



محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی حذف کادمیم توسط دو جاذب زیستی مختلف (هیدروژل نانوکامپوزیت بر پایه پلی‌ونیل الکل و کیتوسان اصلاح شده)

سارا ملاعلی عباسیان^{۱*}، فرحناز داشبلاغی^۲، غلامرضا مهدوی‌نیا^۳^۱ استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه^۲ دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه^۳ دانشیار گروه علوم پایه، دانشگاه مراغه

چکیده

در این مطالعه، کارایی جذب کیتوسان اتصال عرضی یافته با کاپاکاراگینان و جاذب مغناطیسی نانوکامپوزیت پلی‌ونیل الکل برای پاکسازی آب آلوده به فلز سنگین کادمیم به طور مجزا مورد بررسی قرار گرفت. جذب کادمیم توسط جاذب‌های زیستی در سیستم تعادلی یا پیمانه‌ای انجام شد. مطالعه جذب کادمیم توسط کیتوسان و جاذب هیدروژلی مورد مطالعه به ترتیب (۱/۱۱ و ۱/۵۵ گرم بر لیتر) در دامنه غلظتی ۰-۱/۱۷۷۹ و ۰-۱/۹۷ میلی مولار کادمیم در pH معین ۷/۶ در قدرت یونی ۸ میلی مولار انجام گردید. مدل‌های فرندلیچ و لنگموئیر بر داده‌های حاصل برازش یافت. نتایج بیانگر آن است که معادله فرندلیچ در مقایسه با معادله لنگموئیر در هر دو جاذب بخوبی بر داده‌های برازش یافت. ماکزیمم پتانسیل جذب توسط کیتوسان مورد مطالعه برابر ۷۵۰ میکرومول بر گرم و در جاذب مغناطیسی هیدروژل نانوکامپوزیت، ۷۵ میکرومول بر گرم بدست آمد. یافته‌های این پژوهش نشان داد که در شرایط مشابه، توانایی جذب کادمیم توسط کیتوسان اصلاح شده در مقایسه با هیدروژل نانوکامپوزیت مورد استفاده بیشتر است و می‌تواند جاذب زیستی مناسب‌تری برای حذف کادمیم معرفی شود.

کلمات کلیدی: فرندلیچ، کاپاکاراگینان، لنگموئیر

مقدمه

امروزه تلاش به منظور کاهش قابلیت دسترسی کادمیم در آب یک امر ضروری است چرا که کادمیم جز فلزهای سنگین و غیر قابل تجزیه است. غلظت کادمیم در پوسته زمین ۰/۵-۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و اغلب با فلزهای روی، سرب و مس یافت می‌شود (Morrow, 2001). منابع اصلی ورود کادمیم به محیط زیست شامل باتری‌ها، کودهای فسفاته، حفاری معادن، رنگدانه‌ها، تثبیت‌کننده‌ها و آلیاژها می‌باشد. روش‌های متعددی از جمله جذب سطحی (Dabrowski et al., 2004)، رسوب شیمیایی (Alvarez et al., 2007)، هم‌آوری (Medina et al., 2005)، اولترافیلتراسیون (Landaburu-Aguirre et al., 2009)، غشاهای نانو فیلتراسیون (Kheriji et al., 2015)، اسمز معکوس (Kheriji et al., 2015) و انعقاد الکترودی (Escobar et al., 2006) برای حذف کادمیم معرفی شده است. جذب سطحی به طور قابل ملاحظه‌ای، کاربردی ترین روش حذف یون‌های فلزهای سنگین موجود در فاضلاب و خاک‌های آلوده شناخته شده است. در بین جاذب‌های مختلف، کیتوسان به علت ویژگی‌های منحصر به فرد از جمله فعالیت ضد میکروبی، سازگاری با محیط زیست، و مقرون به صرفه بودن، بعنوان جاذب زیستی حایز اهمیت است (Jenkins and Hudson, 2001). کیتوسان از داسیتیل‌سیون کیتین مشتق شده است و این پلی‌ساکارید را می‌توان از موادی مانند میگو، خرچنگ و زیست توده قارچی استخراج نمود (Igherase et al., 2014). حضور گروه‌های آمین و هیدروکسیل در ساختار پلیمری کیتوسان باعث افزایش ظرفیت اتصال آن در فرآیند جذب می‌شود. کیتوسان می‌تواند غلظت یون فلز را حتی به نزدیک صفر برساند (Muzzarelli, 1973). به منظور جداسازی و استفاده مجدد از جاذب‌ها، روش جداسازی مغناطیسی بعنوان روشی مقرون به صرفه پیشنهاد شده است (Liu et al., 2008). کیتوسان مغناطیسی شده با مگنتایت $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ و $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ با افزودن لیگندهای کلات کننده مختلف به صورت کیتوسان‌های مغناطیسی اتصال عرضی یافته در می‌آید (Kim et al., 2016; Qin et al., 2004). یکی از مزایای کیتوسان اتصال عرضی یافته افزایش ثبات و پایداری آن در محیط‌های اسیدی است (Igherase and Osifo, 2014). فرایند اتصال عرضی یافتن کیتوسان از آنجاییکه منجر به درگیر شدن گروه‌های آمین آن‌ها در واکنش متقابل یکدیگر می‌شود، ظرفیت جذب کیتوسان را کاهش می‌دهد (Osifo et al., 2009). از این رو مغناطیسی کردن کیتوسان‌های اتصال عرضی یافته می‌تواند منجر به افزایش توانایی جذب کیتوسان گردد (Lv et al., 2009). در میان پلیمرهای زیستی چند یونی، هیدروژل‌های کیتوسان اتصال یافته توسط کاپاکاراگینان از طریق کاپاکاراگینان آنیونی

