

بررسی میزان حذف کادمیوم از آب به وسیله توده باکتریایی در فیلترسیلیسی بیولوژیکی

محمود شریعت (Ph.D)**

رمضانعلی دیانتي تیلکی (Ph.D)*

چکیده

سابقه و هدف : بررسی ها نشان می دهد که آب های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده در مقادیر بیش تر از حد مجاز شرب، به کادمیوم آلوده می باشند. در مورد جذب بیولوژیکی کادمیوم در غلظت های زیاد (موجود در فاضلابهای صنعتی) با استفاده از توده باکتریایی، گزارش های متعددی وجود دارد. اما در باره حذف غلظت های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) به روش مذکور، تحقیقات اندکی صورت گرفته است. هدف از این تحقیق، تعیین خطوط منحنی (ایزوترم های) جذب کادمیوم (در محدوده غلظت های ۰/۲ تا ۵ میلیگرم بر لیتر) به وسیله توده باکتریایی، تعیین اثرات pH و غلظت توده روی خطوط منحنی جذب و همچنین تعیین میزان کارآیی ستون حاوی بستر سیلیس دارای توده چسبیده، در حذف کادمیوم از آب بوده است.

مواد و روش ها : خطوط منحنی جذب کادمیوم به وسیله توده باکتریایی در pH های مختلف مطابق روش ASTM تعیین شد. اثر غلظت توده بر میزان جذب کادمیوم روی واحد وزن توده (q) ، میزان جذب کادمیوم به وسیله توده تازه و غیر تازه، و همچنین میزان واجذب کادمیوم از توده بر اثر تماس با آب مقطر تعیین گردید. منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی کادمیوم برای غلظت ۰/۵ میلی گرم بر لیتر در زمان تماس های بستر خالی (EBCT) برابر ۱۵ و ۳۰ دقیقه رسم گردید.

یافته ها : با افزایش غلظت اولیه کادمیوم، میزان جذب آن روی واحد وزن توده (q) زیاد، اما بازده حذف، کاهش یافت. جذب کادمیوم روی توده باکتریایی از معادله سینتیک درجه اول تبعیت کرد. با افزایش غلظت توده از میزان جذب کادمیوم روی واحد وزن توده (q) ، کاسته شد. افزایش pH موجب افزایش جذب کادمیوم شد. میزان جذب کادمیوم به وسیله توده تازه و غیر تازه تقریباً با هم برابر بود. میزان جذب کادمیوم از توده بر اثر تماس با آب مقطر، ۱۶ درصد به دست آمد. برای غلظت ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم ، در زمان ماند های ۱۵ و ۳۰ دقیقه، نقاط شکست به ترتیب پس از عبور آب به میزان ۴۰ و ۸۵ برابر حجم بستر خالی اتفاق افتاد.

استنتاج : جذب کادمیوم به وسیله توده باکتریایی غالباً به صورت فیزیکی است و از سینتیک درجه اول

تبعیت می کند.

واژه های کلیدی : کادمیوم، بیوماس باکتریایی، ایزوترم

* ساری: وصال شیرازی- دانشکده بهداشت

* دکترای بهداشت محیط استادیار دانشگاه علوم پزشکی مازندران

** استاد بهداشت محیط- دانشگاه علوم پزشکی تهران

تاریخ تصویب: ۸۲/۶/۱۶

تاریخ ارجاع جهت اصلاحات: ۸۲/۵/۱

تاریخ دریافت: ۸۲/۲/۱۴

مقدمه

در این تحقیق حذف کادمیوم از آب با استفاده از فیلتر سیلیسی بیولوژیکی مورد بررسی قرار گرفته است. هدف از این تحقیق، تعیین ایزوترم‌های جذب غلظت‌های کم کادمیوم (در محدوده بین ۰/۲ تا ۵ میلی‌گرم بر لیتر) روی توده باکتریایی در pH های مختلف و تعیین میزان بازده فیلتر سیلیسی بیولوژیکی در حذف کادمیوم از آب در زمان ماند (EBCT)^۱ های مختلف بوده است.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در سال ۱۳۸۰ در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی تهران انجام پذیرفت. در این تحقیق استوانه‌ای از جنس اکریلیک شفاف به قطر ۱۴ سانتی‌متر و ارتفاع مفید (حاوی بستر) ۵۲ سانتی‌متر مجهز به دیفیوزر (پخشان) جهت هوادهی بستر، به عنوان ستون، جهت تشکیل بیوفیلم چسبیده استفاده شد. دانه‌های ماسه (سیلیس) دارای محدوده اندازه مش ۲۰×۱۲ (عبوری از الک با مش ۱۲ و عبور نکرده از الک با مش ۲۰) به عنوان ماده پرکننده جهت ایجاد بستر برای تشکیل بیوفیلم انتخاب شد و داخل ستون قرار داده شد. جریان آب عبوری از ستون به صورت جریان رو به بالا (Up flow) بود. به منظور تنظیم برون ده آب عبوری از ستون، از پمپ تزریق استفاده شد. جهت جلوگیری از خروج دانه‌های سیلیس از ستون، در قسمت خروجی، نازل‌هایی دارای شیارهای باریک قرار داده شد. به منظور توزیع یکنواخت جریان آب، در قسمت ورودی ستون، نازل‌ها و بافل قرار گرفت. در تصویر شماره ۱ تصویر سیستم مورد استفاده در تحقیق نشان داده شده است.

