مجله ایمنی زیستی

دوره ۱۸، شماره ۱، بهار ۱۴۰۴

شاپای چاپی: ۰۶۳۲ – ۲۷۱۷، شاپای الکترونیکی: ۹۸۰۴ - ۲۷۱۶

بررسی پارامترهای مؤثر برای جذب تالیم درمحلول‌های آبی با استفاده از جاذب آبی پروس

نوع مقاله: پژوهشی 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9

معصومه شربتداران*، مهدی جانبازی رودبالی

گروه پژوهشی پرتوهای یونی، پژوهشکده فیزیک و شتابگرها، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، تهران، ایران

msharbatdaran@aeoi.org.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۱/۱۷، تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۱۰

صفحه ۷۱-۵۶

چکیده

در این پژوهش طراحی و توسعه روشی مناسب برای بهینه سازی ظرفیت جذب تالیم در شرایط مختلف در محلول‌های آبی انجام شد. کمپلکس معدنی آبی پروس بدون نیاز به حضور عامل اصلاح دهنده سطح، به عنوان جاذب فرآیند استخراج انتخاب گردید. تالیم بر روی مقدار کمی از آبی پروس جذب سطحی شد و غلظت محلول عبور کرده از جاذب با استفاده از طیف سنجی نشر اتمی پلاسمای جفت شده القایی اندازه‌گیری شد. تأثیر شرایط آزمایشگاهی مانندpH، مقدار جاذب و میزان رطوبت شبکه بلور جاذب به عنوان متغیرهای ترمودینامیکی و زمان و سرعت بهم خوردن محلول به عنوان متغیرهای سینیتیکی مطالعه و این مقادیر بهینه شدند. شرایط بهینه، رابطه پیوند دهندگی آبی پروس با تالیم را نسبت به زمان در محلول‌های با غلظت‌های گوناگون نشان داد. بر پایه داده‌های پیوند دهندگی در ۲۴ ساعت، ایزوترم لانگمویر برای تعیین میزان جذب شیمیایی تالیم ارزیابی گردید و مقدار بیشینه ظرفیت پیوند دهندگی $mg\ g^{-1}$ ۴۲۰ محاسبه شد. سیستم طراحی شده برای جداسازی و استخراج تالیم از پسماندهای محلول‌های آبی پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آبی پروس، ایزوترم لانگمویر، تالیم، جذب سطحی

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

مقدمه

تالیم و نمک‌های آن کاربردهای متنوعی در داروسازی، رادیوداروها، فرآیندهای تولید و سموم دفع آفات دارند. با این وجود، نمک‌های تالیم اغلب در رده‌بندی ترکیبات سمی قرار می‌گیرند. تالیم به عنوان پسماند احتراق زغال سنگ و همچنین محصول فرآیند تولید سیمان محسوب می‌شود. انتشار زغال سنگ به تنهایی حدود ۶۰۰ تن تالیم در سال است که یک چهارم آن در ایالات متحده رخ می‌دهد (Li *et al.*, 2023). مجموع انتشار تالیم از همه منابع نیز بیش از ۱۵۰۰ تن در سال برآورد می‌شود (Huangfu *et al.*, 2024). هرچند تالیم فلزی ضرورتاً ماهیت سمی ندارد، نمک‌های تک ظرفیتی (تالوس) و سه ظرفیتی (تالیک) آن بسیار سمی هستند. مسمومیت تالیم در بسیاری از کشورها گزارش شده است و می‌تواند ناشی از انتشار غیرعمدی (Hoffman and Hoffman, 2000)، آلودگی پسمان‌های دارویی و رادیودارویی (Insley *et al.*, 1986; John Peter and Viraraghavan, 2005) آلودگی محصولات کشاورزی (Zhao *et al.*, 2008)، تحقیقات جنایی (Rusiniak *et al.*, 2002)، یا عملیات تروریستی هسته‌ای با استفاده از ایزوتوپ‌های تالیم وسزیم (Atsmon *et al.*, 2000; Elcock *et al.*, 2004) باشد.

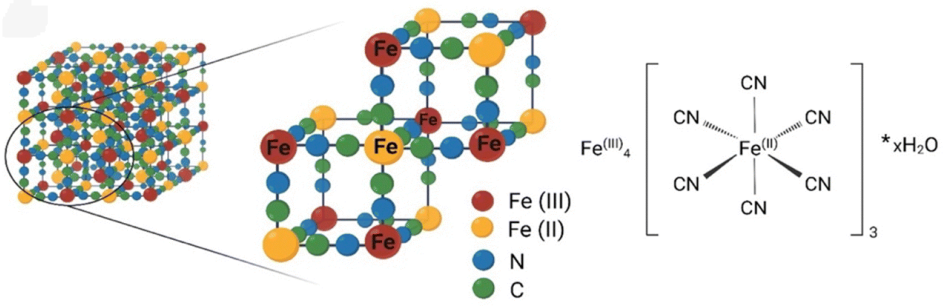
زغال فعال نشان دهنده جذب نسبتاً قابل توجهی در شرایط آزمایشگاهی نسبت به تالیم است و از آنجاکه تالیم دارای چرخه کبدی گسترده‌ای است، می‌توان از زغال فعال در زمینه‌های پزشکی-درمانی برای تالیم استفاده کرد (Lehmann and Favare, 1984; Sun *et al.*, 2012). با این‌حال، به سبب نتایج محدود و متناقض در آزمایشات صورت گرفته روی جانوران و نقص در داده‌های انسانی (Leoux *et al.*, 1990)، جست و جوی روش‌ها و مواد جدید و جایگزین برای کاهش آلودگی و جداسازی تالیم از محیط‌های بیولوژیک اهمیت فراوانی یافته است. مهمترین عوارض مسمومیت تالیم شامل فلج لاندری حاد، اختلالات روانی، طاسی و عوارض حاد قلبی عروقی است (Blain and Kazantzis, 2014) و تالیم همچنین برمتابولیسم پروتئین در گلبول‌های قرمز تأثیر می‌گذارد(Klaassen *et al.*, 2001). به‌دلیل عوارض حاد سمیت تالیم، سازمان غذا و دارو (FDA) در آمریکا آبی پروس را به عنوان پادزهر برای بیماران مسموم شده تصویب کرده است (Ring *et al.*, 2004). آبی پروس، یک کمپلکس آبی رنگ است به نام فریک هگزا سیانو فرات (II) به فرمول ($^{III}Fe_4$ $[^{II}Fe(CN)_6]_3$) که ساختار شیمیایی آن در شکل ۱، ارائه شده است (Wulfmeier *et al.*, 2024). تعدادی از ترکیبات هگزاسیانوفرات وجود دارند که گاه به اشتباه تحت نام آبی پروس ارائه می‌شوند، ازجمله پتاسیم‌هگزاسیانوفریت K^{III} $K_2Fe_2[Fe(CN)_6]_3$ ، پتاسیم‌هگزاسیانوفرات Fe_3 $[^{II}Fe(CN)_6]_3$ و آمونیوم‌هگزاسیانوفرات NH_4 $^{III}Fe_3$ $[^{II}Fe(CN)_6]_3$؛ فرم پتاسیومی هگزاسیانوفرات یک سوسپانسیون کلوئیدی را تشکیل می‌دهد که به عنوان آبی پروس قابل‌حل شناخته می‌شود (Beck, 1987).