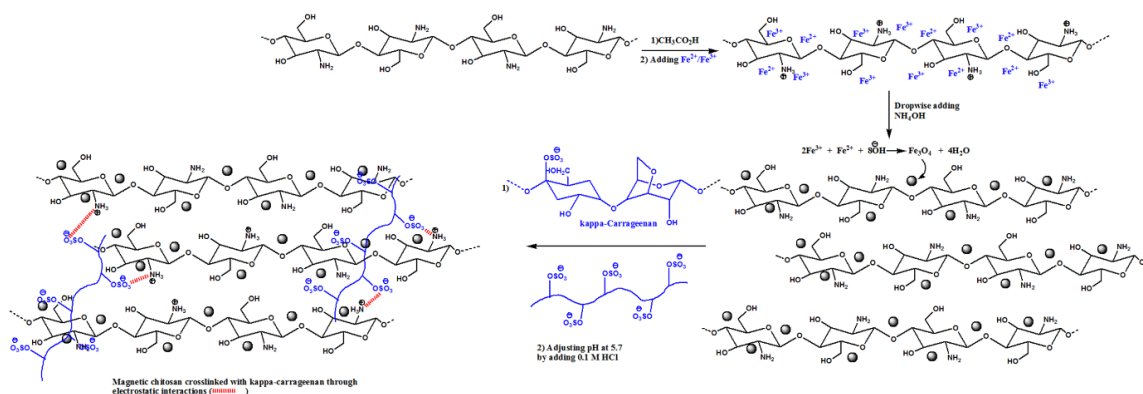
* ایمیل نویسنده مسئول: abasiyan@maragheh.ac.ir



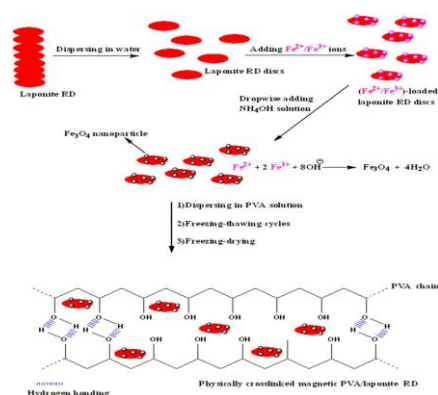
حاوی SO_3^{2-}) تولید می‌شوند. این نوع کیتوسان اتصال عرضی یافته بدلیل برهمکنش‌های الکترواستاتیکی بین بارهای مثبت گروه‌های آمین موجود بر سطح کیتوسان و بارهای منفی گروه‌های سولفات موجود در کاپاکاراگینان بسیار پایدار می‌باشند (Grenha et al., 2010) لاپونیت RD نیز رس سنتز شده‌ای است که از لایه‌های معدنی آلومینوسیلیکات با بارهای منفی ساخته شده است که دارای ویژگی جذب کاتیونی قابل توجه می‌باشد (Banderia et al., 2012; Pinto et al., 2016). نانوذرات لاپونیت به دلیل حساسیت به یونها تمایل به هم‌آوری در محیط‌های یونی دارند. به منظور غالب آمدن بر این مشکل و قبل از استفاده از آن بعنوان جاذب، لاپونیت را می‌توان در ماتریکس پلیمری مانند پلی‌وینیل‌الکل (PVA) تثبیت نمود (Mahdavinia et al., 2017). در این تحقیق تهیه نانوذرات مغناطیسی کیتوسان/ کاپاکاراگینان و نانوکامپوزیت‌های PVA با مقادیر معین لاپونیت مغناطیسی و کاربرد آن در حذف یون‌های کادمیم از محلول‌های آبی بررسی شده است. همچنین تاثیر پارامترهای غلظت اولیه یون‌های فلزی و مقدار جاذب بر فرایند جذب کادمیم مورد بررسی قرار گرفت و در نهایت، بهترین مدل تجربی بر داده‌ها برازش یافت.

