

بررسی میزان حذف کادمیوم از آب به وسیله کربن فعال (GAC) دانه ای

رمضانعلی دیانتی تیلکی(Ph.D.)^{*} سیمین ناصری(Ph.D.)^{**} سید محمود شریعت(Ph.D.)^{***}

چکیده

سابقه و هدف : کادمیوم یکی از فلزات سنگین سمی است که از راههای مختلف نظری پساب های صنعتی، خانگی، کشاورزی و مکانهای دفن غیربهداشتی مواد زاید شهری و صنعتی وارد منابع آب می شود. بررسی ها نشان می دهد آب های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده، در مقادیر ۰/۱ تا ۱ میلی گرم بر لیتر به کادمیوم آلوده می باشند. درباره تعیین ایزووترمها و عوامل موثر بر آن مربوط به حذف غلظت های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) با استفاده از کربن فعال تحقیقی صورت نگرفته است. هدف از این تحقیق تعیین ایزووترم های جذب کادمیوم روی کربن فعال دانه ای، تعیین اثرات دما و pH آب روی ایزووترم های جذب و همچنین تعیین میزان کارآبی ستون کربن فعال در حذف کادمیوم از آب بوده است.

مواد و روش ها : وزن های مشخصی از کربن فعال (۰/۰۵ تا ۰/۷ گرم) به ۲۵۰ میلی لیتر آب حاوی غلظت معین کادمیوم (۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر) موجود در ارلن مایرها به طور جداگانه اضافه شد و pH آنها در مقدار موردنظر تنظیم گردید. اولن ها در داخل انکوباتور یخچال دار مجهر به تکان دهنده (شیکر) قرار گرفتند و دمای مورد نظر تنظیم شد. به منظور تعیین زمان به تعادل رسیدن جذب، اولن ها به مدت زمان های مختلفی از ۳۰ دقیقه تا ۶ ساعت در انکوباتور تکان داده شدند که پس از هر بار میزان کادمیوم محلول باقی مانده پس از صاف کردن نمونه ها مطابق روش استاندارد به وسیله دستگاه جذب اتمی مورد اندازه گیری قرار می گرفت. با استفاده از داده های مربوط به آزمایشات تعیین ایزووترم ها، سیستیک جذب کادمیوم روی کربن فعال، اثر میزان کربن فعال بر سرعت جذب، اثر غلظت اولیه کادمیوم بر راندمان جذب، و همچنین اثرات تغییر دما و pH بر ایزووترم ها تعیین گردید. میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال در شرایط کار، با میزان پیش بینی شده از روی ایزووترم مقایسه شد. منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی کادمیوم برای غلضت ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر در زمان تماس بستر خالی (EBCT) برابر ۳۰ دقیقه و برای غلظت ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر در دو زمان تماس ۳۰ و ۶۰ دقیقه رسم گردید.

یافته ها : با افزایش pH و افزایش دما میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت. با افزایش غلظت اولیه کادمیوم با این که میزان جذب آن روی واحد وزن کربن فعال (q) زیاد شد، اما راندمان حذف آن روی مقدار مشخصی از کربن فعال کاهش یافت. جذب کادمیوم روی کربن فعال از معادله سیستیک درجه اول تعیت کرد. با افزایش میزان کربن فعال سرعت جذب کادمیوم افزایش یافت. برای غلظت ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، نقطه شکست پس از عبور آب به میزان ۵۵ برابر حجم بستر خالی و برای غلظت ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر پس از عبور ۴۰ برابر حجم بستر خالی اتفاق افتاد. میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال بیشتر از میزان پیش بینی شده از ایزووترم بود.

استنتاج : گرچه حذف کامل ۰/۲۶ و ۰/۵۹ میلی گرم بر لیتر کادمیوم از آب به وسیله ستون کربن فعال امکان پذیر است اما نقطه شکست در منحنی مربوط به عملکرد ستون نسبتاً زود فرا می رسد.

واژه های کلیدی : کادمیوم، کربن، آلاینده های آب

✉ ساری: خیابان وصال شیرازی - داشکده بهداشت

* استاد بار بهداشت محیط - عصو هیأت علمی دانشگاه علوم پزشکی مازندران

** استاد گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی شیراز

** دانشیار گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی تهران

مقدمه

مجدداً احیاء نمود که این امر استفاده مکرر از ستون کربن فعال را جهت حذف کادمیوم میسر می‌سازد^(۴). کربن فعال قادر است همزمان مواد آلی و غیر آلی موجود در آب و فاضلاب را جذب نماید و در صورتی که از آن جهت تصفیه آب‌های سطحی استفاده شود مواد آلی طبیعی (NOM)^(۵) موجود در آب روی کربن فعال جذب می‌شوند و به دلیل این که بخشی از NOM قابل تجزیه بیولوژیکی است روی کربن فعال لایه بیولوژیکی تشکیل می‌شود که این امر راندمان ستون کربن فعال را افزایش می‌دهد^(۶).