پیونددهی تالیم با آبی پروس به سه مکانیسم اصلی، تبادل یون، جذب فیزیکی و درگیر شدن با یون‌های موجود در شبکه محدود نمی‌شود. در فرآیند تبادل یون، تالیم می‌تواند با یون هیدروژن موجود در شبکه کریستالی آبی پروس مبادله شود (Buser *et al.*, 1977). یا در حضور کاتیون‌های تک ظرفیتی مانند سدیم، پتاسیم و آمونیوم این تبادل رخ دهد (Sharpe, 1976). همچنین جذب فیزیکی به درون شبکه کریستالی حفره‌های آن محتمل است؛ بنابراین در آلودگی‌های دهانی، تالیم جذب شده در دستگاه گوارش ممکن است به واسطه آبی پروس خارج شود و گرادیان غلظت را معکوس کرده، و به این ترتیب ظرفیت ترکیب برای جذب تالیم در بدن کاهش یابد. علاوه براین،

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

آبی پروس می‌تواند در چرخه کبدی تالیم تداخل ایجاد کرده و منجر به کاهش تالیم ذخیره شده در بافت‌ها گردد. بنابراین مکانیسم‌ها، پیونددهندگی آبی پروس به تالیم در شرایط محیطی و فیزیولوژیک تحت تأثیر ویژگی‌های شیمی- فیزیکی این کمپلکس مانند اندازه ذره، رطوبت درون شبکه بلور و به‌ویژه pH محیط واکنش می‌باشد. داده‌های حاصل از مطالعات آزمایشگاهی، آزمایش‌های حیوانی و بررسی‌های انسانی نشان می‌دهد که آبی پروس محلول در کاهش سمیت تالیم مؤثر است (Hoffman, 2003)؛ با این وجود مطالعات کمی بر روی آبی پروس غیر محلول انجام گردیده است و تاکنون تنها طراحی‌های آزمایشگاهی و برخی مطالعات بالینی ارائه شده‌اند (Yang *et al.*, 2008).



شکل ۱. ساختار شیمیایی آبی پروس(Wulfmeier *et al.*, 2024)

تاکنون پژوهش‌های گوناگونی در رابطه با جداسازی و اندازه‌گیری تالیم به عنوان گونه‌ای سمی و مضر برای محیط زیست انجام شده‌اند. از تکنیک‌های مختلفی برای این منظور استفاده شده است، از جمله استخراج با حلال (Chung *et al.*, 2003)، ریز استخراج مایع- مایع پخششی (Anthemidis and Ioannou, 2012)، آنالیز فعال‌سازی فوتون (Randa *et al.*, 2001) و استخراج با فاز جامد (Pacheco *et al.*, 2009). جاذب‌های به‌کار رفته در استخراج با فاز جامد شامل جامدهای آلی و معدنی متنوعی هستند؛ ازجمله ذرات پلیمری قالب یونی (Arbab-Zavar *et al.*, 2011)، اکتادسیل سیلیکاژل (Krasnodebska-Ostrega *et al.*, 2013) و نانولوله‌های کربنی که برای استخراج تالیم از نمونه‌های آبی به‌کار رفته‌اند (Pacheco *et al.*, 2009). همچنین پژوهش‌های گسترده‌ای مبتنی بر کاربردهای متنوعی برای آبی پروس انجام شده است که از آن میان می‌توان به نقش آن به عنوان جاذب ذخیره‌سازی گاز هیدروژن (Kaye and Long, 2005)، حسگر آنزیم اکسیداز (Moscone *et al.*, 2001)، حسگر کاتیون‌های غیر الکترواکتیو مانند تالیم (Jain *et al.*, 1982)، سزیم (Jain *et al.*, 1984)، پتاسیم (Cox and Das, 1985)، حسگر متانول و دی کلرواتان (McCormac *et al.*, 1996)، مبدل پراکسید هیدروژن (Mattos *et al.*, 2000)، اشاره کرد.

یانگ و همکارانش (۲۰۰۸)، از آبی پروس برای تعیین کمی پروفایل پیوند دهی تالیم استفاده کردند. در این پژوهش از آبی پروس به عنوان جاذب برای پیش‌بینی جذب، استخراج و اندازه‌گیری تالیم در نمونه‌های آزمایشگاهی بهره برده شد و مطالعه سیستماتیک و گسترده درباره تعیین ارتباط بین خواص شیمی- فیزیکی آبی پروس و ظرفیت پیونددهی آن با تالیم در شرایط شبیه‌سازی شده فیزیولوژیک بدن انجام گرفت. با توجه به این که یکی از مراکز تولید رادیوداروی تالیم-۲۰۱، مرکز تحقیقات سلامت و کشاورزی

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

البرز است و امکان آلودگی شغلی و محیطی در این مکـان وجـود دارد، و از طرفـی مراکـز پزشـکی هسته‌ای کشور که از این رادیودارو برای تشخیص بیماری‌های قلبی استفاده می‌کنند نیز در معـرض آلودگی هستند لذا با توجه بـه مـوارد ذکـر شـده، نتایج این تحقیق ارزشمند است.