مواد و روش‌ها

جاذب زیستی کیتوسان مغناطیسی یافته و جاذب مغناطیسی PVA-mLap از طریق هم‌رسوبی یون‌های آهن (با افزودن ۲ و ۱/۴ گرم نمک آهن $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ و ۵/۴ و ۴/۴۴ گرم نمک آهن $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ($nFe^{3+}/nFe^{2+} = 2$) در ۲۰ میلی لیتر آب مقطر به ترتیب برای جاذب کیتوسان و لاپونیت RD مغناطیس یافته تهیه گردید. به منظور ایجاد اتصال عرضی بین کیتوسان‌های مغناطیس یافته و تهیه نانوکامپوزیت مغناطیسی پلی‌وینیل-الکل، محلول رقیق کاپاکاراگینان و محلول پلی‌وینیل‌الکل استفاده شد. محلول کیتوسان و لاپونیت RD بردار شده با یون‌های آهن با گاز نیتروژن خنثی به مدت ۳۰ دقیقه شستشو داده شدند. در نهایت، محلول آمونیاک (۳ مولار) به آرامی به محلول کیتوسان و لاپونیت RD آهن‌دار افزوده شد. با تنظیم pH محلول به ترتیب بر روی ۱۱ و ۱۰ محلول تیره رنگی که بیانگر تولید نانوذرات Fe_3O_4 است، ظاهر گردید. سپس، محلول کیتوسان و لاپونیت RD مغناطیس یافته با آب مقطر شستشو داده شد تا هیچ ترکیب واکنش نشده‌ای باقی نماند. خالص سازی تا زمان رسیدن محلول به شرایط خنثی یعنی pH برابر ۷ ادامه یافت. به منظور داشتن یک محلول همگن، نمونه خالص شده کیتوسان مغناطیسی دیسپرس شده در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر و انحلال کامل پلی‌وینیل‌الکل در فرکانس ۵۰ کیلوهرتز به مدت ۳۰ دقیقه (Bandelin SONOPULS HD 2200) اولتراسونیک شد. سرانجام، محلول کیتوسان مغناطیسی به تدریج به محلول کاپاکاراگینان اضافه شد و به مدت ۴۵ دقیقه در ۷۰ درجه سلسیوس با سرعت ۴۰۰ دور در دقیقه تکان داده شد. pH مخلوط کیتوسان مغناطیسی/ کاپاکاراگینان با افزودن محلول اسید کلریدریک رقیق (۰/۱ مولار) در pH برابر ۵/۷ تنظیم شد. مقدار معینی از لاپونیت مغناطیسی خشک شده در محلول پلی‌وینیل‌الکل تحت همزن مغناطیسی (۵۰۰ دور در دقیقه) به مدت یک شب دیسپرس شد. این محلول‌ها به مدت ۳۰ دقیقه (قدرت: ۷۰ وات و فرکانس: ۵۰ کیلوهرتز) با استفاده از یک حمام یخ برای دستیابی به پراکندگی همگن لاپونیت مغناطیسی سونیک شد. سپس محلول‌های مغناطیسی پلی‌وینیل‌الکل در دمای ۱۸- درجه سانتی‌گراد به مدت یک شب منجمد شد؛ آن‌ها به مدت ۵ ساعت در دمای اتاق ذوب شدند. این چرخه انجماد و ذوب شدن برای ۳ بار تکرار شد تا هیدروژل پلی‌وینیل‌الکل به طور فیزیکی اتصال عرضی یابد. جاذب زیستی کیتوسان مغناطیسی / کاپاکاراگینان بوسیله مگنت (آهن‌ربا) جداسازی شد و جاذب زیستی با استفاده از خشک‌کن انجمادی منجمد گردید (Freeze-dryer, Alfa 2-4LDplus, Christ Co., Germany) و نمونه‌های خشک شده نانوکامپوزیت‌های لاپونیت RD / پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی نیز به قطعات کوچک تقسیم شده و برای آزمایشات جذب کادمیم مورد استفاده قرار گرفت. جاذب زیستی مغناطیسی با علامت اختصاری mHCSCar0.2 بیان شده است که در آن m بیانگر مغناطیسی بودن، Car مشخص کننده کاپاکاراگینان، 0.2 بیانگر مقدار کاپاکاراگینان بر حسب گرم است نانوکامپوزیت‌های لاپونیت RD / پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی (PVA-mLap) به صورت PVA-mLap3 (۰/۶ گرم mLap) نامگذاری شدند. مراحل سنتز نانوکامپوزیت مغناطیسی کیتوسان/ کاپاکاراگینان و نانوکامپوزیت لاپونیت RD / پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی در شکل ۱ و ۲ ارائه شده است (Mahdavinia et al., 2016; Karimi et al., 2018).



