

بررسی پتانسیل جذب کادمیم توسط رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای ارومیه در قدرت‌های یونی مختلف

سارا ملاعلی عباسیان^{۱*}، مرضیه کریم‌پور^۲، حسین پیرخراطی^۳، فرخ اسدزاده^۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۳/۱۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۱۰

چکیده

در این پژوهش، اثر قدرت یونی در جذب کادمیم توسط رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای واقع در بخش غربی دریاچه ارومیه بررسی شد. جذب کادمیم توسط رسوبات معلق در سیستم تعادلی یا پیمان‌آبی انجام شد. مطالعه جذب کادمیم توسط رسوبات مورد مطالعه (غلظت رسوبات 40 g l^{-1}) در دامنه غلظتی ۰ تا 350 میکرومولار کادمیم در pH معین (pH ذاتی هر یک از رسوبات) در قدرت یونی ۶، ۱۲ و ۲۵ میلی مولار نترات کلسیم انجام گردید. در این تحقیق، برای توصیف داده‌های جذب کادمیم، از معادله‌های فرن‌دلیچ، لنگمویر و ون-های استفاده شد. نتایج نشان داد با افزایش قدرت یونی جذب کادمیم در همه نمونه‌های مطالعه شده کاهش می‌یابد. نتایج بیانگر آن است که معادله‌های فرن‌دلیچ و لنگمویر در همه نمونه‌ها به خوبی بر داده‌ها برازش داده شد. متوسط ماکزیمم جذب کادمیم توسط رسوبات مورد مطالعه (۶ نمونه) در دامنه غلظت‌های اولیه ۰ تا 350 میکرومولار برابر $15/3$ میکرومول بر گرم بدست آمد لذا، رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای ارومیه پتانسیل بسیار پایین در جذب و انتقال کادمیم دارا می‌باشند. یعنی حتی در صورت حضور کادمیم در بستر رودخانه، این رسوبات معلق توانایی جذب کادمیم به طور قابل توجه نداشته و نمی‌توانند بعنوان عامل انتقال دهنده کادمیم در محیط زیست تلقی شوند.

واژه‌های کلیدی: قدرت یونی، لنگمویر، فرن‌دلیچ، ون-های

ملاعلی عباسیان س.، کریم‌پور م.، پیرخراطی ح.، اسدزاده ف. ۱۳۹۹. بررسی پتانسیل جذب کادمیم توسط رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای ارومیه در قدرت‌های یونی مختلف. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۸، شماره ۱. صفحه: ۵۹-۶۷.

۱-استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه

۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه زمین شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه

۳-دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه

۴- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

*پست الکترونیک: abasivan@maragheh.ac.ir

مقدمه

در حال حاضر شواهد قابل توجهی دال بر حضور آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین، آفت‌کش‌ها، هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در سیستم‌های آبی موجود است که این آلاینده‌ها می‌توانند توسط رسوبات و مواد معلق موجود در آن سیستم، جذب، تجمع و انتقال یابند (Förstner & Wittmann, 2012). جابجایی این آلاینده‌ها توسط مواد معلق یک مسیر اصلی در چرخه بیوشیمیایی آلاینده‌ها محسوب می‌شود (Allen, 1979). با وجود اینکه فلزات سنگین می‌توانند به طور طبیعی و از طریق هواپدگی سنگ‌ها و کانی‌ها و طی فرایند خاکسازي در خاک تجمع یابند ولی این منبع طبیعی در مقایسه با آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسان از جمله احداث کارخانجات صنعتی، استخراج معادن، سوخت‌های فسیلی، مصرف کودهای شیمیایی و آلی، فاضلاب صنعتی و لجن فاضلاب دارای اهمیت کمتری می‌باشد. کادمیم یکی از انواع فلزات سنگین است که همه ساله مقادیر نسبتاً زیادی از آن به خاک افزوده می‌شود. گزارش شده، به طور متوسط، به ازای مصرف هر گرم کود سوپرفسفات ۴۸ میکروگرم کادمیم به خاک اضافه می‌شود (Rothbaum *et al.*, 1986). زیست‌فراهمی، سمیت و تحرک فلزات سنگین در آب و خاک‌ها تحت تاثیر عوامل مختلفی می‌باشد. بنابراین آگاهی از عوامل موثر بر شیمی فلزات سنگین در آب و خاک‌ها برای پیش‌بینی سرنوشت این نوع آلاینده‌ها ضروری است و می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های صحیح و مقرون به صرفه در پالایش آب و خاک آلوده به عناصر سنگین، مفید باشد (Sparks, 2005).