در این پژوهش تأثیر پارامترهـای مختلفـی ماننـد شرایط pH فیزیولوژیک، اندازه ذرات کمپلکس آبی پروس و شرایط نگهداری بر ظرفیت پیونـددهی بـا ایـن کمـپلکس بررسـی شـد. انـدازه‌گیری‌های پیونددهی تالیم در محدوده زمانی ۱ تا ۲۴ سـاعت انجام گردید. این پژوهش به ارائه یافته‌هایی بـرای پیش‌بینی کیفیت کمپلکس آبی پروس بـه عنـوان جـاذب تـالیم تحـت شـرایط محیطـی گونـاگون می‌پردازد.

مواد و روش‌ها

مواد مورد استفاده

کلرید تالیم (III) به عنوان منبع یون‌های تالیم در نمونـه‌های آزمایشـگاهی و آبـی پـروس از شـرکت سیگما آلدریچ تهیـه شـدند. محلـول اولیـه ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر تالیم با حل کردن مقدار متناظر از کلرید تـالیم در آب دوبـار تقطیـر آمـاده شـد و محلول‌های کاری با غلظت‌های مورد نیاز به صورت روزانه از رقیق کردن محلول اولیه بـه میـزان لازم ساخته شدند. اسـیدهای مـورد نیـاز شـامل اسـید نیتریک، اسید کلریدریک با خلوص بـالا از شـرکت مرک تهیـه شـدند. همچنـین محلول‌هـای بـافری تیترازول بـرای بهینه‌سـازی pH از شـرکت مـرک خریـداری شـدند. بـرای جداسـازی ناخالصـی‌ها از محلول مورد آنـالیز از فیلترهـای سـرنگی نـایلونی مدل Membrane Solutions به قطر ۲۵ میلی لیتر و اندازه منافذ ۰/۲۲ میکرومتر استفاده شد.

دستگاه‌های مورد استفاده

از دستگاه طیف سنجی نشری اتمی- پلاسما جفت شـده القـایی (ICP-AES) مـدل Varian 150 AX بـرای انـدازه‌گیری مقـادیر تـالیم در نمونـه‌های جداسازی شده و مطالعات ایزوترم جـذب سـطحی استفاده شد. همچنین از هـم‌زن مغناطیسـی، آون برای گرمادهی جاذب وسانتریفوژ مدل Rotofix 32 A از شـرکت Hettich بـرای آماده‌سـازی جهـت جداسازی نمونه‌ها بهره گرفته شد.

روش انجام آزمایش

در این طرح، جذب سطحی یون‌های تالیم (III) از محلول در فاز جامد به صورت ناپیوسته انجام شد. مطالعات جذب سطحی برای تمامی آزمایش‌هـا در بالن‌های ته‌گرد با استفاده از ۵۰ میلی‌لیتر محلول تالیم (III) با غلظـت ppm ۴۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گـرم جاذب آبی پروس و با هم‌زدن مغناطیسـی صـورت گرفت. در نهایت، محلول‌ها به مـدت ۸ سـاعت بـا سرعت ۴۰۰۰ دور بر دقیقه سانتریفوژ شدند. پـس از دکانته، فاز جامد به دیـواره لولـه‌ها چسـبیده و محلــول روی آن جمــع‌آوری شــد. محلول‌هــا از فیلترهای حاوی سرنگ عبـور داده شـده و میـزان تالیم باقی‌مانده با طیف‌سنجی نشر اتمی پلاسمای جفت شده القـایی (ICP-OES) انـدازه‌گیری شـد. پاسخ دستگاه با محلول‌های استاندارد تـالیم (III) مقایسه گردید. برای هر محلول سه انـدازه‌گیری و عمل استخراج انجام گرفت و درصد بازیـابی تـالیم (III) با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد.

برای رسیدن به شرایط بهینـه فرآینـد جـذب، اثـر پارامترهای مختلفی همچـون pH، مقـدار جـاذب، سرعت هـم‌زدن مغناطیسـی، زمـان هـم‌زدن و آب شبکه بلور جاذب بررسی شد. جهت بررسی اثر pH در فرآیند جـذب، pH محلول‌هـا در بـازه ۲- ۸ بـا بافرهایی تیترازولی تنظیم شد. برای بهینه سـازی مقدار جاذب، واکـنش در pH برابـر ۷ و در حضـور

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

مقادیر مختلف جاذب ۱۰، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم انجام شد. همچنین فرآیند جذب، در pH برابر ۷ و با ۱۰۰ میلی‌گرم جاذب، در زمان‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶ و ۲۴ ساعت انجام شد. بعلاوه، بهینه سازی سرعت هم زدن محلول در بازه‌های ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ و ۱۰۰۰ دور بر دقیقه انجام شد. همچنین، مقادیر گوناگون آب شبکه بلور جاذب و تأثیر آن روی قابلیت جذب سطحی تالیم در مراکز فعال جذب از طریق گرما دادن آبی پروس در آون با دمای ۹۰ درجه سانتی‌گراد و در گستره زمانی ۰، ۲، ۴، ۸، ۱۶ و ۲۴ ساعت اندازه‌گیری شد. لازم به ذکر است شرایط همه آزمایش‌ها در ذیل جداول آورده شده است.

$$R\% = 100\left(\frac{C_A - C_B}{C_A}\right) \quad (1)$$

که در آن CA و CB به ترتیب غلظت یون تالیم (III) در محلول پیش و پس از فرآیند جداسازی و استخراج می‌باشد.

همچنین مقدار qe یا بازده حذف یون تالیم، طبق رابطه ۲، محاسبه و در جداول ثبت شده است.

$$q_e = [(C_0 - Ce) \times V)]/m \quad (2)$$

که در آن C_0 و C_e به ترتیب غلظت اولیه تالیم و غلظت تالیم باقیمانده در محلول پس از فرآیند جذب (mg/L یا ppm)، V، حجم محلول (L) و m، جرم جاذب (g) استفاده شده می‌باشد.