کادمیوم یکی از فلزات سنگین سمی است که از راه‌های مختلف نظیر پساب‌های صنعتی، خانگی، کشاورزی و مکان‌های دفن غیربهداشتی مواد زاید شهری و صنعتی وارد منابع آب می‌شود. حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در پساب‌های صنعتی تصفیه شده قابل تخلیه به آب‌های پذیرنده، ۰/۲۵ میلی‌گرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز کادمیوم در آب شرب ۰/۰۰۵ mg/L است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که آب‌های سطحی یا زیرزمینی در بعضی از مناطق اطراف منابع آلاینده در مقادیر بیش‌تر از حد مجاز شرب، به کادمیوم آلوده می‌باشد(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. انتخاب نوع روش به عواملی نظیر میزان غلظت کادمیوم در فاضلاب یا آب تصفیه نشده، درجه تصفیه مورد نیاز و مسائل اقتصادی بستگی دارد(۲). در صورتی که غلظت کادمیوم کم‌تر از ۵ میلی‌گرم 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، توده باکتریایی است. درباره حذف کادمیوم در غلظت‌های زیاد (موجود در فاضلاب‌ها) به وسیله توده باکتریایی، گزارش‌های متعددی وجود دارد(۴). با توجه به جست و جوی‌های زیاد، درباره حذف غلظت‌های کم کادمیوم (موجود در منابع آب آلوده شده) با استفاده از توده باکتریایی، گزارش‌های کمی یافت شده است(۵).

1. Empty Bed Contact Time

مقطر، مقداری بیوفیلیم از روی آن جدا شد. پس از سانتریفوژ سوسپانسیون حاصله، کیک توده باکتریایی به دست آمد و به میزان مورد نظر، در داخل ارلن ها جهت انجام آزمایش های مربوط به تعیین ایزوترم ها قرار گرفت. به منظور تعیین وزن خشک، ۰/۱ گرم کیک توده به مدت یک ساعت در داخل اجاق خشک کن (Oven) در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد قرار گرفت و سپس توزین گردید. متوسط وزن خشک به دست آمده مربوط به ۰/۱ گرم کیک توده، برابر ۰/۰۸۳ گرم به دست آمد، میزان رطوبت کیک توده، ۱۷ درصد تعیین گردید.

برای ساخت محلول های کادمیوم از سولفات کادمیوم به فرمول $3 \text{ Cd} (\text{SO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ استفاده گردید و NaOH ، HNO_3 و ۰/۰۱ نرمال جهت تنظیم pH محلول ها به کار رفت. از آنجا که محلول ها به وسیله آب مقطر فاقد یون ساخته شدند، با اضافه کردن نمک طعام به آن ها، غلظت 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 آزمایش های مربوط به تعیین ایزوترم ها، ۰/۱ گرم کیک توده (معادل ۰/۰۸۳ گرم وزن خشک) به ۱۰۰ میلی لیتر از محلول حاوی غلظت معین کادمیوم موجود در ارلن های مایرها اضافه شد. برای هر غلظت مشخص از کادمیوم (۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر)، به طور جداگانه مقدار ۰/۱ گرم کیک توده 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 شد. 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 ۱ تا ۶ ساعت با سرعت ۳۰ دور در دقیقه، تکان داده شدند. هر بار پس از صاف کردن محلول به وسیله فیلتر فایبر گلاس (GF/A)، میزان کادمیوم باقی مانده در محلول اندازه گیری می شد.



تصویر شماره ۱: تصویر سیستم مورد استفاده در تحقیق

از استات سدیم (CH_3COONa) به میزان ۲ گرم بر لیتر و نترات آمونیوم ($\text{NH}_4 \text{NO}_3$) و پتاسیم دی هیدروژن فسفات (KH_2PO_4)، هر کدام به میزان ۰/۵ گرم بر لیتر و کلرید کلسیم (CaCl_2) و سولفات منیزیم (MgSO_4) هر کدام به میزان ۰/۲ گرم بر لیتر، به عنوان مواد مغذی جهت رشد باکتری ها و تشکیل بیوفیلیم استفاده شد.

