرد (Senturk et al., 2009). بیشینه مقدار جذب طبق مدل همدمای لانگمویر، برای جاذبها در تیمار ۲۰۰، ۴۰۰ و ۷۰۰ وات به ترتیب ۳۰۳/۰۳، ۳۵۷/۱ و ۲۳۸/۱ میلی گرم بر گرم محاسبه شد. در شکل ۱۴ برازش مدل لانگمویر بر داده ها ارائه شده است.

MK3N-BC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛
MK3N-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛
MK3N-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه)

Figure 15- Fit of the Freundlich adsorption isotherm model on the measured values

(MK3N-BC-200-10: magnetically active nano-biochar with an activator ratio of three, power 200 watts and activation time of 10 min; MK3N-BC-400-10: magnetically active nano-biochar with an activator ratio of 3, 400 W microwave power and 10 min activation time; MK3N-BC-700-10: magnetically active nano-biochar per activator ratio 3, 700 W microwave power and 10 min activation time)



شکل ۱۵- برازش مدل همدمای جذب فروندلیچ بر مقادیر اندازه گیری شده

جدول ۳- برازش مدل های همدمای جذب بر مقادیر اندازه گیری شده

Table 3- Fit of isothermal absorption models on the measured values

لانگمویر	SSE	R ²	Ka	Qe
MK3N-BC-200-10 (KOH/BC=3)	2.65	0.98	0.0003	344.82
MK3N-BC-400-10 (KOH/BC=3)	2.69	0.97	0.0005	416.66
MK3N-BC-700-10 (KOH/BC=3)	3.16	0.99	0.0005	294.11
فروندلیچ	SSE	R ²	k _f	1/n _f
MK3N-BC-200-10 (KOH/BC=3)	0.26	0.92	1.69	0.50
MK3N-BC-400-10 (KOH/BC=3)	0.93	0.92	1.77	0.23
MK3N-BC-700-10 (KOH/BC=3)	2.24	0.91	1.61	0.75

MK3N-BC-200-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۲۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MK3N-BC-400-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه؛ MK3N-BC-700-10: نانو زغال فعال مغناطیسی به ازای نسبت فعال ساز سه، قدرت ۷۰۰ وات ماکروویو و زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه.

میزان اختلاف بین جاذب های نانو فعال و فعال غیرنانو به دلیل کاهش رقابت در سطح جاذب از ۲۰۶/۵ به ۴۰/۵ درصد کاهش یافته است. به دلیل اشغال شدن سطح جاذب مغناطیسی با یون های آهن توانایی حذف کلراید توسط جاذب نانو فعال مغناطیسی در مقایسه با جاذب نانو فعال به طور متوسط ۱۱/۸ درصد کاهش داده است. نسبت بهینه فعال ساز شیمیایی به زغال زیستی برابر سه به دست آمد و کاهش این نسبت به دو و یا افزایش آن به چهار به دلیل اثر منفی بر کمیت و کیفیت منافذ جاذب موجب کاهش توانایی جاذب در حذف کلراید شد. براساس میانگین تمام تیمارها، متوسط حذف کلراید توسط جاذب فعال غیرنانو، جاذب نانو فعال مغناطیسی و جاذب نانو فعال به ترتیب ۱۷/۳، ۲۵ و ۲۸/۳ درصد بوده است. لذا، به طور میانگین جاذب نانو فعال نسبت به جاذب نانو فعال مغناطیسی و جاذب فعال غیرنانو به ترتیب حدود ۱۳ و ۶۸ درصد راندمان بهتری در حذف کلراید داشته است. البته به دلیل امکان جداسازی راحت تر جاذب نانو فعال مغناطیسی از محیط آبی و نتایج قابل قبول در حذف کلراید، جاذب نانو فعال مغناطیسی به عنوان گزینه کاربردی در حذف کلراید معرفی می شود. با توجه به مقادیر ضریب تبیین و مجموع مربعات خطا، مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و مدل نفوذ درون ذره ای بیشترین تطابق را با داده های اندازه گیری شده داشتند. مدل همدمای لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق مناسب تری با مقادیر اندازه گیری شده داشته و در هر سه جاذب