نتایج و بحث

در این پژوهش جداسازی و استخراج تالیم برای بررسی رفتار آبی پروس به عنوان جاذب در شرایط آزمایشگاهی شبیه‌سازی شد. برای این منظور، تأثیر پارامترهای گوناگون، مقدار جاذب، نرخ هم‌زدن مغناطیسی، زمان هم‌زدن مغناطیسی و میزان آب شبکه بلور جاذب ارزیابی گردید. سپس ایزوترم لانگمویر برای بررسی جذب سطحی شیمیایی تالیم و همچنین بیشینه ظرفیت پیونددهی آبی پروس با تالیم مورد بررسی قرارگرفت.

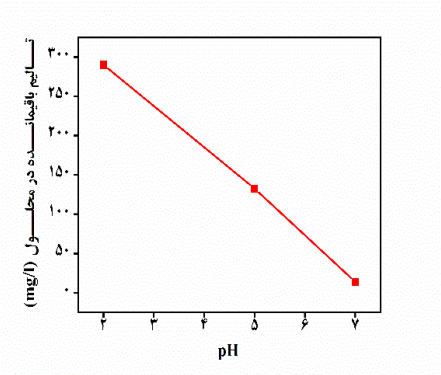
اثر pH

از مهم‌ترین و بحرانی‌ترین عوامل مؤثر بر بازدهی استخراج و ظرفیت جذب جاذب، میزان اسیدیته محلول است. pH نقش کلیدی در بار سطحی جاذب و نیز یونیزاسیون در محلول ایفا می‌کند. زیرا اثر pH به ماهیت یون‌های فلزی موجود در محلول و گروه‌های فعال جاذب بستگی دارد. در طرح پژوهشی حاضر، بهینه‌سازی pH محلول در دو مرحله انجام شد. در مرحله اول، گستره pH از ۱تا ۱۴ با افزودن مقادیر بسیار کم اسید کلریدریک و هیدروکسید سدیم به صورت قطره‌ای ارزیابی شد و در مرحله دوم دامنه‌ای کوتاه‌تر اما دقیق‌تر مورد بررسی قرار گرفت. برای پایدارسازی اثر بارهای الکتریکی در سطح جاذب و مراکز فعال جذب و نیز اسیدیته محلول، از بافرهای تیترازول متناظر با مقادیر pH برابر با ۲، ۵ و ۷ استفاده شد. بطور معمول زمان اثرگذاری این بافرها تا ۲۴ ساعت درنظر گرفته می‌شود. با استناد به جدول ۱ و شکل ۲، بالاترین میزان جذب یون‌های تالیم در pH برابر ۷ به‌دست آمد. لازم به ذکر است که مطالعات شیمی فلزی در محلول و میزان یونیزاسیون در محلول و روی سطح جاذب که به دسترس‌پذیری مراکز فعال جذب منجر می‌شوند، به طور کامل به pH وابسته‌اند. بازداری تالیم به‌تدریج در مقادیر pH پایین‌تر کاهش یافت که این امر به دلیل جذب

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

قوی یون‌های H^+ در مراکز فعال جذب نسبت به یون تالیم می‌باشد. در واقع پروتونه شدن سطح آبی پروس، یونیزاسیون و تعادل بارهای الکتریکی برای جذب تالیم را کاهش می‌دهد. همچنین در محیط‌های قلیایی غلظت چگالی بار منفی روی سطح آبی پروس به کاهش در جذب و نیز تشکیل هیدروکسید تالیم منجر می‌گردد که این امر به دلیل وجود یون‌های مازاد OH^- در محیط بازی است. برای کسب بهترین گزینش‌پذیری و بازدهی استخراج، pH برابر با ۷ به عنوان مقدار بهینه برای مراحل بعدی انتخاب شد.



شکل ۲. نمودار تغییرات تالیم باقیمانده در محلول نسبت به pH

اثر مقدار جاذب

مقدار جاذب نشان دهندهٔ تعداد جایگاه‌های قابل دسترس برای جذب سطحی است. معمولاً ظرفیت جذب با افزایش بیش از حد مقدار جاذب کاهش می‌یابد، زیرا جایگاه‌های غیر اشباع در طول فرآیند جذب باقی می‌مانند. همچنین با افزایش بیش از حد مقدار جاذب، دسترسی یون‌های گونه مورد نظر به جایگاه‌های باقی مانده کاهش می‌یابد.

جدول ۲ و شکل ۳، تأثیر این پارامتر را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، با افزایش جرم آبی پروس، بازیابی تالیم به‌طور قابل توجهی کاهش می‌یابد. این موضوع را می‌توان با مقاومت نفوذی افزایش یافته با تراکم زیاد ذرات جاذب نسبت داد. بنابراین مقدار ۰/۱ گرم آبی پروس برای ادامه فرآیند بهینه سازی انتخاب شد.

جدول ۱. اثر pH روی میزان استخراج و جداسازی تالیم

تالیم باقیمانده ($mg\ L^{-1}$)	pH	q_e ($mg\ g^{-1}$)	σ (n=۳)
۲۹۰/۱۰	۲	۷۹/۹۵	۰/۰۳
۱۳۲/۷۰	۵	۱۵۸/۶۵	۰/۰۳
۱۳/۸۷	۷	۲۱۸/۰۷	۰/۰۴

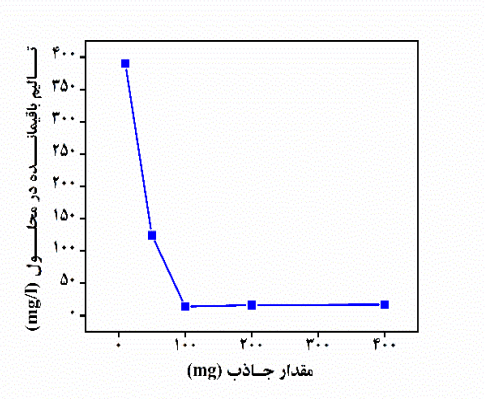
شرایط آزمایش: مقدار جاذب (۰/۱ گرم)، سرعت و زمان هم-زدن مغناطیسی (۲۵۰ دور در دقیقه، ۰/۵ ساعت) و آب شبکه بلور جاذب خشک نشده است.