به منظور تشکیل لایه بیولوژیکی روی بستر، ابتدا دانه های سیلیس با مقداری لجن فعال (به عنوان بذر) آغشته شدند و در داخل ستون قرار گرفتند. به ستون، آب حاوی مواد مغذی فوق، اضافه شد و به مدت ۴۸ ساعت، هوادهی صورت گرفت. سپس با عبور آب معمولی از ستون، باقی مانده محیط کشت از داخل ستون، خارج و بدین ترتیب، ستون دارای بیوفیلیم چسبیده، آماده انجام آزمایش شد.

آزمایش های مربوط به تعیین ایزوترم ها و عوامل موثر بر آن ها به صورت ناپیوسته (batch) انجام گرفت. برای این منظور مقداری از بستر سیلیس دارای بیوفیلیم چسبیده از ستون، خارج و از طریق شست و شو با آب

اندازه‌گیری کادمیوم با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل Chem Tech Analytical ALPHA 4 شعله‌ای با سوخت هوا- استیلن در طول موج ۲۲۸/۸ نانومتر انجام پذیرفت.

یافته‌ها

الف) نتایج ناپیوسته (batch) آزمایش‌های برای هر یک از غلظت‌های ۰/۲، ۰/۵، ۱، ۲ و ۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، به طور جداگانه ایزوترم‌های مربوط به جذب تعیین شد. با رگرسیون خطی داده‌های مربوط به هر ایزوترم جهت تعیین معادله خط مربوط، ضریب تعیین در مورد هر یک از ایزوترم‌های لانگموئیر و فروندلیچ به طور جداگانه در ارتباط با غلظت‌های فوق تعیین گردید. مقادیر ضریب تعیین مربوط به ایزوترم‌های لانگموئیر و فروندلیچ در pHهای ۵/۵، ۷ و ۸ در جدول شماره ۱ آورده شده و مقادیر میانگین (X) آن‌ها با هم مقایسه شده است.

مقادیر حذف مربوط به غلظت‌های ۱، ۲ و ۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله ۸۳۰ میلی گرم بر لیتر (وزن خشک) توده در زمان تماس‌های متفاوت، در نمودار شماره ۱ نشان داده شده است.

با افزایش غلظت کادمیوم، درصد حذف آن به وسیله توده کاهش یافت. تعادل جذب (عدم تغییر غلظت کادمیوم با گذشت زمان) پس از حدود ۴ ساعت برقرار شد.

مقایسه مقادیر جذب ۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله توده تازه با غیر تازه در pH=۸ در نمودار شماره ۲ آمده است. میزان جذب کادمیوم به وسیله توده تازه و غیر تازه تقریباً با هم برابر به دست آمد.

پس از آزمایش‌های متعدد، زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی توده مورد آزمایش، حدود ۴ ساعت به دست آمد. برای حصول اطمینان از دست‌یابی به تعادل جذب در آزمایش‌های تعیین ایزوترم‌ها، ارلن‌ها به مدت ۶ ساعت در شیکر تکان داده شدند. با استفاده از اسید سولفوریک، نمونه‌های صاف شده تا pH کمتر از ۲ اسیدی می‌گردید و میزان کادمیوم آن اندازه‌گیری می‌شد. جهت تعیین اثر غلظت توده بر میزان جذب کادمیوم، آزمایش‌های تعیین ایزوترم‌ها با استفاده از ۰/۵ گرم کیک توده (معادل ۰/۴۱۵ گرم وزن خشک) مشابه شرایط فوق انجام شد. به منظور مقایسه بین میزان جذب کادمیوم به وسیله توده تازه و غیر تازه، مقداری از توده به مدت دو هفته در داخل یخچال نگهداری گردید و سپس آزمایش‌های تعیین میزان جذب کادمیوم روی آن به صورت batch انجام شد.

با در تماس قرار دادن توده باکتریایی حاوی کادمیوم با آب مقطر به مدت ۶ ساعت، میزان کادمیوم واجذب شده از توده و وارد شده به آب مقطر اندازه‌گیری شد. آب حاوی ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم، با زمان تماس‌های ۱۵ و ۳۰ دقیقه به طور جداگانه از ستون (فیلتر سیلیسی بیولوژیکی) عبور داده شد. آب خروجی از ستون در فواصل زمانی مختلف، نمونه برداری شد. ابتدا نمونه به وسیله فیلتر فایبر گلاس صاف می‌گردید و سپس با اضافه کردن اسید سولفوریک، اسیدی می‌شد و تا قبل از اندازه‌گیری در یخچال نگهداری می‌گردید.