با این که در باره حذف کادمیوم در غلظت‌های زیاد (موجود در فاضلاب‌ها) به وسیله کربن فعال گزارشات متعددی وجود دارد^(۷-۱۰)، اما با توجه به جستجوهای زیاد، درباره حذف غلظت‌های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلووده شده) با استفاده از کربن فعال، یک گزارشات یافت شده است^(۱۱). درباره تعیین ایزوترم‌های جذب مقادیر کم کادمیوم و عوامل موثر بر آن بر روی کربن فعال مقاله‌ای یافت نشده است. هدف از این تحقیق، تعیین ایزوترم‌های جذب غلظت‌های کم کادمیوم (در محدوده بین ۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر) روی کربن فعال دانه‌ای (GAC) در pH و دماهای مختلف و تعیین میزان راندمان ستون GAC در حذف کادمیوم از آب در زمان ماند (EBCT)^(۳) و غلظت‌های مختلف بوده است.

مواد و روش‌ها

کلیه آزمایشات در سال ۱۳۸۰ در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران انجام پذیرفت. کربن فعال مورد استفاده در این تحقیق با منشاء زغال

کادمیوم یکی از فلزات سنگین سمی است که از راه‌های مختلف نظری پساب‌های صنعتی، خانگی، کشاورزی و مکان‌های دفن غیربهداشتی مواد زاید شهری و صنعتی وارد منابع آب می‌شود. حد اکثر غلظت مجاز کادمیوم در پساب‌های صنعتی تصفیه شده قابل تخلیه به آب‌های پذیرنده، ۰/۲۵ میلی گرم بر لیتر و حد اکثر غلظت مجاز کادمیوم در آب شرب L mg/ ۰/۰۰۵ است. بررسی‌ها نشان می‌دهد آب‌های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده در مقادیر ۰/۱ تا ۱ میلی گرم بر لیتر به کادمیوم آلووده می‌باشند. کادمیوم یک عنصر سمی ذخیره شونده به خصوص در کلیه‌ها است. این عنصر پروتئین‌های گوگرد دار واکنش انجام می‌دهد و موجب بروز اختلالاتی در سیستم عصبی، وزع‌المعده و گردش خون شده و تغییرات استخوانی و کم خونی را نیز در پی دارد^(۱).

روش‌های مختلفی برای حذف کادمیوم از آب و فاضلاب وجود دارد که عبارتند از روش‌های رسوب‌دهی با استفاده از هیدروکسید یا سولفید، اسمز معکوس، تبادل یونی، روش‌های بیولوژیکی و جذب سطحی روی مواد جاذب نظری کربن فعال. انتخاب نوع روش به عواملی نظری میزان غلظت کادمیوم در فاضلاب یا آب تصفیه نشده، درجه تصفیه مورد نیاز و مسایل اقتصادی بستگی دارد^(۲). در صورتی که غلظت کادمیوم کمتر از ۵ میلی گرم بر لیتر باشد، حذف آن از طریق رسوب دادن به صورت رسوب سولفید یا هیدروکسید، مشکل و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه نیست^(۳).

یکی از مواد جاذبی که می‌تواند کادمیوم را جذب نماید کربن فعال دانه‌ای (GAC)^(۱) است. کربن فعال اشاع شده از کادمیوم را می‌توان به روش شستشو با ۰/۱ Nrmal HNO₃ و سپس شستشو با ۰/۱ NaOH نرمال