سه مکانیسم عمده در جذب فلزات سنگین توسط رسوبات و مواد معلق دخیل می‌باشند که عبارتند از ۱- جذب سطحی^۱ فیزیکوشیمیایی، ۲- جذب^۲ بیولوژیکی و ۳- تجمع فیزیکی ذرات حامل فلزات سنگین از طریق ته‌نشینی. در فرایند جذب سطحی فیزیکوشیمیایی حضور رس (Jenne, 1977; Calace *et al.*, 2009)، اکسیدهای آهن، آلومینیوم، منگنز (Cowan *et al.*, 1991; Davis & Bhatnagar, 1995; Murphy & Zachara, 1995; Mola ali abasiyan &)

(Tofighi, 2014) ایفا نقش می‌کنند. جذب سطحی در واقع یک نوع تشکیل کمپلکس محلول است که در آن سایت‌های موجود در جاذب بعنوان لیگاند با یون‌های فلزی پیوند برقرار می‌کنند که ثبات و قدرت این نوع پیوند به ثابت‌های تشکیل، غلظت گونه‌های واکنش دهنده و سایر شرایط محیط مانند pH، قدرت یونی و یون‌های رقابت‌کننده وابسته است (Hart, 1982). اثر pH در نوع و فراوانی سایت‌های سطحی جاذب و گونه‌بندی یون‌های فلزی در محلول بسیار قابل توجه است (Stumm & Morgan, 1981). در پژوهشی جذب سطحی یون‌های کادمیم، مس، سرب و جیوه توسط رسوبات رودخانه اتاوا کانادا بررسی شد (Ramamoorthy & Rust, 1978). نتایج آن‌ها نشان داد معادله لنگموئیر به خوبی به همه داده‌های حاصل برازش یافته و رسوبات رودخانه اتاوا ظرفیت خوبی برای یون‌های فلزی مورد مطالعه، دارا می‌باشند. همچنین پارامترهای جذب همبستگی خوبی با مقدار مواد آلی و اندازه دانه‌بندی رسوبات نشان داد. گاردینر (۱۹۷۴) جذب سطحی کادمیم توسط گل و لای رودخانه را بررسی کرد (Gardiner, 1974). او دریافت فاکتور اصلی در جذب کادمیم توسط گل و لای مورد مطالعه، حضور مواد هیومیکی در رسوبات است. گاردینر همچنین گزارش کرد با افزایش غلظت یون‌های کادمیم در فاز محلول، مقدار کادمیم جذبی توسط رسوبات کاهش می‌یابد. زیرا در غلظت‌های اولیه پایین کادمیم، نسبت مکان‌های پیوندی قابل دسترس جاذب بر مقدار کل کادمیم بیشتر است تا آنجاییکه تمام مکان‌های جذبی توسط کادمیم اشغال شده است. اما با افزایش غلظت‌های اولیه کادمیم، نسبت فوق کاهش یافته و به احتمال قوی تمام مکان‌های جذبی توسط کادمیم اشغال شده و مقداری از کادمیم به صورت جذب نشده در سیستم باقی می‌ماند. مرور منابع به روشنی نشان می‌دهد که به رغم پژوهش‌های صورت گرفته در زمینه جذب عناصر در رسوبات رودخانه‌های اصلی، تاکنون در زمینه جذب و نگه‌داشت کادمیم توسط رسوبات معلق توجه چندانی نشده است. بر این اساس، تحقیق حاضر با هدف بررسی رفتار جذبی کادمیم در رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای انجام شده و طی این پژوهش تلاش شده تا ویژگی‌های جذبی

1. adsorption
2. uptake

هم‌دماهای جذب

جذب سطحی کادمیم توسط رسوبات در غلظت ثابت ۴۰ گرم بر لیتر رسوب و غلظت نیترات کلسیم (۰/۰۰۸ مولار) به عنوان الکترولیت زمینه و در دامنه‌ایی از غلظت کادمیم ۰ تا ۳۵۰ میکرومولار تعیین شد. لازم به ذکر است که آزمایش‌های هم‌دما در pH خود نمونه رسوبات صورت گرفت. به منظور تهیه غلظت‌های مختلف کادمیم، از نمک نیترات کادمیم استفاده شد. براساس آزمایش‌های مقدماتی، زمان تعادل ۱۰ ساعت انتخاب گردید. آزمایش‌ها در دمای ثابت 20 ± 1 درجه سلسیوس در انکوباتور انجام شد. بعد از اتمام زمان تعادل و به منظور جداسازی فاز محلول، نمونه‌ها به مدت ۵ دقیقه با سرعت ۵۰۰۰ دور بر دقیقه سانتریفیوژ شدند. محلول رویی به دقت جدا شد. غلظت کادمیم در محلول رویی بوسیله دستگاه جذب اتمی Shimadzu (مدل AA-6300) اندازه‌گیری و براساس آن و در نظر گرفتن غلظت اولیه، مقدار کادمیم جذب سطحی شده توسط نمونه‌ها محاسبه گردید.