طبق نتایج جدول ۳ میانگین ضریب تبیین به ازای مدل لانگمویر و فروندلیچ به ترتیب ۰/۹۸ و ۰/۹۱ محاسبه شد. بنابراین، مدل همدمای لانگمویر در مقایسه با مدل فروندلیچ تطابق بهتری با داده های اندازه گیری شده دارد. پارامتر n_f به ازای هر ۳ جاذب بالاتر از یک بوده و فرآیند جذب کلراید بیش تر به صورت فیزیکی انجام شده است.

۴- نتیجه گیری

در این مطالعه با استفاده از باگاس نیشکر و به ازای سه نسبت ماکروویو، سه زمان فعال سازی، سه غلظت اولیه و سه نسبت فعال ساز به زغال زیستی جاذب های مختلفی تولید شدند ولی جهت حفظ اختصار مقادیر متوسط نتایج ارائه شده است. از میان جاذب های مذکور جاذب های ساخته شده در شرایط قدرت ۴۰۰ وات ماکروویو، مدت زمان فعال سازی ۱۰ دقیقه و نسبت فعال ساز به جاذب برابر سه بیشترین کارایی را در حذف کلراید داشتند. در تمامی تیمارها مشاهده شد که افزایش غلظت اولیه کلراید موجب افزایش جذب آن در سطح و درون منافذ جاذب شده و درصد حذف توسط جاذب افزایش می یابد. جاذب نانو فعال در مقایسه با جاذب فعال غیرنانو به دلیل مساحت سطحی بیشتر، به طور میانگین ۶۴/۶ درصد توانایی بیشتری در حذف یون کلراید دارد. البته با افزایش غلظت اولیه از سه به ۱۰ گرم بر لیتر

الهام قنبری عدیوی: مشاوره، بازبینی متن مقاله، کنترل نتایج؛ بابک شاهی نژاد: مشاوره و کنترل نتایج.

ضریب تبیین بالای ۹۷ درصد است. لذا، جذب کلراید روی سطح جاذبها به صورت تک لایه انجام شده است.

منابع

- جدیدیان، فاطمه، طلایی پور، محمد، مهدوی، سعید، و حمصی، امیرهومن (۱۳۹۵). ارزیابی تولید انرژی حرارتی و کربن فعال از پیت باگاس. *تحقیقات علوم چوب و کاغذ ایران*، ۳۱(۲)، ۱۸۱-۱۹۳. doi:10.22092/ijwpr.2016.101562.۱۹۳
- شکریان، فاطمه، سلیمانی، کریم، نعمت زاده، قربانعلی، و بی پروا، پوریا (۱۳۹۶). امکان سنجی کاهش شوری آب توسط جاذبهای زیستی پوسته برنج و صدف. *مهندسی آبیاری و آب ایران*، ۷(۲۷)، ۹۳-۱۰۶.
- https://www.waterjournal.ir/article_74061.html
- موسوی، سیدعلی، اسدی، حسین، و اسفندی، مریم (۱۳۸۹). کارایی فرآیند تبادل یونی در حذف نیترات از آب همدماهای تعادلی جذب نیترات توسط رزین Purolite A-400. *دانش آب و خاک*، ۴(۲۷)، ۱۸۵-۲۰۰. https://water-soil.tabrizu.ac.ir/article_1387.html
- نیکخواه، امیراحمد، زیلویی، حمید، و کشاورز، علیرضا (۱۳۹۵). بررسی اثر اصلاح ساختاری فوم پلی یورتان با کربن فعال بر جذب آلاینده های نفتی از آب. *آب و فاضلاب*، ۲۷(۲)، ۸۴-۹۳.