-
2. Nutral Organic Matter
3. Emoty Bed Contact Time

-
1. Granular Activated Carbon

از کربن فعال به حجم مشخصی (۲۵۰ میلی لیتر) از محلول ساخته شده حاوی کادمیوم با غلظت مشخص موجود در ارلن مایر اضافه شد. برای هر غلظت مشخص از کادمیوم (۰/۰۵، ۱، ۰/۵ و ۵ میلی گرم بر لیتر) به طور جداگانه مقادیر مختلف کربن فعال (۰/۰۵ تا ۰/۷ گرم) اضافه شد. سپس ارلن ها در داخل انکوباتور یخچال دار مجهز به شیکر قرار می گرفت و با تنظیم دمای مورد نظر، ارلن ها تکان داده می شدند. به منظور تعیین زمان به تعادل رسیدن جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم باقیمانده در محلول با گذشت زمان) ارلن ها به مدت زمان های مختلفی از ۳۰ دقیقه تا ۶ ساعت با سرعت ۳۰ دور در دقیقه در شیکر تکان داده شدند که پس از هر بار میزان کادمیوم باقی مانده در محلول مورد اندازه گیری قرار می گرفت. پس از آزمایشات متعدد، زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی کربن فعال مورد آزمایش حدود ۴ ساعت به دست آمد. برای حصول اطمینان از دستیابی به تعادل جذب، در آزمایشات تعیین ایزوترم ها، ارلن ها به مدت ۶ ساعت در شیکر تکان داده می شدند. سپس مقداری از محلول موجود در آن به وسیله فیلتر فایبر گلاس صاف می گردید و با استفاده از اسید سولفوریک، نمونه های صاف شده تا pH کمتر از ۲ اسیدی می گردید و میزان کادمیوم آن مورد اندازه گیری قرار می گرفت. به منظور تعیین میزان تغییر pH محلول ها به وسیله کربن فعال، pH محلول ها قبل و بعد از در تماس قرار گرفتن با کربن فعال به طور دقیق اندازه گیری می شد. برای هر مورد، مراحل فوق برای هریک از غلظت ها سه بار تکرار شد و میانگین اعداد به دست آمده منظور گردید.

آزمایشات پیوسته با استفاده از ستون GAC انجام گردید. هدف از انجام آزمایشات پیوسته، تعیین زمان فرا رسیدن نقطه شکست در حذف کادمیوم به وسیله ستون GAC بوده است. در تصویر شماره ۱ سیستم مورد

سنگ دارای مش بزرگتر از ۲۰ بود که مشخصات آن در جدول شماره ۱ آورده شده است.

جدول شماره ۱: مشخصات کربن فعال مورد استفاده

اندازه ذرات	بزرگتر از مش ۲۰
درصد رطوبت	۷/۴۲
دانسیته	۰/۴۲ گرم بر میلی لیتر
عدد ید	۶۶۰
درصد خاکستر	۲۹
کل حجم منفذ	۰/۰۸ میلی لیتر بر گرم
pH در نقطه صفر بار (ZPC)*	۷/۷
عدد ملاس	۲۳۱/۴
pH	۶/۸

* Zero point of charge

ابتدا کربن فعال با استفاده از آب مقطر فاقد یون چند بار مورد شستشو قرار گرفت و سپس به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۱۰ درجه سانتیگراد خشک گردید و در دیسکاتور نگهداری می شد. آزمایشات به دو صورت ناپیوسته (Batch) و پیوسته (Continuous) انجام پذیرفت. آزمایشات مربوط به تعیین ایزوترم ها و عوامل مؤثر بر آنها به صورت ناپیوسته مطابق روش ASTM^۱ انجام گرفت (۱۲).

برای ساخت محلول های کادمیوم از اعداد ۰/۰۱ $\text{NaOH}_{\text{HNQ}} \cdot \text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ استفاده گردید و نرمال جهت تنظیم pH محلول ها استفاده شد. از آنجا که محلول ها به وسیله آب مقطر فاقد یون ساخته شدند، به منظور ایجاد شرایط مشابه با نمونه های آب واقعی، در محلول های ساخته شده حاوی کادمیوم با اضافه کردن ۰/۰۱ مولار از NaCl ایجاد گردید که این امر محلول های ساخته شده حاوی کادمیوم را از نظر قدرت یونی تقریباً مشابه آب واقعی می سازد. جهت انجام آزمایشات مربوط به تعیین ایزوترم ها، وزن مشخصی

1. American Standard Test Method

زمانی مختلف مورد نمونه برداری قرار می گرفت. ابتدا نمونه به وسیله فیلتر فایبر گلاس صاف می گردید و سپس با اضافه کردن اسید سولفوریک اسیدی می شد و تا قبل از اندازه گیری در یخچال نگهداری می گردید. اندازه گیری کادمیوم با استفاده از دستگاه جذب اتمی ساخت شرکت Chem Tech Analytical مدل ALPHA 4 شعله‌ای با سوخت هوا- استیلن در طول موج ۲۲۸/۸ نانومتر انجام پذیرفت.