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

اثر زمان

زمان تماس، نقش اساسی در مدل‌سازی و طراحی فرآیند جذب دارد. در فرآیندهای جذب، با افزایش زمان، ظرفیت جذب معمولاً افزایش می‌یابد تا اینکه همه سایت‌های فعال روی جاذب اشغال شوند و در نتیجه سرعت جذب کاهش یافته تا در نهایت به تعادل برسد. زمانی که فرآیند جذب به تعادل و اشباع رسیده و تغییر نرخ جذب با زمان ناچیز شود، زمان تعادل نامیده می‌شود. نبود مقاومت داخلی، نسبت سطح به حجم بالا، مسیر نفوذ کوتاه‌تر و سادگی فرآیند جداسازی و استخراج با فاز جامد از جمله عواملی هستند که زمان تعادل را حتی برای اندازه‌های بالاتر نمونه تسریع می‌کنند. در این مطالعه، زمان تعادل که در هم‌زدن مغناطیسی حاصل شد، در بازه ۰/۵ تا ۲۴ ساعت بررسی شد و نتایج با بهره‌گیری از طیف‌سنجی نشر اتمی پلاسمای جفت شده القایی نشان داد که بازدهی استخراج در ابتدا تا ۸ ساعت افزایش یافت و پس از آن ثابت ماند. بنابراین برای دستیابی به جداسازی کامل‌تر، زمان ۸ ساعت به عنوان زمان بهینه انتخاب شد. نتایج این بخش در جدول ۳ و شکل ۴، ارائه شده است.



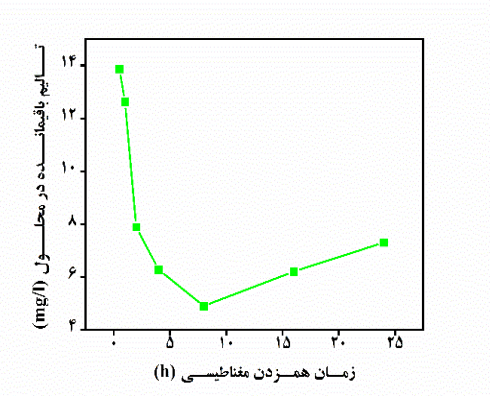
شکل ۳. نمودار تغییرات تالیم باقیمانده در محلول نسبت به مقدار جاذب

جدول ۲. اثر مقدار آبی پروس روی میزان استخراج و جداسازی تالیم. شرایط آزمایش: pH برابر با ۷، سرعت و زمان هم‌زدن مغناطیسی (۲۵۰ دور بر دقیقه، ۰/۵ ساعت)، و آب شبکه بلور جاذب خشک نشده است

تالیم باقیمانده ($mg\ L^{-1}$)	مقدار جاذب (g)	qe ($mg\ g^{-1}$)	σ (n=۳)
۳۹۰/۶۰	۰/۰۱	۲۹۷/۰۰	۰/۵۰
۱۲۴/۳۰	۰/۰۵	۳۲۵/۷۰	۰/۱۵
۱۳/۸۷	۰/۱	۲۱۸/۰۷	۰/۰۴
۱۶/۲۵	۰/۲	۱۰۸/۴۴	۰/۰۴
۱۶/۹۶	۰/۴	۵۴/۱۳	۰/۰۱

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]



شکل ۴. نمودار تغییرات تالیم باقیمانده در محلول نسبت به زمان هم‌زدن مغناطیسی

جدول ۳. اثر زمان روی میزان استخراج و جداسازی تالیم. شرایط آزمایش: مقدار جاذب (۰/۱گرم)، pH برابر با ۷، سرعت هم‌زدن مغناطیسی (۲۵۰ دور بر دقیقه) و آب شبکه بلور جاذب خشک نشده است

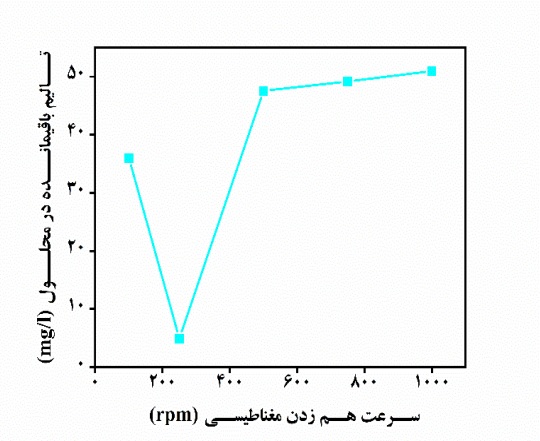
تالیم باقیمانده ($mg\ L^{-1}$)	زمان هم‌زدن مغناطیسی (ساعت)	qe ($mg\ g^{-1}$)	σ (n=۳)
۱۳/۸۷	۰/۵	۲۱۸/۰۷	۰/۰۴
۱۲/۶۲	۱	۲۱۸/۶۹	۰/۰۱
۷/۸۸	۲	۲۲۱/۰۶	۰/۰۲
۶/۲۷	۴	۲۲۱/۸۷	۰/۰۴
۴/۹۰	۸	۲۲۲/۵۵	۰/۰۳
۶/۲۰	۱۶	۲۲۱/۹۰	۰/۰۳
۷/۳۰	۲۴	۲۲۱/۳۵	۰/۰۵

اثر سرعت بهم‌زدن مغناطیسی

از پارامترهای کلیدی در استخراج و جداسازی کمی در حالت ناپیوسته با فاز جامد، سرعت بهم‌زدن مغناطیسی است. پیوسته‌سازی سرعت در بازه‌های زمانی بالا با استفاده از همزن مغناطیسی امکان‌پذیر می‌باشد. تأثیر این پارامتر بر جذب و استخراج تالیم در گستره‌های سرعت ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ و ۱۰۰۰ دور بر دقیقه (rpm) بررسی شد. نتایج نشان داد که با افزایش سرعت هم‌زدن مغناطیسی، بازدهی استخراج تا ۲۵۰ rpm بهبود می‌یابد و پس از آن به طور کلی کاهش پیدا می‌کند(جدول ۴، شکل ۵). بنابراین، مقدار ۲۵۰ rpm به عنوان پارامتر بهینه انتخاب شد.