شکل ۱- شماتیک مراحل سنتز کامپوزیت کیتوسان- کاراگینان



شکل ۲- شماتیک مراحل سنتز نانو کامپوزیت لاپونیت RD/پلی وینیل الکل مغناطیسی

به منظور بررسی جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی mHSCar0.2 در غلظت ثابت ۱/۱۱ گرم بر لیتر جاذب و غلظت نیترات کلسیم (۰/۰۲۶۶ مولار) به عنوان الکترولیت زمینه، pH برابر ۷/۶ در دامنه‌ای از غلظت کادمیم (۰-۱/۹۷۶۸ میلی مولار) و جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی PVA-mLap3 در غلظت ثابت ۰/۵۵ گرم بر لیتر جاذب و غلظت نیترات کلسیم (۰/۰۲ مولار) به عنوان الکترولیت زمینه، pH برابر ۷ در دامنه‌ای از غلظت کادمیم (۰-۱/۱۷۷۹ میلی مولار) تعیین شد (Mola Ali Abasiyan and Mahdavinia, 2018). بر اساس آزمایش مقدماتی، زمان تعادل ۱۰ ساعت انتخاب شد. پس از آماده‌سازی هر نمونه، pH آن با استفاده از هیدروکسید کلسیم یا اسید نیتریک تنظیم گردید. بعد از اتمام زمان تعادل و به منظور جداسازی فاز محلول از مگنت استفاده شد و برای اطمینان از اینکه جداسازی به طور کامل انجام شده است با سرعت ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه (۱۶۸۰۰ g) به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ شدند. غلظت کادمیم در محلول رویی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری و براساس آن و در نظر گرفتن غلظت اولیه، مقدار کادمیم جذب سطحی شده توسط جاذب مورد استفاده محاسبه شد. مقدارهای جذب تعادلی (q_e) برحسب ($\mu\text{mol/g}$) از طریق اختلاف بین غلظت اولیه (C_0) برحسب ($\mu\text{mol/l}$) و غلظت نهایی (C_e) ($\mu\text{mol/l}$) در زمان تعادل محاسبه می‌شود. همچنین، برای توصیف جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی از مدل‌های فروندلیچ (رابطه ۱) و لنگموئیر (رابطه ۲) استفاده شد.

$$q_e = K_F C_e^n \quad \text{(رابطه ۱)}$$

$$q_e = \frac{bKC_e}{1+KC_e} \quad \text{(رابطه ۲)}$$

q_e مقدار جذب سطحی کادمیم بر حسب میکرومول بر گرم و C_e غلظت تعادلی کادمیم بر حسب میکرومول بر لیتر است. در معادله فرندلیچ K_F و n دو ثابت معادله‌اند. در رابطه ۲، b حداکثر مقدار جذب با همان واحد q و K ثابتی است که می‌توان آن را پارامتری وابسته به انرژی جذب تفسیر کرد. میزان برازش رابطه‌های ۱ و ۲ بر داده‌های جذب سطحی با استفاده از ضریب تعیین (r^2) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) ارزیابی شد. جذر میانگین مربعات خطا با استفاده از رابطه ۳ محاسبه گردید.