هر یک از غلظت‌های کادمیوم (۰/۲ تا ۵ میلی گرم بر لیتر) در هر یک از حالت‌های مورد بررسی، سه بار مورد آزمایش قرار می‌گرفت که انحراف معیار در همه موارد، کوچک‌تر از ۰/۰۵ بود و میانگین اعداد، به عنوان داده در نظر گرفته می‌شد.

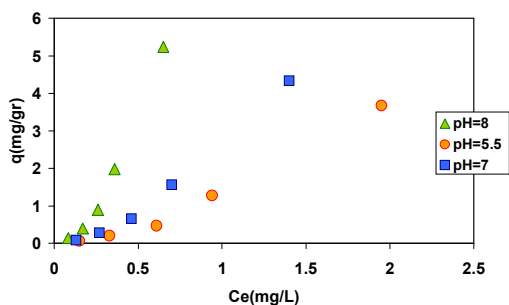
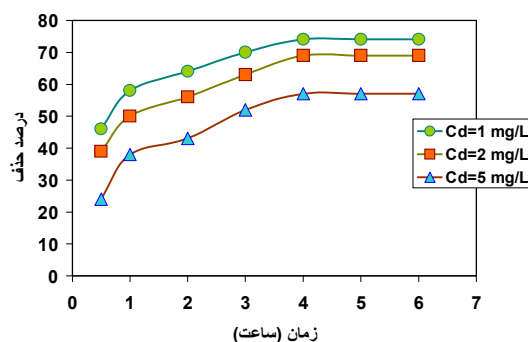
جدول شماره ۱: مقایسه مقادیر R^2 (ضریب تعیین) مربوط به معادلات لانگموئیر و فروندلیچ برای جذب بیولوژیکی کادمیوم به وسیله مقادیر مختلف توده در pH های متفاوت

Log q = Log K + 1/n Log C _e			1/q = (1/q _m) + (1/b q _m) 1/C _e		
Log q	V _s	Log C _e	1/q	V _s	1/C _e
pH	Biomass (gr) =	0.415gr R ²	pH	0.415gr R ²	0.083gr R ²
5.5		0.9997	5.5	0.9239	0.9841
7		0.9996	7	0.9141	0.9794
8		0.9194	8	0.9963	0.9889

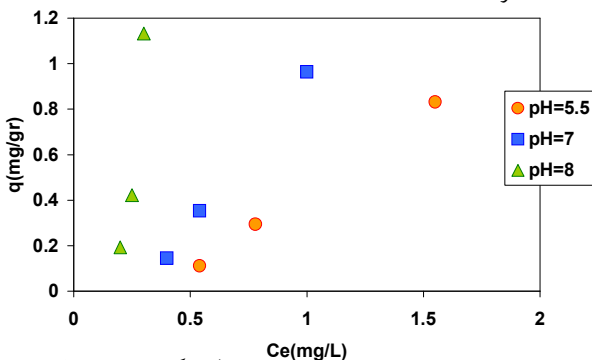
X=0.9743
SD = 0.029

X=0.9644
SD = 0.035

نمودار شماره ۳ با یکدیگر مقایسه شده است. با افزایش pH، میزان جذب کادمیوم به وسیله توده افزایش یافت. مقادیر جذب کادمیوم به وسیله ۸۳۰ و ۴۱۵۰ میلی گرم بر لیتر بیوماس در نمودارهای شماره ۳ و ۴ نشان داده شده است. با افزایش غلظت توده میزان جذب کادمیوم کاهش یافت.

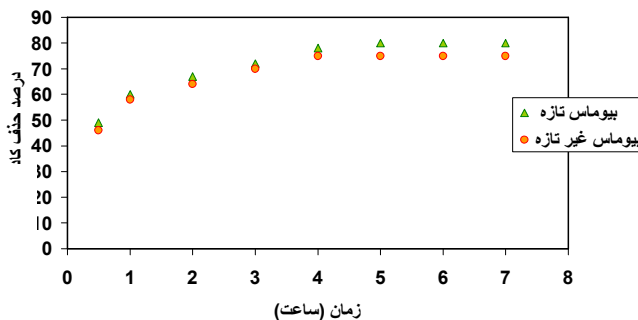


نمودار شماره ۳: مقایسه ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله ۸۳۰ میلی گرم بر لیتر توده در pH های مختلف و دمای ۲۵ درجه سانتی گراد



نمودار شماره ۴: مقایسه ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله ۴۱۵۰ میلی گرم بر لیتر توده در pH های مختلف و دمای ۲۵ درجه سانتی گراد