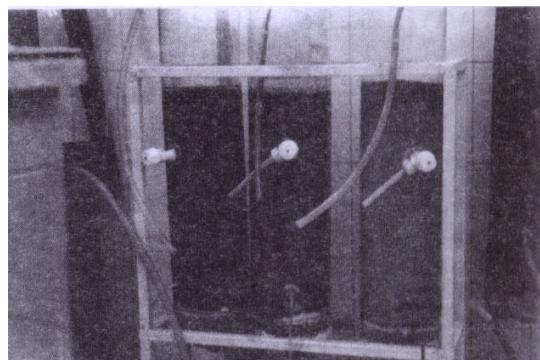
یافته ها

برای هر یک از غلظت های ۰/۲۶ ، ۰/۵۹ ، ۰/۱۵ ، ۲/۰۵ و ۴/۸۱ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، به طور جداگانه ایزووترم های جذب تعیین شد. با رگرسیون خطی داده های مربوط به هر ایزووترم جهت تعیین معادله خط مربوط، ضریب تعیین درمورد هریک از ایزووترم های لانگ موئیر (Langmuir) و فروندلیچ (Frundlich) به طور جداگانه مربوط به غلظت های فوق تعیین گردید. مقادیر R^2 (ضریب تعیین) مربوط به ایزووترم لانگ موئیر در pH های ۴/۹ ، ۶/۸ و ۸/۱ به ترتیب برابر ۰/۸۶ ، ۰/۰۹ و ۰/۸۶ به دست آمد که میانگین و انحراف معیار آنها به ترتیب برابر ۰/۸۷۳ و ۰/۰۲۳ می باشد. مقادیر ضریب تعیین مربوط به ایزووترم فروندلیچ در pH های ۴/۹ ، ۶/۸ و ۸/۱ به ترتیب برابر ۰/۸۲ ، ۰/۰۸۱ و ۰/۰۳۲ می باشد.

میزان حذف ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مختلف کربن فعال در زمان تماس های متفاوت در تصویر شماره ۲ نشان داده شده است. با افزایش میزان کربن فعال، درصد حذف کادمیوم افزایش یافت. تعادل جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم با گذشت زمان) پس از حدود ۴ ساعت برقرار شد. ایزووترم های جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال در pH های مختلف در دمای ۲۳ درجه سانتیگراد در تصویر

آزمایش نشان داده شده است. در این تحقیق استوانه ای از جنس اکریلیک شفاف به قطر ۱۴ سانتی متر و ارتفاع مفید (دارای بستر کربن) برابر ۵۲ سانتی متر به عنوان ستون GAC مورد استفاده قرار گرفت. جریان آب عبوری از ستون به صورت جریان رو به بالا (Up flow) بود. به منظور تنظیم دبی آب عبوری از ستون GAC از پمپ های تزریق استفاده شد.

جهت جلوگیری از خروج دانه های کربن فعال از ستون، در قسمت خروجی ستون، نازل هایی دارای شیارهای باریک قرار داده شد. به منظور توزیع یکنواخت جریان آب در ستون در قسمت ورودی ستون، نازل ها و بافل قرار گرفت. به هنگام پر کردن ستون ها، با اضافه کردن تدریجی کربن به ستون های محتوى آب همراه با تکان دادن ستون، هوای داخل منافذ کربن فعال خارج گردید.



تصویر شماره ۱ : ستون های کربن فعال مورد استفاده در تحقیق.

آب حاوی کادمیوم به غلظت های ۰/۲ و ۰/۵ میلی گرم بر لیتر به صورت جداگانه از ستون ها عبور داده شد. برای غلظت ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر زمان تماس ۳۰ دقیقه و برای غلظت ۰/۰۹ میلی گرم بر لیتر زمان تماس های ۳۰ دقیقه و ۶۰ دقیقه به صورت جداگانه منظور شد. آب خروجی از ستون در فواصل

معین (۰/۲ گرم) کربن فعال در pH برابر ۶/۸ به ترتیب ۶۱، ۵۴، ۵۰ و ۲۷ درصد به دست آمد.

معادله درجه اول سینتیکی Lagergren به صورت

زیر نوشته می شود:

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

در این رابطه q_e : میزان q (میلی گرم کادمیوم جذب شده روی یک گرم کربن فعال) پس از به تعادل رسیدن جذب

q_t : میزان q در زمان t (مثلاً یک ساعت اول)

Kad : ضریب جذب کادمیوم روی کربن فعال

t : مدت زمان تماس مورد نظر (مثلاً یک ساعت اول)

نمودار $\log(q_e - q_t)$ در مقابل زمان از روی داده های

مربوط به آزمایش جذب در تصویر شماره ۴ رسم شده است.