References

- Ahmadpari, H., Noghany, M.E., Ladez, B.R., Mehrparvar, B., & Momeni, S. (2019). Kinetics modeling and isotherms for adsorption of nitrate from aqueous solution by wheat straw. doi:10.18616/ta.v25i0.5301
- Azmi, N.B., Bashir, M.J., Sethupathi, S., Aun, N.C., & Lam, G.C. (2016). Optimization of preparation conditions of sugarcane bagasse activated carbon via microwave-induced KOH activation for stabilized landfill leachate remediation. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1-11. doi:10.1007/s12665-016-5698-y
- Bindhu, B.K., Shaji, H., Kuruvila, K.J., Nazerine, M., & Shaji, S. (2021). Removal of total hardness using low cost adsorbents. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 114(1), 012089. doi: 10.1088/1757-899X/1114/1/012089
- Breck, D.W., & Breck, D.W. (1973). Zeolite molecular sieves: structure, chemistry, and use. *John Wiley & Sons*.
- Cheng, S., Zhang, S., Zhang, L., Xia, H., Peng, J., & Wang, S. (2017). Microwave-assisted preparation of activated carbon from eupatorium adenophorum: effects of preparation parameters. *Journal High*

سیاسگزاری

این تحقیق با حمایت مالی دانشگاه لرستان و مؤسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر خوزستان، انجام شد. بدین وسیله نویسندگان این مقاله از این حمایت و همیاری قدردانی می نمایند.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می دارند که هیچ گونه تضاد منافی در خصوص نگارش و انتشار مطالب و نتایج این تحقیق ندارند.

دسترسی به دادهها

دادهها و نتایج استفاده شد در این تحقیق از طریق مکاتبه با نویسنده مسئول در اختیار قرار خواهد گرفت.

مشارکت نویسندگان

جلیل کرمان نژاد: مفهوم سازی، انجام تجزیه های نرم افزاری/آماري، نگارش نسخه اولیه مقاله؛ حسن ترابی پوده: راهنمایی، مفهوم سازی، ویرایش و بازبینی مقاله، کنترل نتایج؛

Temperature Materials and Processes, 36(8), 805-814. doi:10.1515/htmp-2015-0285

- Chowdhury, T., Miah, J., & Banik, B. K. (2022). Low-Cost Salinity Treatment for Drinking Purpose Using Indigenous Materials. *In Advances in Civil Engineering: Select Proceedings of ICACE 2020 (pp. 37-44)*. Springer Singapore. doi:10.1007/978-981-16-5547-0_4
- Crini, G., & Badot, P.M. (2008). Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in polymer science*, 33(4), 399-447. doi:10.1016/j.progpolymsci.2007.11.001
- Duan, J., Wilson, F., Graham, N., & Tay, J.H. (2003). Adsorption of humic acid by powdered activated carbon in saline water conditions. *Desalination*, 151(1), 53-66. doi:10.1016/S0011-9164(02)00972-4
- Foo, K.Y., & Hameed, B.H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical engineering journal*, 156(1), 2-10. doi:10.1016/j.cej.2009.09.013
- Gupta, B.S., Curran, M., Hasan, S., & Ghosh, T.K. (2009). Adsorption characteristics of Cu and