برای توصیف جذب سطحی کادمیم توسط رسوبات معلق از مدل‌های فرن‌دلیچ (معادله ۱)، لنگموئیر (معادله ۲) و ون-های (معادله ۳) استفاده گردید.

$$q = K_F C_e^n \quad (1)$$

$$q = \frac{bKC_e}{1+KC_e} \quad (2)$$

$$q = m + n\sqrt{C_e} \quad (3)$$

در این معادله‌ها، q عبارتست از مقدار جذب سطحی کادمیم بر حسب میکرومول بر گرم، C_e غلظت تعادلی کادمیم بر حسب میکرومول بر لیتر می‌باشد. 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 به عنوان یک پارامتر وابسته به انرژی جذب تفسیر نمود. در رابطه ۳، n ضریب جذب معادله ون‌های و m ثابت مدل است. میزان برازش رابطه‌های ۱، ۲ و ۳ 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 ۴ محاسبه گردید.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_{predicted} - q_{measured})^2}{n}} \quad (4)$$

کادمیم توسط رسوبات معلق با استفاده از مطالعه هم‌دما در قدرت یونی مختلف مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه

برای انجام این مطالعه رسوبات معلق رودخانه روضه چای مورد آنالیز قرار گرفت. روضه‌چای رودخانه کوچکی است که طول آن ۵۱ کیلومتر و مساحت حوزه‌ی آن ۴۵۳ کیلومتر مربع می‌باشد. این رودخانه از ارتفاعات مرزی ایران و ترکیه به نام قارلی داغ سرچشمه گرفته و جریانش به طرف مشرق و جزو رودخانه‌های فصلی می‌باشد که با نزول باران و یا ذوب شدن برف جریان سیلابی در آن بوجود آمده و در نهایت به دریاچه ارومیه می‌ریزد.

نمونه‌برداری و تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی

پس از بازدید از منطقه در پاییز، نمونه‌برداری از رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای انجام گرفت. از آنجاییکه در طول فصل بارش (فصل پاییز) دبی رودخانه به حداکثر مقدار خود می‌رسد (رودخانه در مرحله سیلاب قرار می‌گیرد) و رودخانه بیشترین گل‌آلودی را دارا می‌باشد، از بار رسوبات در حالت معلق، در مناطق مختلف از ۶ ایستگاه نمونه برداشت گردید. نمونه‌های رسوبات رودخانه بر اساس دستورالعمل‌های استاندارد نمونه برداری برداشت از عملیات نمونه‌برداری اسیدشویی گردیده و سپس با آب مقطر مورد شستشو قرار گرفتند. در محل نمونه‌برداری ظروف قبل از برداشت نمونه با آب محل آبکشی شده و سپس نمونه‌ها برداشت گردیدند. سپس، اجازه داده شد تا ذرات رسوبی معلق در داخل نمونه ته نشین شده و سپس آب بالایی با استفاده از کاغذ صافی، صاف گردید. نمونه‌های رسوبات معلق با کدهای $S_{(1-6)}$ کدگذاری شد. پس از انتقال به آزمایشگاه، نمونه‌ها در دمای اتاق خشک، و پس از کوبیدن و همگن‌سازی و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. بافت خاک به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962)، کربن آلی به روش والکلی و بلاک (Nelson & Sommers, 1996)، مقدار کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش کلسیمتری فشاری (Nelson, 1982)، و درصد رطوبت اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی و pH در عصاره اشباع (Rhoades, 1982) اندازه‌گیری شد.

اجزا) و رسوب ۶ با ۶۳/۸۴ درصد بالاترین میزان شن را دارا می‌باشد. بازه تغییرات درصد رس نمونه‌ها از ۱۳/۲۲ تا ۴/۷۰ تغییر می‌کند و میانگین آن ۹/۲۵ می‌باشد. از نظر قابلیت هدایت الکتریکی همانگونه که مشاهده می‌شود تمامی نمونه‌های رسوب، غیرشور هستند. کربنات کلسیم معادل در دامنه ۱۶ تا ۱۹/۵ درصد قرار دارد و میانگین آن ۱۸/۴۲ درصد است که نشان دهنده مقدار متوسط کربنات کلسیم معادل در این رسوبات است. pH نمونه‌ها قلیایی و میانگین آنها تقریباً خنثی است. میانگین کربن آلی نمونه‌ها ۰/۴۱ درصد است. مقدار کربن آلی و میزان رس با وجود مقدار نسبتاً اندک خود به ترتیب (۰/۲۹ تا ۰/۵۹ درصد) و (۴/۷۰ تا ۱۳/۲۲ درصد)، فعالترین بخش رسوبات از نظر جذب محسوب می‌شوند.