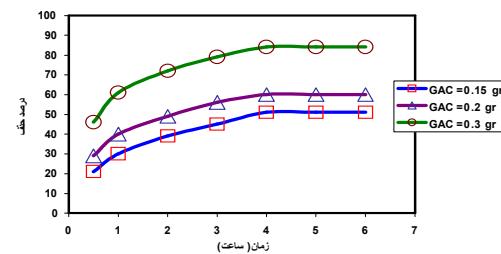
در تعیین اثر افزایش میزان کربن فعال بر میزان

جذب کادمیوم مشخص گردید که در حضور ۰/۱۵

گرم کربن فعال 69×10^{-6} میلی مول کادمیوم طی یک

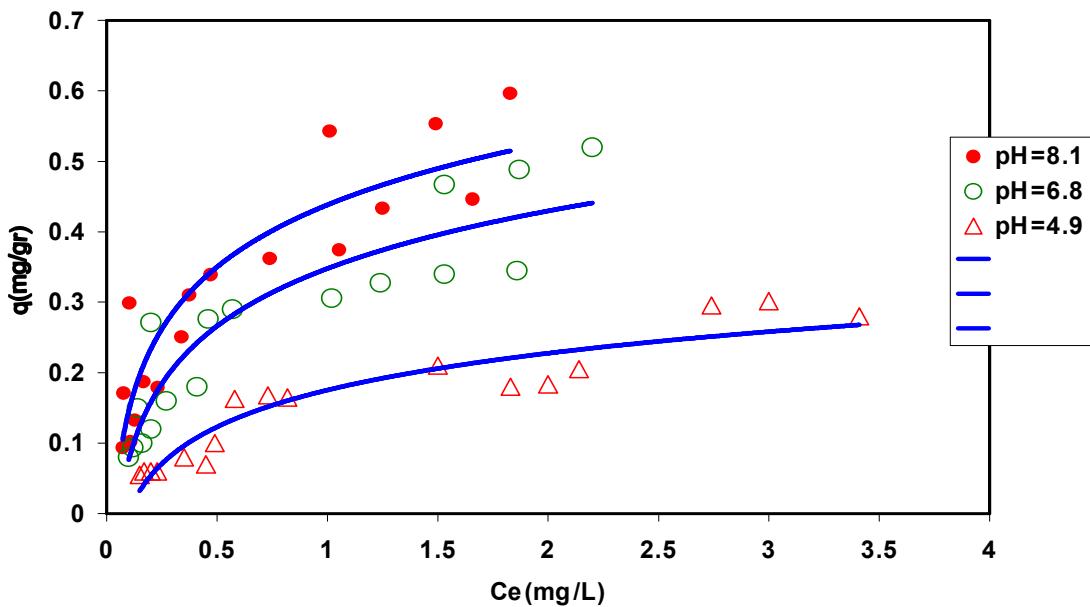
ساعت اول جذب شده است که نیمه عمر ۱/۶۶

شماره ۳ با یکدیگر مقایسه شده است. با افزایش pH میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت. داده های مرتبه به تعیین ایزوترم های جذب در دما های ۵ و ۲۵ درجه نشان داد که با افزایش دما میزان q (میلی گرم کادمیوم جذب شده به ازاء واحد وزن کربن فعال) افزایش می یابد.

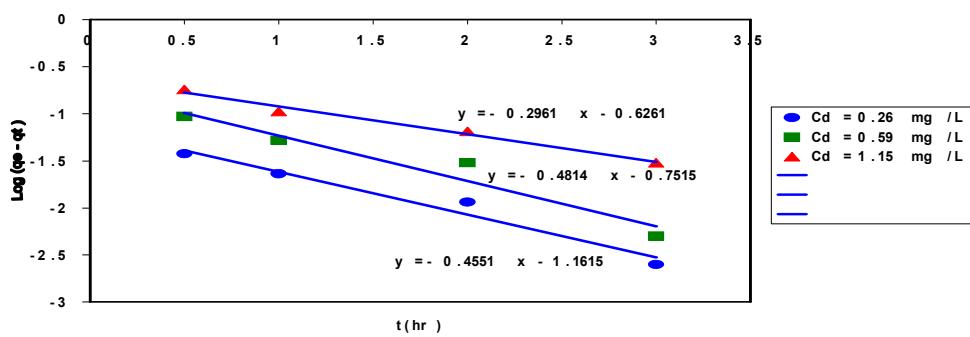


تصویر شماره ۲: مقایسه حذف ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقادیر مختلف کربن فعال بر حسب زمان (دما برابر ۲۳ درجه، pH برابر ۸/۶، حجم برابر ۱۰۰ میلی لیتر).