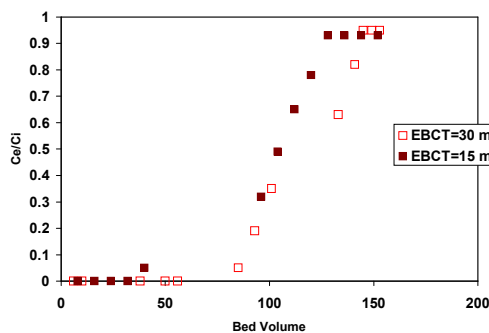
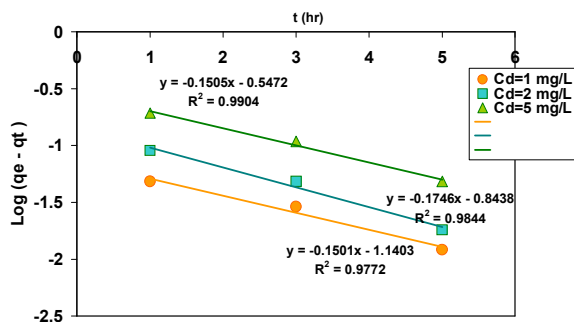
نمودار شماره ۱: مقایسه میزان حذف مقادیر مختلف کادمیوم بر حسب زمان به وسیله ۸۳۰ میلی گرم بر لیتر توده در pH برابر ۷



نمودار شماره ۲: مقایسه میزان حذف ۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله ۸۳۰ میلیگرم بر لیتر توده تازه و غیر تازه در pH=8

ایزوترم های جذب کادمیوم به وسیله توده در pH های مختلف در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد

چسبیده در زمان تماس (EBCT) های ۱۵ و ۳۰ دقیقه در نمودار شماره ۶ نشان داده شده است.
نمودار شماره ۵: رسم معادله Lagergren برای جذب غلظت های مختلف کادمیوم به وسیله ۰/۰۸۳ گرم (وزن خشک) توده



نمودار شماره ۶: مقایسه منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی ۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم در زمان ماندهای ۱۵ و ۳۰ دقیقه

جدول شماره ۲: داده های مربوط به تعیین میزان جذب و واجذب کادمیوم توسط ۰/۰۸۳ گرم (وزن خشک) توده pH=7 t=23 V=100 mL

الف) داده های مربوط به جذب

میزان کادمیوم جذب شده توسط ۰/۰۸۳ گرم توده (میلی گرم)	درصد حذف	Ce(mg/L)	Ci(mg/L)	M(وزن خشک)
۰/۰۶۶	۵۵	۰/۵۴	۱/۲	۰/۰۸۳

ب) داده های مربوط به واجذب

درصد کادمیوم واجذب شده	میزان کادمیوم واجذب شده (میلی گرم)	میزان کادمیوم اندازه گیری شده در آب مقطر پس از ۶ ساعت زمان تماس (میلی گرم بر لیتر)	زمان تماس توده حاوی کادمیوم با آب مقطر (ساعت)	حجم آب مقطر (میلی لیتر)	میزان توده حاوی کادمیوم
۱۶	۰/۰۱۰۵۶	۰/۱۰۵۶	۶	۱۰۰	۰/۰۸۳

معادله درجه اول سینتیکی Lagergren به صورت

زیر نوشته می شود:

$$\text{Log}(q_e - q_t) = \text{Log } q_e - (K_{ad}/2.303)t$$

در این رابطه q_e برابر میزان q (میلی گرم کادمیوم

جذب شده روی یک گرم توده (وزن خشک) پس از

به تعادل رسیدن جذب

q_t برابر میزان q در زمان t (مثلا یک ساعت اول)

K_{ad} برابر ضریب جذب کادمیوم روی توده

t برابر مدت زمان تماس مورد نظر (مثلا یک ساعت اول)

نمودار $\text{Log}(q_e - q_t)$ در مقابل زمان از روی

داده های مربوط به آزمایش جذب در نمودار شماره ۵

رسم شده است. با استفاده از شیب خطوط، مقادیر

ضریب جذب (K_{ad}) کادمیوم برای غلظت های ۱، ۲ و

۵ میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر ۰/۳۴۶۶، ۰/۴۰۲۱ و

۰/۳۴۵۶ به دست می آید.

در جدول شماره ۲ میزان و درصد کادمیوم واجذب

شده بر اثر تماس توده حاوی کادمیوم با آب مقطر،

آورده شده است.

ب) نتایج آزمایش های روی ستون

منحنی های نقطه شکست مربوط به عبور آب حاوی

۰/۵ میلی گرم بر لیتر کادمیوم از روی ستون دارای توده

بحث

فرم خطی معادله فروندلیچ برای جذب سطحی مواد جذب شونده روی ماده جاذب به صورت زیر نوشته می شود:

$$\text{Log } q_e = \text{Log } k + 1/n \text{ Log } C_e$$

که در آن q_e برابر میزان میلی گرم ماده جذب شده به ازای واحد وزن (یک گرم) ماده جاذب k و n اعداد ثابت و C_e برابر غلظت تعادلی (پس از به تعادل رسیدن جذب) ماده جذب شونده می باشد.