در فرمول فوق، n تعداد نقاط مشاهده‌ای، $q_{predicted}$ و $q_{measured}$ به ترتیب مقدار برآوردی و مقدار مشاهده‌ای برای نقطه نام می‌باشد. همچنین، به منظور بررسی اثر قدرت یونی از غلظت‌های ۰/۰۰۲، ۰/۰۰۴ و ۰/۰۰۸ مولار نیترات کلسیم استفاده گردید.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات

در این پژوهش ۶ نمونه رسوب معلق از رودخانه روضه چای جمع‌آوری گردید. میانگین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده نمونه‌ها در جدول ۱ آورده شده است. (جدول ۱). مطالعه دانه‌بندی نمونه‌ها نشان می‌دهد که مقدار شن با میانگین ۴۶/۷۳ بیش از بقیه اجزای تشکیل دهنده بافت رسوب است (غالب بر سایر

جدول ۱- میانگین پارامترهای فیزیکوشیمیایی در نمونه‌های مورد مطالعه

Table 1. the average of the physical-chemical properties of the studied samples

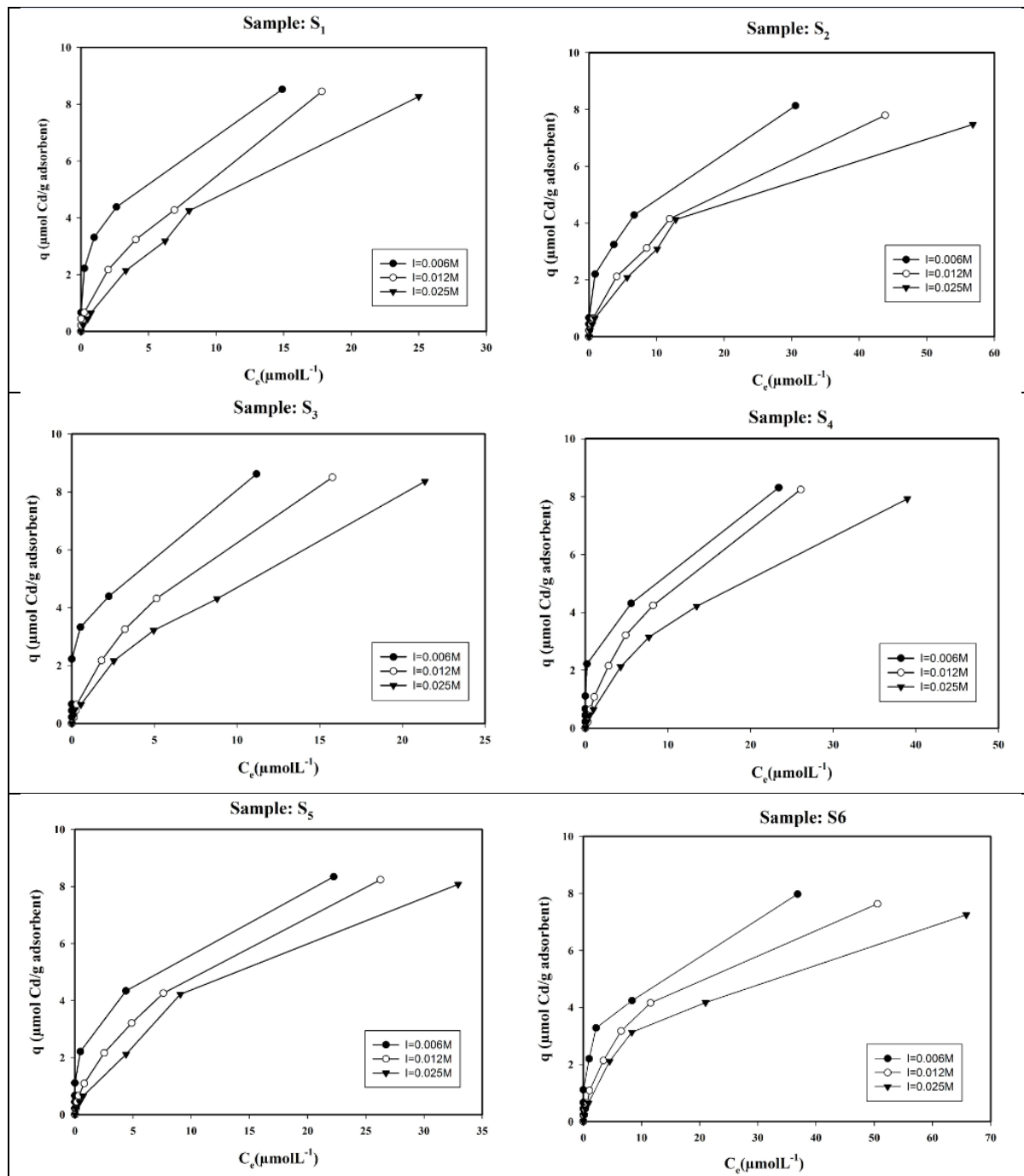
Samples	OC	Sand	Silt	Clay	VFS	Texture	pH	EC	CCE
			%			-	-	dSm ⁻¹	%
S ₁	0.41	40.45	46.92	12.63	22.24	Loam	8	0.8	19
S ₂	0.35	57.91	36.17	5.92	30.46	Sandy loam	8	0.7	19.5
S ₃	0.59	28.06	58.72	13.22	18.34	Silt loam	8.1	0.6	18
S ₄	0.47	47.01	42.63	10.36	22.90	Loam	8.1	0.5	19
S ₅	0.29	43.12	48.24	8.65	30.52	Loam	7.8	0.6	19
S ₆	0.35	63.84	31.46	4.70	26.59	Sandy loam	7	0.4	16
average	0.41	46.73	44.02	9.25	25.17	-	7.84	0.59	18.4

* very fine sand

لاپونیت (Mola ali abasiyan & Mahdavinia, 2018) مطابقت دارد. افزایش قدرت یونی می‌توان باعث کاهش فعالیت یون کادمیم و افزایش فعالیت یون رقابت کننده (کلسیم) باشد (Tipping, 2002). مثلاً نسبت فعالیت یون کلسیم به فعالیت یون کادمیم در بیشترین غلظت اولیه کادمیم در قدرت یونی ۰/۰۰۶ مولار برابر ۵/۸۵ و برای همین غلظت کادمیم در قدرت یونی ۰/۰۲۵ مولار برابر ۲۳/۳ است.