مقادیر حذف مرتبه به غلظت های ۰/۰۹، ۰/۲۶ و ۱/۱۰ و ۲/۰۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله مقدار



تصویر شماره ۳: مقایسه ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله کربن فعال در pH های مختلف و دمای ۲۳ درجه سانتیگراد.



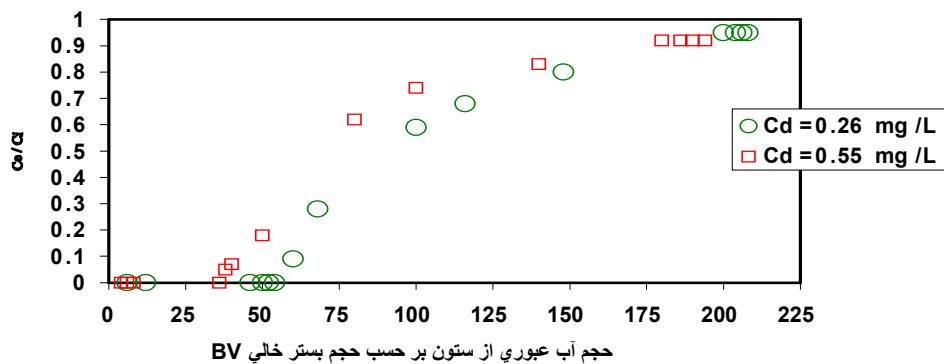
تصویر شماره ۴: رسم معادله لاغر گرن بر حسب زمان برای غلظت های مختلف کادمیوم جهت تعیین درجه واکنش.

منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی کادمیوم به غلظت های $0/26$ و $0/59$ میلی گرم بر لیتر از روی ستون کربن فعال در تصویر شماره ۵ نشان داده شده است. نقطه شکست منحنی ($Ce = 0/02$ Ci = $0/02$) مربوط به $0/26$ میلی گرم کادمیوم با عبور آب به میزان 55 برابر حجم بستر خالی (BV) و نقطه شکست مربوط به $0/59$ میلی گرم بر لیتر کادمیوم با عبور آب به میزان 40 برابر حجم بستر خالی رخ داد.

اضافه شده به $0/2$ گرم افزایش یافت میزان کادمیوم جذب شده طی یک ساعت اول به 92×10^{-6} رسید که نیمه عمر واکنش جذب به $1/25$ ساعت کاهش یافت. وقتی که میزان کربن فعال اضافه شده به $0/3$ گرم افزایش یافت میزان کادمیوم جذب شده طی یک ساعت اول به 140×10^{-6} رسید که نیمه عمر واکنش جذب به $0/82$ ساعت کاهش یافت.

استفاده از ایزوترم تا رسیدن به نقطه شکست مربوط به غلظت $0/059$ و $0/226$ میلی گرم بر لیتر به ترتیب $22/176$ و $56/448$ میلی گرم می باشد. در حالی که میزان

میزان جذب کادمیوم به وسیله ستون کربن فعال در شرایط واقعی با میزان جذب پیش بینی شده از روی معادله ایزوترم در جدول شماره ۲ مقایسه شده است. پیش بینی میزان جذب کادمیوم روی ستون کربن فعال با



تصویرشماره ۵: مقایسه منحنی های نقطه شکست مربوط به ستون GAC

1. Bed Volume

واقعی جذب شده روی ستون برای غلظت های فوق به ترتیب $112/2$ و $187/2$ میلی گرم به دست آمد.

بحث

معادله لانگموئیر برای جذب سطحی مواد جذب شونده روی ماده جاذب به صورت های زیر نوشته می شود:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{Q} + \frac{1}{Q.b} + \frac{1}{Ce} \quad \text{یا} \quad \frac{Ce}{q} = \frac{1}{Q.b} + \frac{1}{Q}$$

آنها q عبارت از میزان ماده جذب شده به وسیله واحد وزن ماده جاذب پس از فرا رسیدن تعادل جذب عبارت از Q (mg/L)، b اعداد ثابت و Ce (mg/gr) عبارت از غلظت تعادلی ماده جذب شونده پس از فرا رسیدن تعادل جذب است. از رسم $1/q$ در مقابل $1/Ce$ یا از رسم Ce/q در مقابل Ce خط راست ایجاد می شود که ضریب تعیین برای خط حاصله است. فرم خطی R^2 معادله فروندلیچ عبارت است از:

$$\text{Log } q = \text{Log } K + \frac{1}{n} \text{ Log } Ce$$

جدول شماره ۲: مقایسه میزان جذب کادمیوم به وسیله ستون کربن فعال در شرایط واقعی با میزان پیش بینی شده جذب از روی معادله ایزوترم ($T=23^{\circ}\text{C}$ ، $\text{pH}=6.8$)