معادله فروندلیچ با فرض یکسان نبودن انرژی مکان‌های جذب روی ماده جاذب و جذب چند لایه‌ای ماده جذب شونده بنا نهاده شده است. از رسم q_e در مقابل C_e روی کاغذ لگاریتمی، خطی راست ایجاد می شود که شیب آن برابر $\frac{1}{n}$ است. R^2 ضریب رگرسیون خط حاصله می باشد.

فرم خطی معادله لانگ موئیر برای جذب سطحی مواد جذب شونده روی ماده جاذب به صورت زیر نوشته می شود.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{d \cdot q_m} \left(\frac{1}{c_e} \right)$$

از رسم $\frac{1}{q_2}$ در مقابل $\frac{1}{c_e}$ خط راستی با شیب $\frac{1}{bq_m}$ و عرض از مبدا $\frac{1}{q_m}$ ایجاد می شود. R^2 ضریب رگرسیون خط حاصله است. q_m و b اعداد ثابت و q_e و C_e مطابق تعریف فوق می باشند. معادله لانگ موئیر با فرض یکسان بودن انرژی مکان‌های جذب روی ماده جاذب و جذب یک لایه ای ماده جذب شونده بنا نهاده شده است. مقایسه ضریب رگرسیون مربوط به تطابق ایزوترم جذب مورد مطالعه با معادله فروندلیچ ($R^2 = 0.9743$ و $SD = 0.029$) با ضریب رگرسیون مربوط به تطابق ایزوترم جذب مورد مطالعه با معادله لانگ موئیر ($R^2 = 0.9644$ و $SD = 0.035$) نشان می دهد که جذب کادمیوم به وسیله توده مورد مطالعه با معادله لانگ موئیر و فروندلیچ سازگار است و با معادله

فروندلیچ تطابق بیشتری دارد. زیرا مقادیر ضریب رگرسیون (R^2) مربوط به آن از مقادیر R^2 مربوط به معادله لانگ موئیر، بزرگ تر است.

Dong W.Kim و همکارانش (۲۰۰۲)، ایزوترم جذب کادمیوم روی توده لجن فعال در حالت رشد معلق را تعیین و گزارش نموده‌اند که جذب کادمیوم روی لجن فعال مورد مطالعه (با استفاده از استات سدیم به‌عنوان منبع کربن) با معادله لانگ موئیر، تطابق بیش تری داشته است (۶).

زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم روی توده مورد مطالعه، حدود ۴ ساعت به دست آمده است. F.M.Wallis و S.C.Costley (۲۰۰۱) زمان به تعادل رسیدن جذب کادمیوم به وسیله توده باکتریایی را ۴ ساعت به دست آورده‌اند (۷). تعادل جذب به معنای عدم تغییر غلظت ماده جذب شونده در محلول با گذشت زمان است و مبین این موضوع است که حداکثر میزان جذب روی ماده جذب شونده صورت گرفته است. همان‌طور که در نمودار شماره ۱ نشان داده شده است، میزان جذب در ۳۰ دقیقه اول زیاد است و با گذشت زمان به تدریج افزوده می شود تا این که پس از ۴ ساعت به حداکثر میزان خود می رسد. زیاد بودن میزان جذب در ابتدای فرآیند جذب دلیل بر این موضوع است که جذب کادمیوم به وسیله توده مورد مطالعه، بیش تر از نوع جذب فیزیکی روی دیواره سلولی باکتری‌ها است. J.A. Scott و S.J.Palmer (۱۹۹۰) در مقاله ای بیان نموده اند که زیاد بودن میزان جذب کادمیوم در ابتدای فرایند جذب، مبین جذب فیزیکی روی دیواره سلولی است (۸). در نمودار شماره ۲، میزان جذب کادمیوم به وسیله توده تازه با میزان جذب کادمیوم به وسیله توده غیر فعال (نگهداری شده در یخچال در دمای ۴°C به مدت یک هفته) با یکدیگر مقایسه شده است. همان‌گونه

به وسیله *Sphaerotilus natans* را مورد بررسی قرار داده و اعلام نمودند که با افزایش pH، میزان جذب کادمیوم روی این باکتری افزایش می‌یابد (۱۰).

Y.Liu و M.C.Lam (۲۰۰۱) گزارش کرده‌اند که با افزایش pH تا ۸، میزان جذب نیکل به وسیله لجن ثانویه (لجن فعال) افزایش می‌یابد و با افزایش بیش تر pH از میزان جذب کاسته می‌شود. آن‌ها علت کم شدن میزان جذب فلز روی توده با افزایش pH بیش از ۸ را آزاد شدن ترکیبات آلی محلول از میکروارگانیسم‌ها در pH های بالا دانسته‌اند؛ زیرا این ترکیبات با فلزات سنگین، کمپلکس تشکیل می‌دهند. همچنین اعلام شده است که علت کاهش میزان جذب فلزات سنگین با افزایش بیش از حد pH، می‌تواند مربوط به تشکیل کمپلکس هیدروکسید یا کربنات فلز باشد که تمایل کمی برای جذب روی سطوح میکربی دارد (۱۱).