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]



شکل ۵. نمودار تغییرات تالیم باقیمانده در محلول نسبت به سرعت هم‌زدن مغناطیسی

جدول ۴. اثر سرعت هم‌زدن مغناطیسی روی میزان استخراج و جداسازی تالیم. شرایط آزمایش: مقدار جاذب (۰/۱گرم)، pH برابر با ۷، زمان هم‌زدن مغناطیسی (۸ ساعت) و آب شبکه بلور جاذب خشک نشده است

تالیم باقیمانده (mg L^{-1})	سرعت هم‌زدن مغناطیسی (دور بر دقیقه)	qe (mg g^{-1})	σ (n=۳)
۳۶/۰۰	۱۰۰	۲۰۷/۰۰	۰/۰۳
۴۰/۹۰	۲۵۰	۲۲۲/۵۵	۰/۰۳
۴۷/۵۶	۵۰۰	۲۰۱/۲۲	۰/۰۲
۴۹/۱۸	۷۵۰	۲۰۰/۴۱	۰/۰۲
۵۰/۹۵	۱۰۰۰	۱۹۹/۵۳	۰/۰۵

اثر میزان آب شبکه بلور جاذب

همان‌طور که در جدول ۵، نشان داده شده است، ظرفیت پیونددهی آبی پروس با تالیم در اثر از دست دادن آب شبکه بلور تا ۸ ساعت افزایش می‌یابد و پس از آن کاهش پیدا می‌کند. گرما دادن آبی پروس باعث از دست رفتن آب میان‌شبکه‌ای در واحد مول می‌شود و این کاهش آب تا حدی موجب دسترسی بیشتر جایگاه‌های جذب فعال سطح می‌شود. با این‌حال برخی از این ملکول‌های آب ممکن است مراکز جذب را اشغال کرده و جذب تالیم را به طور سیستماتیک کاهش دهند. پس از ۸ ساعت گرمادهی در دمای ۹۰ درجه سانتی‌گراد، با از دست رفتن ۸ درصد آب درون شبکه‌ای در سیستم بلوری آبی پروس، تمایل برای پیوند یافتن با تالیم کاهش می‌یابد.

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

جدول ۵. اثر گرمادهی و میزان آب شبکه بلوری آبی پروس روی میزان استخراج و جداسازی تالیم. شرایط آزمایش: pH برابر با ۷، سرعت و زمان هم‌زدن مغناطیسی (۲۵۰ دور بر دقیقه و ۸ ساعت)

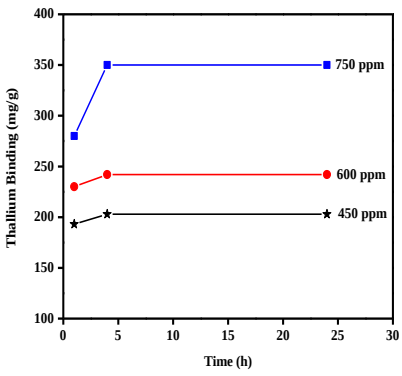
تالیم باقیمانده ($mg\ L^{-1}$)	زمان خشک کردن آب شبکه بلور جاذب (ساعت)	وزن جاذب بعد از حرارت دادن (g)	qe ($mg\ g^{-1}$)	σ (n=۳)
۴/۹۰	۰	۰/۱۰۰	۲۲۲/۵۵	۰/۰۳
۳/۷۳	۲	۰/۰۹۷	۲۳۰/۰۴	۰/۰۱
۱/۷۹	۴	۰/۰۹۵	۲۳۵/۹۰	۰/۰۲
۱/۳۵	۸	۰/۰۹۲	۲۴۳/۸۳	۰/۰۳
۴۹/۱۵	۱۶	۰/۰۹۱	۲۲۰/۲۵	۰/۰۲
۷۳/۴۱	۲۴	۰/۰۹۰	۲۰۹/۲۲	۰/۰۳

بیشینه ظرفیت پیونددهی و ایزوترم لانگمویر

بیشینه ظرفیت پیونددهی آبی پروس با تالیم از شیب منحنی ایزوترم لانگمویر محاسبه شد. برای ایزوترم لانگمویر، نسبت تالیم آزاد به تالیم پیوند یافته به آبی پروس در مقابل تالیم آزاد رسم می‌شود و از داده‌های پیونددهی درمدت زمان ۲۴ ساعت محاسبه می‌گردد. با توجه به مقادیر اندازه‌گیری‌شده تالیم آزاد در نمونه‌های حاصل از مرحله بهینه‌سازی pH برابر با ۷؛ مقدار آبی پروس برابر ۰/۱ گرم؛ سرعت هم زدن مغناطیسی برابر ۲۵۰ دور بر دقیقه؛ زمان هم زدن مغناطیسی برابر ۸ ساعت و زمان گرمادهی آبی پروس برابر ۸ ساعت، مقادیرتالیم پیوندی با آبی پروس محاسبه شد. درشکل۶، نمودار نسبت این مقادیر برحسب زمان نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، تالیم پیوندی با آبی پروس در زمان ۲۴ ساعت تقریباً به تعادل رسیده است، به همین دلیل داده‌های پیونددهی در این بازه زمانی برای رسم ایزوترم لانگمویر قابل استفاده است. معادله منحنی ایزوترم لانگمویر به صورت زیر است:

$$\frac{C_{eq}}{x/m} = \frac{C_{eq}}{k_2} + \frac{1}{k_1 k_2} \qquad (3)$$

که در در این معادله C_{eq} غلظت تالیم آزاد برحسب $mg\ L^{-1}$، x مقدار تالیم پیوند یافته با آبی پروس بر حسب mg، m مقدار آبی پروس بر حسب g، k_1 ثابت پیوند و k_2 بیشینه ظرفیت پیونددهی بر حسب میلی‌گرم تالیم به گرم آبی پروس می‌باشد. طبق رابطه (۲) با استفاده از شیب منحنی ایزوترم لانگمویر میزان بیشینه ظرفیت پیونددهی محاسبه شد.