بررسی اثر قدرت یونی در جذب کادمیم توسط رسوبات معلق

شکل ۱ اثر قدرت یونی بر جذب کادمیم توسط رسوبات معلق را نشان می‌دهد. همانطوریکه مشاهده می‌شود در pH ثابت با افزایش قدرت یونی، جذب کادمیم کاهش می‌یابد. این نتایج با یافته‌های بررسی جذب کبالت توسط اسید هیومیک (Zachara et al., 1994)، مطالعه جذب کادمیم توسط اسید هیومیک (Mola ali abasiyan & Tofighi, 2014) و بررسی جذب کادمیم توسط نانوذرات هیدروژل پلی وینیل الکل مغناطیسی/



شکل ۱- اثر قدرت یونی بر جذب کادمیم توسط رسوبات معلق

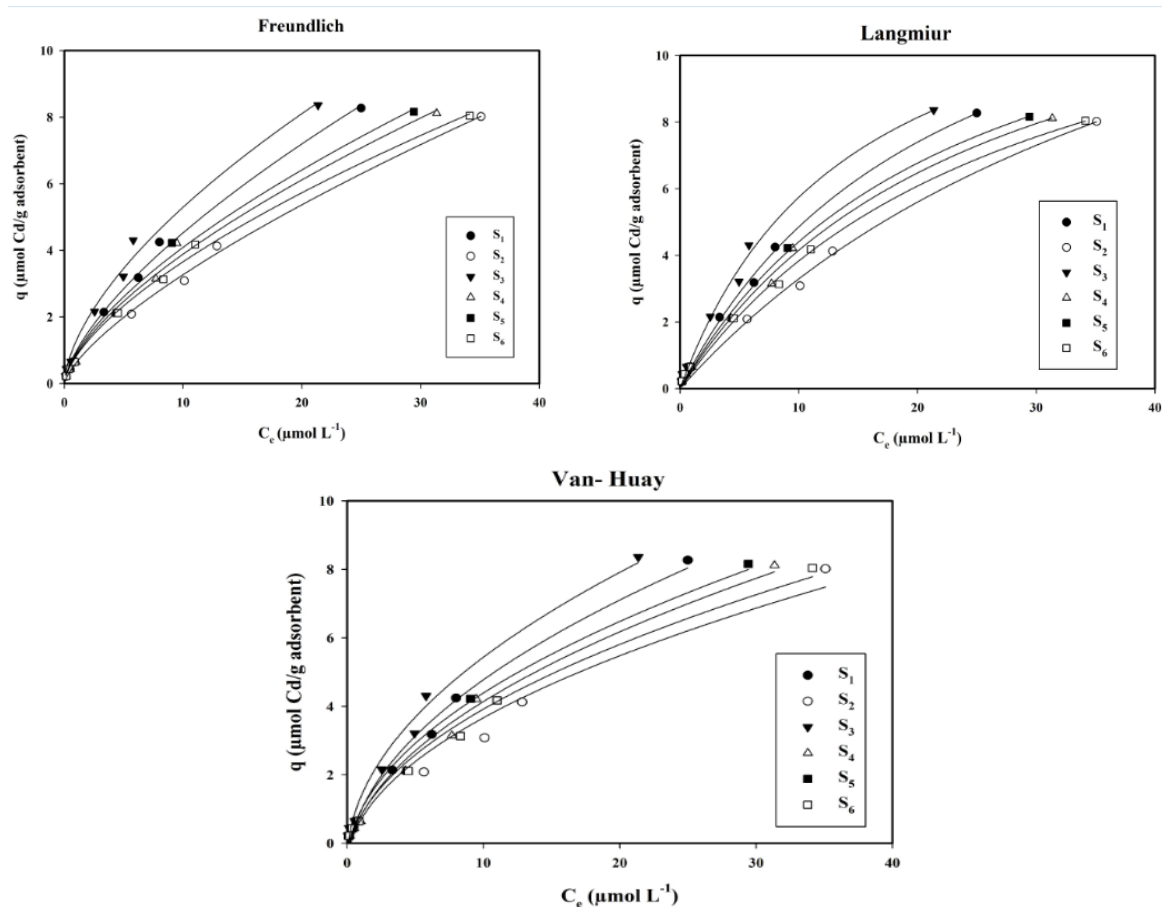
Figure 1. Influence of ionic strength on cadmium adsorption by suspended sediments