میزان جذب کادمیوم به وسیله ۸۳۰ و ۴۱۵۰ میلی گرم بر لیتر (وزن خشک) توده مورد مطالعه در PH های مختلف در نمودارهای شماره ۳ و ۴ با یکدیگر مقایسه شده است. گرچه با ۵ برابر شدن غلظت توده، تنها به مقدار کمی درصد حذف کادمیوم افزایش نشان داد، از میزان جذب کادمیوم به ازاء واحد وزن توده (q) به مقدار زیادی کاسته شد.

Jianmin wang و همکارانش (۱۹۹۹) میزان جذب Ni(II) به وسیله لجن ثانویه (از سیستم لجن فعال) در دو غلظت مختلف از توده را مورد بررسی قرار دادند و گزارش نموده‌اند که با افزایش غلظت توده، میزان جذب نیکل کاهش می‌یابد. آن‌ها نتیجه گرفتند که با افزایش غلظت توده، میزان غلظت مواد آلی محلول افزایش می‌یابد و چون مواد آلی با نیکل، کمپلکس تشکیل می‌دهند، میزان جذب نیکل روی توده کاهش می‌یابد (۹). J.Scott و G.K.Sage (۱۹۸۸) گزارش کرده‌اند که میزان جذب کادمیوم به وسیله باکتری‌ها به غلظت

که ملاحظه می‌شود، میزان کادمیوم جذب شده به وسیله توده تازه با میزان کادمیوم جذب شده به وسیله توده غیر فعال، تقریباً برابر است. این موضوع نشان می‌دهد که جذب کادمیوم به وسیله باکتری‌ها یک فرآیند فیزیکی و شیمیایی است و فعالیت بیولوژیکی توده بر میزان جذب کادمیوم تأثیری ندارد. بنابراین خواص مربوط به جذب فلزات توسط باکتری‌ها را می‌توان به صورت آزمایش‌های batch در آزمایشگاه انجام داد و نتیجه را به یک سیستم واقعی تصفیه تعمیم داد.

Jianmin Wang و همکارانش (۱۹۹۹) ضمن اعلام منابع مطالعاتی متعدد در مورد زمان به تعادل رسیدن جذب فلزات سنگین روی لجن فعال، گزارش کرده‌اند که جذب فلزات سنگین روی لجن ثانویه شامل دو مرحله است: مرحله اول که شامل جذب سریع و به میزان زیاد در مدت زمان کوتاه (از چند دقیقه تا یک ساعت) است و مرحله دوم که شامل جذب تدریجی با سرعت کم در مدت زمان طولانی‌تر (چند ساعت) است. آنها همچنین میزان جذب فلزات سنگین به وسیله لجن فعال تازه و غیر تازه (نگهداری شده در یخچال به مدت دو هفته) را با یکدیگر مقایسه نموده‌اند (۹).

اثر تغییر pH بر میزان جذب کادمیوم به وسیله توده چسبیده در نمودار شماره ۳ نشان داده شده است. با افزایش pH، میزان جذب کادمیوم به وسیله توده افزایش یافت. یا کاهش pH به ۵/۵، میزان جذب کادمیوم توده چسبیده کاهش یافت؛ در حالی که با افزایش pH به ۸، میزان جذب کادمیوم به میزان بیش‌تری افزایش یافت. اثر افزایش pH بر افزایش میزان جذب کادمیوم در غلظت‌های بالاتر، مشهودتر است. با افزایش pH، گروه‌های عاملی موجود در سطح دیواره باکتری‌ها، پروتون خود را از دست می‌دهند که یون‌های فلزی می‌تواند به جای آن‌ها جایگزین شود. A. Esposito و همکارانش (۲۰۰۱) اثر تغییر pH بر میزان جذب کادمیوم

منحنی‌های نقطه شکست مربوط به جذب ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم به وسیله ستون حاوی توده چسبیده مربوط به زمان تماس‌های ۱۵ دقیقه و ۳۰ دقیقه در نمودار شماره ۶ با هم مقایسه شده است. در صورتی که نقطه شکست را در نسبت $Ce/Ci=0.05$ تعریف نماییم، برای زمان تماس ۱۵ دقیقه، نقطه شکست پس از عبور آب به میزان ۴۰ برابر حجم بستر (Bed Volume) ایجاد می‌شود و برای زمان تماس ۳۰ دقیقه، نقطه شکست پس از ۸۵ برابر حجم بستر فرا می‌رسد. این موضوع نشان می‌دهد که افزایش زمان تماس از ۱۵ دقیقه به ۳۰ دقیقه، بازده ستون را بهبود می‌بخشد.