	$Cd=0.59 \text{ mg/L}$	$Cd=0.26 \text{ mg/L}$
میزان q بدست آمده از	$0/0168$	$0/0066$
معادله ایزوترم *	(mg/gr)	
میزان کادمیوم جذب شونده	$56/448$	$22/176$
بواسیله ستون کربن فعال		
پیش بینی شده از ایزوترم		mg
حجم آب عبور از ستون تا	320	440
نقطه شکست		
میزان کادمیوم جذب شده	$187/2$	$112/2$
در شرایط واقعی		

* $cd=0/26 \text{ mg/l} \quad Ce/q=4/6032(Ce)+0/7843$
* $cd=0/59 \text{ mg/l} \quad Ce/q=4/9534(Ce)+0/2722$

روی کربن فعال دارای بار مثبت صورت گیرد پیوند شیمیایی با انرژی کافی با غلبه بر نیروی دافعه الکترواستاتیکی بین یون بار مثبت و سطح کربن فعال تشکیل می‌گردد^(۱۰).

با افزایش دما میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش یافت. گرچه جذب اغلب ترکیبات روی کربن فعال یک فرآیند گرمایزا است و با افزایش دما از میزان جذب ماده جذب شونده کاسته می‌شود اما در مورد کادمیوم به نظر می‌رسد که فرایند جذب به صورت گرمگیر است زیرا با افزایش دما میزان جذب افزایش پیدا کرد.

Corapcioglu و Huang (۱۹۸۷) چنین وضعیتی را در مورد جذب مس روی کربن فعال گزارش کرده‌اند. گفته شده است که یکی از علل این پدیده ممکن است اکسیداسیون پیوند C-H در سطح کربن فعال با افزایش دما یا افزایش سرعت و میزان رسوب گذاری فلز در سطح کربن با افزایش دما باشد^(۸).

با افزایش غلظت کادمیوم درصد حذف آن به وسیله کربن فعال کاهش یافت. علت این است که با افزایش غلظت کادمیوم به دلیل اشغال شدن سریع مکان‌های جذب سطحی (به دلیل زیاد بودن بارگذاری سطحی) ناشی از غلظت زیاد، نفوذ کادمیوم به داخل منافذ عمقی کاهش می‌یابد و در نتیجه از راندمان جذب کاسته می‌شود.

نقشه شکست در منحنی عملکرد ستون پس از تصفیه آب به میزان ۵۵ برابر حجم بستر (برای ۰/۲۶ میلی گرم بر لیتر کادمیوم) رخ داده است. Darnall (۲۰۰۰) اعلام کرد در صورتی که جاذبی بتواند تا رسیدن به نقطه شکست حداقل ۱۰۰ برابر حجم بستر خالی آب را تصفیه کند، کاربرد آن اقتصادی است^(۱۳).

میزان کادمیوم جذب شده روی ستون کربن فعال تا رسیدن به نقطه شکست از میزان پیش‌بینی شده از

خط راست ایجاد می‌شود. در بخش نتایج مقادیر R^2 (ضریب تعیین) برای هر یک از غلظت‌های اشاره شده مربوط به ایزووترم‌های لانگ موئیر و فرونالیچ آورده شده است. مقادیر R^2 در مورد ایزووترم‌های لانگ موئیر برای همه غلظت‌ها از مقادیر R^2 ایزووترم‌های فرونالیچ بیشتر است. بنابراین نتیجه‌گیری می‌شود که جذب کادمیوم روی کربن فعال با معادله لانگ موئیر تطابق بیشتری دارد.

با افزایش میزان کربن فعال، درصد حذف کادمیوم افزایش یافت. میزان جذب قابل ملاحظه در زمان تماس ۳۰ دقیقه میان این موضوع است که جذب کادمیوم روی کربن فعال بیشتر به صورت جذب فیزیکی است. با افزایش pH میزان جذب کادمیوم روی کربن فعال افزایش پیدا کرد.