- Ni on Irish peat moss. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 954-960. doi:10.1016/j.jenvman.2008.02.012
- Hettiarachchi, E., Perera, R., Chandani Perera, A.D.L., & Kottegoda, N. (2016). Activated coconut coir for removal of sodium and magnesium ions from saline water. *Desalination and Water Treatment*, 57(47), 22341-22352. doi:10.1080/19443994.2015.1129649
- Jadidy, F., Talaeipour, M., Mahdavi, S., & Hamasi, A. (2016). Evaluation of thermal energy and activated carbon production from bagasse pith. *Iranian Journal of Wood and Paper Science Research*, 31(2), 181-193. doi:10.22092/ijwpr.2016.101562 [In Persian]
- Jamil, T.S., Ibrahim, H.S., Abd El-Maksoud, I.H., & El-Wakeel, S.T. (2010). Application of zeolite prepared from Egyptian kaolin for removal of heavy metals: I. optimum conditions. *Desalination*, 258(1-3), 34-40. doi:10.1016/j.desal.2010.03.05
- Karunanayake, A.G., Todd, O.A., Crowley, M., Ricchetti, L., Pittman Jr, C.U., Anderson, R., Mohan, D., & Mlsna, T. (2018). Lead and cadmium remediation using magnetized and nonmagnetized biochar from Douglas fir. *Chemical Engineering Journal*, 331, 480-491. doi:10.1016/j.cej.2017.08.124
- Kathiresan, M., & Sivaraj, P. (2016). Preparation and characterization of biodegradable sugarcane bagasse nano reinforcement for polymer composites using ball milling operation. *International Journal of Polymer Analysis and Characterization*, 21(5), 428-435. doi:10.1080/1023666X.2016.1168061
- Khaled, A., El Nemr, A., El-Sikaily, A., & Abdelwahab, O. (2009). Removal of Direct N Blue-106 from artificial textile dye effluent using activated carbon from orange peel: Adsorption isotherm and kinetic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 100-110. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.09.122
- Kharel, H.L., Sharma, R.K., & Kandel, T.P. (2016). Water hardness removal using wheat straw and rice husk ash properties. *Nepal Journal of Science and Technology*, 17(1), 11-16.
- Kietlinska, A., & Renman, G. (2005). An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, 61(7), 933-940. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.036
- Limousin, G., Gaudet, J.P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthes, V., & Krimissa, M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry*, 22(2), 249-275. doi:10.1016/j.apgeochem.2006.09.010
- Lin, L.C., Li, J.K., & Juang, R.S. (2008). Removal of Cu (II) and Ni (II) from aqueous solutions using batch and fixed-bed ion exchange processes. *Desalination*, 225(1-3), 249-259. doi:10.1016/j.desal.2007.03.017
- Mousavi, A., Asadi, H., Esfandbod, M. (2010). Ion Exchange efficiency of nitrate removal from water 1- equilibrium sorption isotherms for nitrate on resin purolite a-400. *Water and Soil Science*, 20(4), 185. [In Persian]
- Mubarak, N.M., Kundu, A., Sahu, J.N., Abdullah, E. C., & Jayakumar, N.S. (2014). Synthesis of palm oil empty fruit bunch magnetic pyrolytic char impregnating with FeCl₃ by microwave heating technique. *Biomass and Bioenergy*, 61, 265-275. doi:10.1016/j.biombioe.2013.12.021
- Mukherjee, S., Kumar, S., Misra, A.K., & Fan, M. (2007). Removal of pHenols from water environment by activated carbon, bagasse ash and wood charcoal. *Chemical Engineering Journal*, 129(1-3), 133-142. doi:10.1016/j.cej.2006.10.030
- Nadavala, S.K., Swayampakula, K., Boddu, V.M., & Abburi, K. (2009). Biosorption of pHenol and o-chloropHenol from aqueous solutions on to chitosan-calcium alginate blended beads. *Journal of hazardous materials*, 162(1), 482-489. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.05.070
- Nasri, N.S., Zain, H.M., Sidik, H.U., Abdulrahman, A., & Rashid, N.M. (2017). Adsorption isotherm breakthrough time of acidic and alkaline gases on treated porous synthesized KOH-FeCl₃.6H₂O sustainable agro-based material. *Chemical Engineering Transactions*, 61, 1243-1248. doi:10.3303/CET1761205
- Nikkhah, A.A., Zilouei, H., & Keshavarz, A.R. (2016). Effect of structural modification of polyurethane foam by activated carbon on the adsorption of oil contaminants from water. *Journal of Water and Wastewater*, 27(2), 84-93. [In Persian]
- Oliveira, E.A., Montanher, S.F., Andrade, A.D., Nobrega, J.A., & Rollemberg, M.C. (2005). Equilibrium studies for the sorption of chromium and nickel from aqueous solutions using raw rice bran. *Process Biochemistry*, 40(11), 3485-3490. doi:10.1016/j.procbio.2005.02.026
- Pearce, G.K. (2008). UF/MF pre-treatment to RO in seawater and wastewater reuse applications: a comparison of energy costs. *Desalination*, 222(1-3), 66-73. doi:10.1016/j.desal.2007.05.029
- Ramachandran, P., Vairamuthu, R., & Ponnusamy, S. (2011). Adsorption isotherms, kinetics, thermodynamics and desorption studies of reactive Orange 16 on activated carbon derived from Ananas comosus (L.) carbon. *Journal of Engineering and Applied Sciences*, 6(11), 15-26.
- Sarici-Ozdemir, C. (2012). Adsorption and desorption kinetics behaviour of methylene blue onto activated carbon. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 48(2), 441-454.