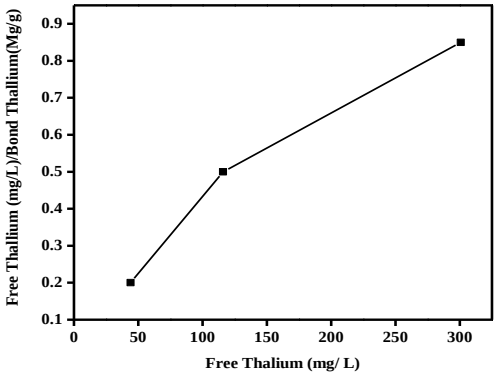


شکل ۶. نمودار پیونددهی تالیم با آبی پروس در مقادیر بهینه شده

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

بنابراین، هر چند بیشینه ظرفیت پیونددهی یک مقدار تقریبی است، برای دستیابی به نزدیک‌ترین برآورد به نقطه تعادل از داده‌های آزمایشگاهی ۲۴ ساعته استفاده می‌شود. در شکل ۷، نمودار نسبت تالیم جذب شده به تالیم آزاد در نزدیکی نقطه تعادل رسم شده است. از شیب این خط، مقدار بیشینه ظرفیت پیونددهی برابر با حدود ۴۲۰ $mg\ g^{-1}$ محاسبه شد.



شکل ۷. نمودار ایزوترم لانگمیر برای محاسبه میزان بیشینه ظرفیت پیونددهی

برای ارزیابی کارایی جاذب‌های تولیدشده با در نظر گرفتن پیشرفت‌های اخیر، مقایسه‌ای بین جاذب آبی پروس و جاذب‌هایی که از ترکیبات گوناگون برای جذب تالیم به کار می‌برند انجام شد و نتایج در جدول۶، ارائه شده است. در کار ما، ظرفیت جذب بسیار بالاتر از منابع گزارش‌شده مشاهده می‌شود که نشان‌دهنده کارایی و اثربخشی بالای جاذب‌های تولیدشده است. استفاده از شرایط بسیار ملایم (دمای اتاق و pH خنثی) برای دستیابی به نتایج بهینه، از دیگر مزایای کار ما نسبت به سایرین است. همچنین با توجه به شباهت ساختاری تالیم موجود در پساب‌های صنعتی به تالیم مورد استفاده در این پژوهش، جاذب آبی پروس می‌تواند برای جذب تالیم رادیواکتیو از فاضلاب صنعتی به کار رود.

جدول ۶. مقایسه فعالیت‌های جذبی با جاذب‌های گزارش‌شده قبلی برای جذب تالیم (III)

ردیف	جاذب	ظرفیت جذب (mg/g)	مرجع
۱	نانو-Al_2O_3	۳/۱۵	Zhang *et al*., 2008
۲	ذغال فعال	۱۱۲	Twidwell and Williams-Beam, 2002
۳	نانولوله‌های کربنی	۳۱/۵	Rehman *et al*., 2012
۴	زیست‌توده قارچی پوشش‌داده شده با اکسید آهن	۰/۱۸۶	John Peter and Viraraghavan, 2008
۵	رزین تبادل یونی	۴/۷۷	Li *et al*., 2017
۶	آبی پروس اصلاح شده بیوچار	۳۰	Wu *et al*., 2025
۷	آبی پروس	۴۲۰	این کار پژوهشی

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج حاصله، آبی پروس دارای ظرفیت پیوند دهندگی بالایی برای جذب تالیم است. مقادیر بهینه برای بیشینه جذب سطحی شیمیایی تالیم pH برابر با ۷، ۰/۱ گرم آبی پروس، سرعت هم‌زدن مغناطیسی، ۲۵۰ دور بر دقیقه؛ زمان هم‌زدن مغناطیسی، ۸ ساعت و زمان گرمادهی آبی پروس، ۸ ساعت بدست آمد. زمان تعادل جذب تالیم به‌وسیله آبی پروس ۲۴ ساعت است و مقدار بیشینه ظرفیت پیونددهی، از شیب منحنی ایزوترم لانگمویر و برابر با ۴۲۰ میلی‌گرم در گرم محاسبه گردید. برای پیشبرد تحقیقات در این زمینه پیشنهاد می‌شود که منحنی گستره خطی بودن روش در غلظت‌های بسیار پایین و دقت اندازه‌گیری آن به‌طور دقیق بررسی گردد. با توجه به کمبود اطلاعات کمی در باره رفتار تالیم در سیستم‌های آبی، نیاز به مطالعه‌های بیشتر درباره مسیرهای انتقال تالیم در آب‌های طبیعی و پساب‌ها احساس می‌شود. به‌علاوه توسعه فن‌آوری‌های مؤثر برای حذف تالیم از آب‌ها و فاضلاب‌ها ضروری است تا هم از سلامت عمومی و هم از محیط زیست محافظت شود. با توجه به اثرات زیست محیطی بلندمدت و کاربردهای رو به رشد این فلز، بازیافت تالیم از پسماندها در صنایع مختلف نیز باید مورد بررسی قرار گیرد تا مدیریت پایدارتر و کم‌خطرتر فراهم آید. همچنین حضور یون‌های رقیب در محیط‌های واقعی می‌تواند به طور قابل توجهی کارایی جذب تالیم به‌وسیله جاذب آبی پروس را تحت تأثیر قرار دهد. در محیط‌هایی مانند فاضلاب یا پساب صنعتی، یون‌های رقیب از جمله K^{+}، Na^{+}، Ca^{2+}، Fe^{3+} و سایر فلزات سنگین ممکن است بر ظرفیت پیونددهی یا رفتار ایزوترم‌های لانگمویر تأثیر بسزایی بگذارند. این عامل در مطالعه حاضر بررسی نشده است و می‌تواند منجر به کاهش ظرفیت پیونددهی یا تغییر در شکلی از ایزوترم شود. بنابراین پیشنهاد می‌شود مطالعات آینده به بررسی اثر ماتریس‌های پیچیده، محلول‌هایی با ترکیب یونی متنوع، قدرت یونی مختلف و حضور کربنات/بی‌کربنات و کلریدها بپردازند تا رفتار جذب تالیم در شرایط واقع‌بینانه به دقت مشخص گردد.

سپاس‌گزاری

نویسندگاه مقاله از حمایت‌های مالی پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای صمیمیانه قدردانی می‌نمایند.