۰/۹۹۴ و ۰/۱۸، مدل لنگموئیر به ترتیب برابر ۰/۹۹۵ و ۰/۱۹ و مدل ون-های به ترتیب برابر ۰/۹۸۷ و ۰/۱۸ به دست آمد. بیشترین میانگین ضریب تبیین و کمترین میانگین مقدار جذر میانگین مربعات خطا در مقایسه سه مدل مربوط به معادله فرندلیچ و لنگموئیر می باشد، اما از آنجاییکه معادله لنگموئیر بدلیل تخمین ماکزیمم مقدار جذب نسبت به معادله فرندلیچ مزیت دارد لذا، در این

برازش جذب کادمیم با مدل های مختلف جذب (مدل فرندلیچ، لنگمویر، ون-های) شکل ۲ بیانگر آن می باشد که معادله های فرندلیچ، لنگموئیر و ون-های بر داده های جذبی کادمیم برازش می یابد. پارامترهای هر سه مدل در جدول ۲ ارائه گردیده است. در همدماهای جذب، میانگین ضریب تعیین و RMSE برای مدل فرندلیچ به ترتیب برابر

باشد. با وجود اینکه نمونه S_2 درصد ماده آلی و رس به نسبت کمتری دارا بوده است اما کادمیم بیشتری جذب نموده است که علت آن را می‌توان به اختلاف در نوع رس مرتبط دانست. در پژوهشی مشابه، جذب کادمیم توسط رس سرسایت در سیستم آب انجام شده است (Lee & Tiwari, 2014). آنها ماکزیمم جذب کادمیم در pH برابر ۶/۵ در غلظت‌های اولیه ۱۵ تا ۲۲۵ میکرومول بر لیتر را ۳۰ میکرومول بر گرم گزارش نمودند.

پژوهش، معادله لنگموئیر بعنوان بهترین مدل برای داده‌های جذب کادمیم در همه نمونه رسوبات معرفی می‌شود (شکل ۲). در این پژوهش، حداکثر مقدار جذب کادمیم توسط نمونه‌های S_1 ، S_2 ، S_3 ، S_4 ، S_5 و S_6 به ترتیب برابر ۱۵/۵، ۱۸/۶، ۱۳/۹، ۱۴/۷، ۱۴/۶ و ۱۴/۷ میکرومول بر گرم بدست آمد. نتایج نشان می‌دهد تغییرات دامنه ماکزیمم مقدار جذب در نمونه‌های مورد بررسی اندک است (1.5 ± 0.3). بیشترین مقدار کادمیم جذب شده با اندکی اختلاف، متعلق به نمونه S_2 می‌-



شکل ۲- هم‌دما جذب کادمیم توسط رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای

Figure 2. Isotherm of adsorption of cadmium by suspended sediments of the Roze-Chay River

لیتر بود. با توجه به اینکه هدف از پژوهش حاضر، بررسی پتانسیل جذب کادمیم توسط رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای ارومیه بود نتایج حاکی از آن بود که رسوبات مورد مطالعه پتانسیل بالایی در جذب کادمیم نداشته و لذا جذب و نگهداشت فلزات سنگین از جمله کادمیم توسط رسوبات معلق قابل توجه نمی‌باشد. یعنی حتی در صورت حضور کادمیم در بستر رودخانه، این

در تحقیق پیشین ما، جذب کادمیم توسط نانوذرات هیدروژل پلی وینیل الکل مغناطیسی/ لایونیت (-PVA) mLap2 در pH برابر ۷ و در سیستم آب بررسی شد و ماکزیمم جذب کادمیم ۱۱۹ میکرومول بر گرم بدست آمد (Mola ali abasiyan & Mahdavinia, 2018). غلظت‌های اولیه مورد استفاده در پژوهش ملاحظه‌ی عباسیان و مهدوی‌نیا در دامنه ۰ تا ۱۷۸ میکرومول بر

لحاظ ریاضی نشان داد n میزان ناهمگنی سطح جاذب را از لحاظ مکان‌های جذبی نشان می‌دهد. هنگامیکه n به سمت صفر میل می‌کند ناهمگنی مکان‌های سطحی افزایش می‌یابد که نشان می‌دهد طیف وسیعی از انواع مکان‌های جذبی وجود دارد. به عکس، هنگامیکه n به سمت ۱ میل کند، همگنی مکان‌های جذبی افزایش می‌یابد که بیانگر تنوع اندک مکان‌های جذب سطحی است (Essington, 2004). در این پژوهش، مقدار n برای نمونه‌های S_1, S_2, S_3, S_4, S_5 و S_6 به ترتیب برابر ۰/۷۱، ۰/۶۱، ۰/۶۵، ۰/۶۵، ۰/۶۶ و ۰/۶۶ بدست آمد. پارامتر n در نمونه‌های مورد مطالعه تقریباً مشابه است، کمتر از ۱ بودن n برای همه نمونه‌ها نشان دهنده آن است که سطح رسوبات از لحاظ مکان‌های جذبی همگن نیست.