بسته به pH محلول یون Cd^{2+} می‌تواند در محلول آبی، هیدرو-کمپلکس‌های متعددی تشکیل دهد. R. leyva-Ramos (۱۹۹۷) گزارش نمود که در pH کمتر از ۷، یون Cd^{2+} به صورت غالب وجود دارد و در $pH = ۹$ Cd^{2+} شروع به رسوب کردن می‌کند. در $pH = ۸$ ، Cd^{2+} به میزان ۹۰ درصد و $Cd(OH)^+$ به میزان ۱۰ درصد اجزای سازنده محلول را تشکیل می‌دهند و این بدان معنی است که در $pH = ۸$ و کمتر از آن کادمیوم موجود در محلول به صورت یون با بر مثبت به صورت $Cd(OH)^+$ یا Cd^{2+} وجود دارد. نقطه صفر بار (ZPC) برای کربن فعال مورد استفاده در $pH = ۳/۹$ به دست آمده است. در pH کمتر از ZPC سطح کربن فعال دارای بر مثبت است و در pH بالاتر از PZC سطح کربن فعال دارای بار منفی است. بنابراین در مقادیر pH بالاتر از ZPC، جذب Cd^{2+} دارای بار مثبت روی کربن فعال دارای بار منفی به میزان زیاد به صورت جاذبه الکترواستاتیکی است. در صورتی که در مقادیر pH کمتر از ZPC جذب یون بر مثبت بر

دلیل اختلاط کامل کربن فعال با آب تجمع OH در سطح کربن فعال وجود ندارد و رسوب‌گذاری سطحی اتفاق نمی‌افتد.

نتیجه‌گیری این که برای حذف کامل غلظت‌های کم کادمیوم از آب، نقطه شکست مربوط به منحنی عملکرد ستون نسبتاً زود (۵۵ برابر حجم بستر) فرا می‌رسد. در صورتی که قرار باشد از ستون کربن فعال جهت حذف غلظت‌های کم کادمیوم از آب استفاده شود، بهتر است با اتخاذ تدبیری نظیر کمک به ایجاد لایه‌بیولوژیکی روی کربن فعال کارآیی ستون را افزایش داد.

روی ایزوترم بیشتر است. علت این موضوع احتمالاً رسوب‌گذاری سطحی کادمیوم روی سطح کربن فعال است. در سطح کربن فعال به دلیل جذب H^+ ، غلظت OH افزایش یافته و در نتیجه در اطراف سطح کربن فعال pH افزایش می‌یابد که این امر منجر به تشکیل رسوب هیدروکسید کادمیوم در سطح و داخل منافذ درونی کربن فعال می‌گردد. در نتیجه جذب سطحی کادمیوم روی کربن فعال به همراه رسوب‌گذاری سطحی منجر به افزایش میزان جذب کادمیوم توسط ستون کربن فعال می‌گردد(۶). در حالی که در آزمایش به Batch

فهرست منابع

1. Chapman D. Water quality assessments. Second edition, London: E & FN Spon; 1996. p. 449- 451.
2. Kawamura S. Integrated design of water treatment facilities. First edition, USA: John Wiley & Sons; 1991. p. 566.
3. Butter T.J. The removal and recovery of cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale. *Wat. Res.* 1998; 32(2): 400-406.
4. Reed B, Arunachalam S. Removal of lead and cadmium from aqueous waste streams using granular activated carbon. *Environmental progress.* 1994; 13(1):
5. Pontius W.F. Water quality and treatment, Fourth edition, New York, Mc Graw- Hill; 1990. p. 812-817.
6. Seco A. Study of the adsorption of Cd and Zn onto an activated carbon: influence of pH, cation concentration, and adsorbent concentration. *Separation Science and Technology*, 1999; 34(8): 1577-1593.
7. Gabaldon C. Cadmium and copper removal by granular activated carbon. *Separation Science and Technology*. 2000; 35(7): 1539-1553.
8. Corapcioglu M.O, Huang C.P. The adsorption of heavy metals on to hydrous activated Carbon. *Water Research.* 1987; 21(9): 1031-1044.
9. Huang C.P, Asce M, Ostovic F.B. Removal of cadmium (II) by activated carbon adsorption. *Journal of the Environmental Engineering Division.* 1978 Oct; 863-877.
10. R.leyva-Ramos. Adsorption of cadmium (II) from aqueous solution on to activated carbon. *Wat. Sci. Tech.* 1997; 35(7): 205-211.
11. M. Gafar, U. Ehsan. Evaluation of granular activated carbon sand based fixed bed treatment of natural waters for trace metal removal. *Pak. J. Sci. Ind. Res* 1993; 36(2-3): 119-122.
12. Annual Book of ASTM Standards, 1991, Vol. 15.01.
13. Dennis W Darnall, EPA/540/5-90/005a CR: 815318010, 2000.