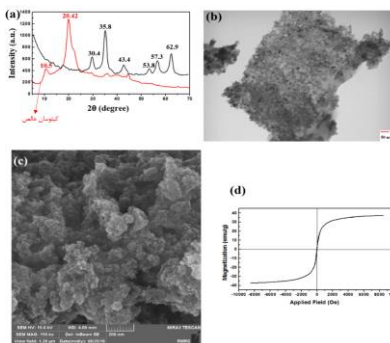
(رابطه ۳)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_{\text{predicted}} - q_{\text{measured}})^2}{n}}$$

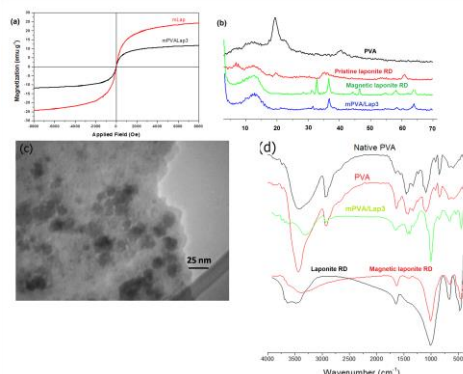
در فرمول فوق، n تعداد نقاط مشاهده‌ای، $q_{\text{predicted}}$ به ترتیب مقدار برآوردی و مقدار مشاهده‌ای برای نقطه n ام می‌باشد.

نتایج و بحث

ساختار بلوری و آنالیز فازی کیتوسان خالص و کیتوسان مغناطیسی یافته بوسیله آنالیز پراش پرتو ایکس (XRD)، تصاویر میکروسکوپ الکترونی عبوری کیتوسان مغناطیسی (TEM)، ریخت‌شناسی یا مورفولوژی سطحی جاذب زیستی بوسیله تکنیک میکروسکوپ الکترونی پویشی (SEM) و حلقه پسماند مغناطیسی جاذب زیستی بوسیله تکنیک مغناطیسی سنخ با نمونه نوسانی در $9 \pm KOe$ و دمای 298 درجه کلون اندازه‌گیری شد (شکل ۳). حلقه پسماند مغناطیسی mLap و PVA-mLap3، پراش XRD لاپونیت RD، لاپونیت RD مغناطیسی، PVA و PVA-mLap3، تصاویر TEM جاذب PVA-mLap3 و FTIR لاپونیت RD و لاپونیت RD مغناطیسی تعیین شد (شکل ۴). دیاگرام کیتوسان مورد استفاده دارای ۲ پیک شاخص در 2θ برابر $10/5$ و $20/42$ درجه است و به ترتیب بیانگر ساختار بلورینگی جزئی کیتوسان و بلورهای هیدراتی در زنجیرهای آلفا-کیتین باقیمانده در کیتوسان می‌باشد. همانطوریکه در شکل مشاهده می‌شود پیک‌های شاخص کیتوسان در دیاگرام پراش پرتو ایکس کیتوسان مغناطیسی یافته، محو شده است که این خود گویای ساختار آمورفوس یا بی‌شکل کیتوسان در جاذب زیستی سنتزی است. جاذب زیستی کیتوسان سنتز شده در این پژوهش پیک‌هایی در 2θ برابر $30/4$ ، $35/8$ ، $43/4$ ، $53/8$ ، $57/3$ و $62/9$ درجه نشان می‌دهد. این نتایج با پایگاه داده‌های نمایه شده در فایل JCPDS (شماره فایل 65-3107) مطابقت دارد (Liu et al., 2008). دیاگرام PVA خالص دارای یک پیک شاخص در 2θ برابر $19/9$ درجه است که بیانگر اثر بلور بی شکل PVA است (Ricciardi et al., 2004).