رسوبات معلق توانایی جذب کادمیم به طور معنی‌دار نداشته و نمی‌توانند بعنوان عامل انتقال دهنده کادمیم در محیط زیست تلقی شوند. در پژوهشی گونه‌بندی شیمیایی یون‌های آهن، منگنز، سرب، روی، کادمیم، مس، کبالت، نیکل و کروم در مواد معلق رودخانه مجردا (خلیج تونس) مورد بررسی قرار گرفت (Helali et al., 2016). نتایج آن‌ها نشان داد یون‌های مس و کادمیم در ذرات معلق به مقدار اندک و عمدتاً در رسوبات بستر (مخصوصاً به صورت پیوندی با رس‌ها) یافت شدند که با یافته‌های پژوهش حاضر مطابقت دارد. در معادله فرندلیچ، K_F و n ، ۲ پارامتر با علامت مثبت‌اند و مقدار n بین ۰ تا ۱ متغیر است. معمولاً برای این ۲ پارامتر مفهوم فیزیکی روشن قائل نیستند. اما (Sposito 1980) از

جدول ۲- مقادیر ضرایب مدل‌های هم دمای جذب سطحی و ضرایب کارایی برازش مدل‌ها

Table 2. Parameters of the Freundlich, Langmiur, and Van-Huay equations for different samples

Isotherm models	Samples	Model coefficients			
		n	$K_F(\mu\text{g}^{1-n}\text{L}^n\text{g}^{-1})$	r^2	RMSE
Freundlich	S_1	0.67	0.97	0.996	0.167
	S_2	0.71	0.63	0.998	0.14
	S_3	0.61	1.29	0.99	0.24
	S_4	0.65	0.86	0.99	0.22
	S_5	0.65	0.92	0.995	0.20
	S_6	0.65	0.82	0.997	0.13
	average	0.66	0.92	0.994	0.18
Van-Huay		n	m	r^2	RMSE
	S_1	1.7782	-0.8471	0.9917	0.24
	S_2	1.3831	-0.7080	0.976	0.4
	S_3	1.8929	-0.5508	0.988	0.29
	S_4	1.5551	-0.7786	0.99	0.24
	S_5	1.5945	-0.6516	0.99	0.27
	S_6	1.4433	-0.6455	0.99	0.24
average	1.60785	-0.6969	0.987	0.28	
Langmiur		$b(\mu\text{mol g}^{-1})$	$K(\text{L}\mu\text{g}^{-1})$	r^2	RMSE
	S_1	15.5386	0.04	0.997	0.28
	S_2	18.646	0.02	0.994	0.19
	S_3	13.947	0.07	0.993	0.22
	S_4	14.6794	0.04	0.996	0.15
	S_5	14.5709	0.04	0.997	0.16
	S_6	14.6954	0.04	0.996	0.16
average	15.346	0.042	0.995	0.19	

بر گرم بدست آمد. در نهایت، نتایج بیانگر پتانسیل بسیار پایین رسوبات معلق رودخانه روضه‌چای ارومیه در جذب و انتقال کادمیم است. یعنی حتی در صورت حضور کادمیم در بستر رودخانه، این رسوبات معلق توانایی جذب کادمیم به طور قابل توجه نداشته و نمی‌توانند بعنوان عامل انتقال دهنده کادمیم در محیط زیست تلقی شوند.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که رسوبات معلق روضه چای ارومیه توانایی چندانی در جذب یون‌های کادمیم دارا نمی‌باشند. بهترین مدل با ارزیابی ضریب تبیین (r^2) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) معادله فرندلیچ و لنگموئیر معرفی گردید. بطوریکه متوسط ماکزیمم پتانسیل جذب توسط این رسوبات برابر ۱۵/۳ میکرومول