به عنوان نتیجه‌گیری کلی می‌توان گفت جذب کادمیوم به وسیله توده به صورت جذب فیزیکی است و از سینتیک مرتبه اول تبعیت می‌کند. همچنین حذف کامل مقادیر اندک کادمیوم از منابع آب آلوده شده با استفاده از فیلتر شنی بیولوژیکی قابل انجام بوده و نقطه شکست پس از عبور آب به میزان ۸۵ برابر حجم بستر، فرا می‌رسد.

باکتری‌ها بستگی دارد و با افزایش غلظت باکتری‌ها، میزان جذب کادمیوم کاهش می‌یابد. آن‌ها علت این امر را احتمالاً واکنش متقابل بین گروه‌های عاملی سطح باکتری‌ها در زمانی که غلظت باکتری‌ها زیاد است، دانسته‌اند (۱۲).

از رسم $\text{Log}(qe-qt)$ در مقابل زمان (t)، خط راست ایجاد می‌شود که مبین این است که جذب بیولوژیکی کادمیوم به وسیله توده باکتریایی مورد آزمایش از سینتیک مرتبه اول تبعیت می‌نماید.

J.A. Scott و A.M. Karanjkar (۱۹۹۵) با استفاده از معادله Lagergren سینتیک مرتبه اول، جذب بیولوژیکی کادمیوم به وسیله توده را توجیه کرده‌اند (۱۳).

میزان واجذب کادمیوم از توده که کادمیوم را جذب کرده بود، بر اثر ۶ ساعت تماس توده با آب، ۱۶ درصد به دست آمد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که میزان واجذب در زمان تماس‌های کم‌تر، میزان پایین‌تری است. Sabine P.Kuhn و Robert M.Pfister (۱۹۹۰) میزان واجذب کادمیوم از روی توده Zoogloea ramigera بر اثر تماس توده ذکر شده حاوی کادمیوم با آب را ۲۰ درصد به دست آورده‌اند (۱۴).

فهرست منابع

1. Chapman Debora, *Water Quality Assessments*. Second edition. London: E & FN Spon; 1996, pp. 449-451.
2. Kawamura Susumu. *Integrated Design of water treatment facilities*. first edition. USA: John Wiley & Sons; 1991, pp. 566.
3. W. Pontius, Frederick, *Water Quality and Treatment*. Fourth Edition. New York: Mc Graw Hill, Inc; 1990, pp. 812-817.
4. S.C. Costley and F.M. Wallis. Bioremediation of heavy metals in a

synthetic wastewater using a rotating biological contactor, *Wat. Res.* 2001; 35(15): 3715-3723.

5. T.J. BUTTER, The removal and recovery of Cadmium from dilute aqueous solutions by biosorption and electrolysis at laboratory scale, *Wat. Res.* 1998; 32(2): 400-406.

6. Dong W. Kim. Heavy metal removal by activated sludge: influence of *Nocardia amarae*. *Chemosphere*, 2002; 46: 137-142.
7. S.C. Costley and F.M. Wallis. Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contactor. *Wat. Res.* 2001; 35(15): 3715- 3723.
8. J.A. Scott, S.J. Palmer, Sites of Cadmium uptake in bacteria used for biosorption, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1990; 33: 221-225.
9. Jianmin Wang. Effects of Dissolved Organic Matter and pH on heavy Metal Uptake by Sludge Particulates Exemplified by Copper (II) and Nickle (II), *Water Environment Research*, 1999; 71(2): 139-147.
10. Esposito A. Biosorption of heavy metals by *Sphaerotilus natans*: an equilibrium study at different pH and biomass concentrations, *J.Hydrometallurgy*, 2000; 60: 129-141.
11. Y. Liu, M.C. Lam and H.H.P. Fang. Absorption of heavy metals by EPS of activated sludge. *Water Science and Technology*, 2001; 43(6): 59-66.
12. J.A. Scott, G.K. Sage and S. J. Palmer. Metal Immobilisation by Microbial Capsular Coatings, *Biorecovery*. 1988; 1: 51-58.
13. Scott J.A, Karanjkar A.M. Absorption isotherms and diffusion coefficients for metals biosorbed by biofilm coated granular activated carbon. *Biotechnology Letters*, 1995; 17(11): 1267-1270.
14. P. Kuhn Sabine, Pfister Robert M. Accumulation of Cadmium by immobilized *Zoogloea ramigera* 115, *J. of Ind. Microbiology*, 1990; 6: 123-128.