شکل ۳- (a) دیاگرام‌های XRD کیتوسان خالص و جاذب زیستی مغناطیسی (mHCSCar0.2)، (b) تصاویر TEM جاذب mHCSCar0.2، (c) میکروگرافی SEM جاذب mHCSCar0.2، (d) مغناطیس در مقابل میدان مغناطیسی اعمال شده برای mHCSCar0.2



شکل ۴- (a) منحنی‌ها نمایانگر مغناطیسی شدن در مقابل کاربرد میدان مغناطیسی برای هیدروژل mLap و PVA-mLap3؛ (b) دیاگرام‌های XRD لاپونیت RD، لاپونیت PVA، هیدروژل PVA-mLap3 و (d) دیاگرام FTIR مربوط به PVA و هیدروژل PVA-mLap3؛ (c) تصویر TEM؛ (d) دیاگرام FTIR مربوط به PVA-mLap3 و (e) تصویر TEM

نتایج هم‌دم‌های جذب کادمیم توسط جاذب زیستی مغناطیسی mHSCar0.2 نشان داد که ضریب تعیین و RMSE برای مدل فرندلیچ به ترتیب برابر ۰/۹۹ و ۴/۴۲ و برای مدل لنگموئیر به ترتیب برابر ۰/۹۹ و ۶/۸۳ می‌باشد. بیشترین ضریب تعیین و کمترین مقدار جذر میانگین مربعات خطا در هم‌دم‌های جذب مربوط به معادله فرندلیچ می‌باشد، لذا، در این پژوهش، معادله فرندلیچ بعنوان بهترین مدل برای داده‌های جذب کادمیم در سیستم آب مربوط به جاذب کیتوسان اصلاح شده معرفی می‌شود. همچنین، متوسط ضریب همبستگی ۰/۹۳ و ۰/۹۲ و متوسط RMSE ۴/۵۷ و ۵/۲۶ به ترتیب برای مدل فرندلیچ و لنگموئیر در جذب کادمیم توسط جاذب زیستی PVA-mLap بدست آمد. براساس مقایسه r^2 و RMSE در هر دو مدل (لنگموئیر و فرندلیچ) مدل فرندلیچ به عنوان بهترین مدل گزینش شد. معادله فرندلیچ بعلاوه داشتن دو ثابت (n و KF) از قابلیت انعطاف خوبی برخوردار است. با این وجود، مدل لنگموئیر با برآورد حداکثر جذب اطلاعات بیشتری در مقایسه با مدل فرندلیچ ارائه می‌دهد. در این پژوهش، حداکثر مقدار جذب کادمیم توسط جاذب mHSCar0.2، ۷۵۰/۲ میکرومول بر گرم و توسط نانوذرات هیدروژل پلی و نیل الکل مغناطیسی / لاپونیت (PVA-mLap3) در pH برابر ۷/۴ میکرو مول بر گرم بدست آمد. نتایج مشابه در مطالعه اخیر در جذب کادمیم توسط کیتوسان اتصال عرضی یافته با پلی-آنیلین در سیستم آب توسط ایگبراس و آسیف نیز گزارش شده است (Igberase and Osifo, 2015). آن‌ها حداکثر مقدار جذب کادمیم توسط کیتوسان اتصال عرضی یافته در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد، ۸۷۵ میکرومول بر گرم گزارش کردند. بایستی به این نکته اشاره نمود که غلظت‌های اولیه مورد استفاده در پژوهش‌های ذکر شده تقریباً مشابه بود. ماکزیمم جذب کادمیم توسط نتایج نشان می‌دهد، توانایی جذب کادمیم توسط mHSCar0.2 در مقایسه با PVA-mLap3 بیشتر است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که جاذب زیستی مغناطیسی بر پایه کیتوسان و نانوکامپوزیت پلی و نیل الکل مغناطیسی قادر اند یون‌های کادمیم موجود در سیستم آب را جذب نماید. ماکزیمم پتانسیل جذب کادمیم توسط جاذب‌های مورد استفاده mHSCar0.2 و PVA-mLap3 در سیستم آب به ترتیب برابر ۷۵۰ و ۷۵ میکرومول بر گرم بدست آمد. بنابراین جاذب زیستی کیتوسان اتصال عرضی یافته با کاپا کاراگینان در مقایسه با نانوکامپوزیت پلی و نیل الکل مغناطیسی جاذب بهتری در حذف کادمیم معرفی می‌شود. بهترین مدل با ارزیابی ضریب تبیین (r^2) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) برای جاذب mHSCar0.2 و PVA-mLap3 فرندلیچ معرفی گردید.