References

- Allan R. J. 1979. Sediment-related fluvial transmission of contaminants: some advances by 1979 (Vol. 107). IWD.
- Bouyoucos G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy journal*, 54(5): 464-465.
- Calace N., Deriu D., Petronio B. M., and Pietroletti M. 2009. Adsorption isotherms and breakthrough curves to study how humic acids influence heavy metal–soil interactions. *Water, air, and soil pollution*, 204(1-4): 373-383.
- Cowan C. E., Zachara J. M., and Resch C. T. 1991. Cadmium adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements. *Environmental science and technology*, 25(3): 437-446.
- Davis A. P., and Bhatnagar V. 1995. Adsorption of cadmium and humic acid onto hematite. *Chemosphere*, 30(2): 243-256.
- Förstner U., and Wittmann G. T. 2012. Metal pollution in the aquatic environment. Springer Science and Business Media.
- Gardiner J. 1974. The chemistry of cadmium in natural water-II. The adsorption of cadmium on river muds and naturally occurring solids. *Water Research*, 8(3): 157-164.
- Hart B. T. 1982. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. In *Sediment/freshwater interaction* (pp. 299-313). Springer, Dordrecht.
- Helali M. A., Oueslati W., Zaaboub N., Added A., and Aleya L. 2016. Chemical speciation of Fe, Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Co, Ni and Cr in the suspended particulate matter off the Mejerda River Delta (Gulf of Tunis, Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, 118: 35-44.
- Jenne E. A. 1976. Trace element sorption by sediments and soils--sites and processes. In *International Symposium on Molybdenum in the Environment*. Denver, Colorado (USA). 1975.
- Lee S. M., and Tiwari D. 2014. Sericite in the remediation of Cd (II)-and Mn (II)-contaminated waters: batch and column studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(5): 3686-3696.
- Mola Ali Abasiyan S., and Tofighi H. 2014. Investigation of cadmium adsorption by humic acid extracted from soil and humic fertilizer. part A: Influence of pH on cadmium adsorption. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 45(2): 221-230. (In Persian)
- 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*, 25(15):14977-14988.
- Murphy E. M., and Zachara J. M. 1995. The role of sorbed humic substances on the distribution of organic and inorganic contaminants in groundwater. *Geoderma*, 67(1-2): 103-124.
- Nelson R. E. 1982. Carbonate and gypsum. In A. L. Page (Ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Nelson D. W., and Sommers L. E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis part 3-chemical methods, (methodsofsoilan3)*, 961-1010.
- Ramamoorthy S., and Rust B. R. 1978. Heavy metal exchange processes in sediment-water systems. *Environmental Geology*, 2(3): 165-172.
- Rhoades J. D. 1982. Soluble salts. *Methods of soil analysis*. Part, 2(2), 167-178.
- Rothbaum H. P., Goguel R. L., Johnston A. E., and Mattingly G. E. G. 1986. Cadmium accumulation in soils from long-continued applications of superphosphate. *Journal of Soil Science*, 37(1): 99-107.
- Sparks D. L. 2005. Toxic metals in the environment: the role of surfaces. *Elements*, 1(4): 193-197.
- Sposito G. 1980. Derivation of the Freundlich Equation for Ion Exchange Reactions in Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*, 44(3): 652-654.
- Stumm W. and Morgan J. J. 1981. *Aquatic Chemistry*, 2nd Ed. John Wiley, Brisbane. 780 pp.
- Tipping, E. 2002. *Cation binding by humic substances* (Vol. 12). Cambridge University Press.
- Zachara J. M., Resch C. T., and Smith S. C. 1994. Influence of humic substances on Co²⁺ sorption by a subsurface mineral separate and its mineralogic components. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(2): 553-566.
- Wu Z., He M., Lin C., and Fan Y. 2011. Distribution and speciation of four heavy metals (Cd, Cr, Mn and Ni) in the surficial sediments from estuary in daliao river and yingkou bay. *Environmental Earth Sciences*, 63(1): 163-175.

Investigation of Cadmium Adsorption Potential by Suspended Sediments of the Rozeh-Chay River, Urmia Region at Different Ionic Strengths

Sara Mola ali abasiyan^{1*}, Marziyeh Karimpour², Hosein Pirkharrati³, Farrokh Asadzadeh⁴

(Received: January 2019 Accepted: June 2019)

Abstract

In this research, suspended sediments of the Roze-Chay River, which were located on west part of Urmia Lake, were used to investigate the influence of ionic strength on sorption of cadmium. Adsorption of cadmium on the suspended sediments was investigated using batch experiments. The studied sediments (40 g l^{-1}) was equilibrated in 6, 12, and 25 mmol l^{-1} ionic strength at definite pH with different cadmium concentrations ($0\text{-}350 \text{ }\mu\text{mol l}^{-1}$). The results indicate the more ionic strength; the less cadmium sorption occurs in all the samples. This effect of ionic strength on sorption can be attributed to the increased competition between competitive ions (Ca^{2+}) and Cd^{2+} . Isotherm data were described by using Freundlich, Langmuir, and Van-Huay models and better fitting were introduced Freundlich and Langmuir models. The average maximum adsorption capacity (b) of cadmium onto the suspended sediments was obtained $15.3 \text{ }\mu\text{mol g}^{-1}$. Therefore, the suspended sediments have a very low potential for the sorption and transfer of cadmium. That means, even if cadmium is present in the bed of the river, these suspended sediments have no significant ability to sorb cadmium ions and cannot be considered as a carrier of cadmium in the environment.

Keywords: Freundlich, Ionic strength, Langmuir, Van-Huay

Mola ali abasiyan S., Karimpour M., Pirkharrati H., and Asadzadeh F. 2020. Investigation of cadmium adsorption potential by suspended sediments of the Rozeh-Chay River, Urmia region at different ionic strengths. *Applied Soil Research*, 8(1): 59-67.

1. Assistant Professor, Soil Chemistry Laboratory, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Maragheh, Iran

2. M.Sc. Graduate of Geology, Faculty of Science, Urmia University, Iran

3. Associate Professor, Department of Geology, Faculty of Science, Urmia University, Urmia, Iran.

4. Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran

* Corresponding Author Email: abasiyan@maragheh.ac.ir