- Senturk, H.B., Ozdes, D., Gundogdu, A., Duran, C., & Soylak, M. (2009). Removal of pHenol from aqueous solutions by adsorption onto organomodified Tirebolu bentonite: Equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of hazardous materials*, 172(1), 353-362. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.07.019
- Shang, H., Ouyang, T., Yang, F., & Kou, Y. (2003). A biomass-supported Na₂CO₃ sorbent for flue gas desulfurization. *Environmental Science & Technology*, 37(11), 2596-2599. doi:10.1021/es021026o
- Shokriyan, F., Solaimani, K., Nematzadeh, GH., & Biparva, P. (2017). Feasibility of water salinity reduction by rice husk and shell as bio sorbent. *Irrigation and Water Engineering*, 7(27), 93-106. [In Persian]
- Singh, P., Garg, S., Satpute, S., & Singh, A. (2017). Use of rice husk ash to lower the sodium adsorption ratio of saline water. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6, 448-458. doi:10.20546/ijcmas.2017.606.052
- Wasay, S.A., Barrington, S., & Tokunaga, S. (1999). Efficiency of GAC for treatment of leachate from soil washing process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116, 449-460. doi:10.1023/A:1005115820429
- Wu, D., Sui, Y., He, S., Wang, X., Li, C., & Kong, H. (2008). Removal of trivalent chromium from aqueous solution by zeolite synthesized from coal fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 155(3), 415-423. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.11.082
- Wu, J., Huang, D., Liu, X., Meng, J., Tang, C., & Xu, J. (2018). Remediation of As (III) and Cd (II) co-contamination and its mechanism in aqueous systems by a novel calcium-based magnetic biochar. *Journal of hazardous materials*, 348, 10-19. doi:10.1016/j.jhazmat.2018.01.011
- Wu, J., Zhang, L., Xia, Y., Peng, J., Wang, S., Zheng, Z., & Zhang, S. (2015). Effect of microwave heating conditions on the preparation of high surface area activated carbon from waste bamboo. *Journal High Temperature Materials and Processes*, 34(7), 667-674. doi:10.1515/htmp-2014-0096
- Yang, F., Zhang, S., Sun, Y., Cheng, K., Li, J., & Tsang, D.C. (2018). Fabrication and characterization of hydrophilic corn stalk biochar-supported nanoscale zero-valent iron composites for efficient metal removal. *Bioresource Technology*, 265, 490-497. doi:10.1016/j.biortech.2018.06.029
- Zhan, T., Zhang, Y., Yang, Q., Deng, H., Xu, J., & Hou, W. (2016). Ultrathin layered double hydroxide nanosheets prepared from a water-in-ionic liquid surfactant-free microemulsion for pHospHate removal from aquatic systems. *Chemical Engineering Journal*, 302, 459-465. doi:10.1016/j.cej.2016.05.073