منابع

Karimi, M.H., Mahdavinia, G. R., Massoumi, B., Baghban, A., and Saraei, M. 2018. Ionically crosslinked magnetic chitosan/ κ -carrageenan bioadsorbents for removal of anionic eriochrome black-T. International journal of biological macromolecules, 113: 361-375.



- Mahdavinia GR, Mousanezhad S, Hosseinzadeh H, Darvishi F, Sabzi M (2016) Magnetichydrogel beads based on PVA/sodium alginate/laponite RD and studying their BSA adsorption. *Carbohydr. Polym* 147:379-391.
- Liu X., Hu Q., Fang Z., Zhang X., and Zhang B. 2008. Magnetic chitosan nanocomposites: a useful recyclable tool for heavy metal ion removal, *Langmuir* 25: 3-8.
- Ricciardi R, Auriemma F, De Rosa C, Laupretre F (2004) X-ray Diffraction Analysis of Poly (vinyl alcohol) Hydrogels, obtained by Freezing and Thawing Techniques. *Macromolecules* 37:1921-1927.
- Pandi K, Viswanathan N (2015) Enhanced defluoridation and facile separation of magnetic nanohydroxyapatite/alginate composite. *Int. J. Biol. Macromol* 80:341-349.
- Wu J, Gong X, Fan Y, Xia H (2011) Physically crosslinked poly (vinyl alcohol) hydrogels with magnetic field controlled modulus. *Soft Matter*, 7:6205-6212.
- Mahdavinia GR, Etemadi H, Soleymani F (2015) Magnetic/pH-responsive beads based on caboxymethyl chitosan and κ -carrageenan and controlled drug release. *Carbohydr. Polym* 128:112-121.
- Mahdavinia GR, Etehad S, Amini M, Sabzi M (2015) Synthesis and characterization of hydroxypropyl methylcellulose-g-poly (acrylamide)/LAPONITE® RD nanocomposites as novel magnetic- and pH-sensitive carriers for controlled drug release. *RSC Adv.*, 5:44516-44523.
- Mola Ali Abasiyan S., and Mahdavinia G. R. 2018. Polyvinyl alcohol-based nanocomposite hydrogels containing magnetic laponite RD to remove cadmium. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(15):14977-14988.
- Igberase E. and Osifo P. 2015. Equilibrium, kinetic, thermodynamic and desorption studies of cadmium and lead by polyaniline grafted cross-linked chitosan beads from aqueous solution, *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 26: 340-347.
- Sposito G. 1980. Derivation of the Freundlich Equation for Ion Exchange Reactions in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(3): 652-654.



16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019



Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

To remove of cadmium by two different bio adsorbents (Chitosan crosslinked with κ -carrageenan and Polyvinyl alcohol-based nanocomposite hydrogels)

Mola ali abasiyan*1, S., Dashbolaghi2, F., Mahdavinia3, G.R.

1 Assistant Prof., Soil Chemistry Laboratory, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, University of Maragheh, P. O. Box 55181-83111, Maragheh, Iran.

2 Graduated student of M. Sc., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Maragheh, Iran

3 Associate Prof., Polymer Research Laboratory, Department of Chemistry, Faculty of Science, University of Maragheh, Maragheh, Iran.

Abstract

In this study, magnetic bio-adsorbents based on chitosan with high molecular weight and magnetic nanocomposite hydrogels based on polyvinyl alcohol were used to remove cadmium ions from a polluted water. Adsorption of cadmium on the bio-adsorbent was investigated using batch experiments. The adsorption studies were conducted in definite amounts of bio adsorbents at pH 7.6 in ionic strength 8mM with different cadmium concentrations. On analyzing the values of r^2 and RMSE obtained that the isotherm data were described by using Freundlich and Langmuir models and better fitting were introduced Freundlich model in both bio adsorbents. The maximum adsorption capacity (b) of cadmium onto mChitoCar and PVA-mLap3 appeared 750.2 to 75 $\mu\text{mol/g}$, respectively. The results revealed the magnetic bio-adsorbent based on chitosan can be sorb more Cd^{2+} in compare to bio-adsorbent based on polyvinyl alcohol from water systems. So that, the chitosan bio-adsorbent can be relatively efficient as a polluted water modifier.

Keywords: Freundlich, κ -Carrageenan, Langmuir.

* Corresponding author, Email: s.abasiyan@maragheh.ac.ir