منابع

Anthemidis AN, Ioannou KIG. (2012) Sequential injection ionic liquid dispersive liquid–liquid microextraction for thallium preconcentration and determination with flame atomic absorption spectrometry. ***Analytical and Bioanalytical Chemistry***. *404*: 685–691. https://doi.org/10.1007/s00216-011-5700-1.

Arbab-Zavar MH, Chamsaz M, Zohuri G, Darroudi A. (2011) Synthesis and characterization of nano-pore thallium (III) ion-imprinted polymer as a new sorbent for separation and preconcentration of thallium. ***Journal of Hazardous Materials***. *185*: 38-43. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.093.

Atsmon J, Taliansky E, Landau M, Neufeld MY. (2000) Thallium poisoning in Israel. ***The American Journal of the Medical Sciences***. *320*: 327-330. https://doi.org/10.1097/00000441-200011000-00005.

Beck MT. (1987) Critical survey of stability constants of cyano complexes. ***Pure and Applied Chemistry***. *59*(12): 1703-1720. https://doi.org/10.1351/pac198759121703.

Blain R, Kazantzis G. (2014) Thallium handbook on the toxicology of metals. Elsevier, USA.

Buser HJ, Schwartzenbach D, Pette W, Ludi A. (1977) The crystal structure of prussian blue:

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

$Fe_4[Fe(CN)_6]_3.xH_2O$. ***Inorganic Chemistry***. *16*(11): 2704-2710. https://doi.org/10.1021/ic50177a008.

Chung NH, Nishimoto J, Kato O, Tabata M. (2003) Selective extraction of thallium (III) in the presence of gallium(III), indium(III), bismuth(III) and antimony(III) by salting-out of an aqueous mixture of 2-propanol. ***Analytica Chimica Acta***. *477*: 243-249. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)01425-3.

Cox, JA, Das BK. (1985) Voltammetric determination of nonelectroactive ions at a modified electrode. ***Analytical Chemistry***. *57*: 2739-2740. https://doi.org/10.1021/ac00290a068.

Elcock D, Klemic GA, Taboas AL. (2004) Establishing remediation levels in response to a radiological dispersal event (or "dirty bomb"). ***Environmental Science & Technology***. *38*: 2505-2512. https://doi.org/10.1021/es034894.

Hoffman RS, Hoffman R. (2000) Thallium poisoning during pregnancy: a case report and comprehensive literature review. ***Journal of Toxicology, Clinical Toxicology***. *38*: 767-775. https://doi.org/10.1081/CLT-100102390.

Hoffman RS. (2003) Thallium toxicity and the role of prussian blue in therapy. ***Toxicological Reviews***. *22*: 29-40. https://doi.org/10.2165/00139709-200322010-00004.

Huangfu X, Zhang Y, Wang Y, Ma Ch. (2024) The determination of thallium in the environment: A review of conventional and advanced techniques and applications. ***Chemosphere***. *358*: 142201-141209. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142201.

Insley BM, Grufferman S, Ayliffe HE. (1986) Thallium poisoning in cocaine abusers. ***The American Journal of Emergency Medicine***. *4*: 545-548. https://doi.org/10.1016/s0735-6757(86)80016-x.

Jain AK, Singh RP, Bala C. (1982) Solid membranes of copper hriacyanoferrats (III) as thallium (I) sensitive electrode. ***Analytical Letters***. *15*: 1557-1563. https://doi.org/10.1080/00032718208064446.

Jain AK, Singh RP, Bala C. (1984) Studies on an araldite-based membrane of copper hexacyanoferrate (III) as a caesium ion-sensitive electrode. ***Journal of Chemical Technology & Biotechnology***. *34A*: 363-366. https://doi.org/10.1002/jctb.5040340702.

John Peter AL, Viraraghavan T. (2005) Thallium: a review of public health and environmental concerns. ***Environment International***. *31*: 493-501. https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.003.

John Peter AL, Viraraghavan T. (2008) Removal of thallium from aqueous solutions by modified aspergillus niger biomass. ***Bioresource Technology***. *99*: 618–625. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.038.

Kaye SS, Long JR. (2005) Hydrogen storage in the dehydrated prussian blue analogues $M3[Co(CN)_6]_2$ (M = Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn). ***Journal of the American Chemical Society***. *127*: 6506-6507. https://doi.org/10.1021/ja051168t.

Klaassen CD. (2001) Toxicology the basic science of poisons. McGraw-Hill, USA.

Krasnodebska-Ostrega B, Sadowska M, Piotrowska K, Wojda M. (2013) Thallium (III) determination in the Baltic seawater samples by ICP MS after preconcentration on SGX C18 modified with DDTC. ***Talanta***. *112*: 73-79. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2013.03.059.

Lehmann PA, Favare L. (1984) Parameters for the adsorption of thallium ions by activated charcoal and Prussian blue. ***Journal of Toxicology, Clinical Toxicology***. *22*: 331-339. https://doi.org/10.3109/15563658408992564.

Leoux MS, Nguyen PL, Claude JR. (1990) Experimental studies on thallium toxicity in rats: II. The influence of several antidotal treatments on the tissue distribution and elimination of thallium, after subacute intoxication. ***Journal of Clinical and Experimental Toxicology***. *10*: 147-156.

Li H, Chena Y, Long J, Jiange D, Liua J, Li S, Qi J, Zhang P, Wangc J, Gong J, Wua Q, Chenc D. (2017) Simultaneous removal of thallium and chloride from a highly saline industrial wastewater using modified anion exchange resins. ***Journal of Hazardous Materials***. *333*: 179–185. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.020.

Li Zh, Yu Y, Dong Ch, Zhou Y, Kuang H, Zheng T, Xiang M, Chen X, Li H, Zeng X, Xu Sh, Hu L,

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

Dong G. (2023) Associations between trace level thallium and multiple health effects in rural areas: Chinese Exposure and Response Mapping Program (CERMP). ***Science of the Total Environment***. *862*: 160466. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160466.

Mattos IL, Gorton L, Ruzgas T, Karyakin AA. (2000) Sensor for hydrogen peroxide based on prussian blue modified electrode: Improvement of the operational stability. ***Analytical Sciences***. *16*: 795-798. https://doi.org/10.2116/analsci.16.795.

McCormac T, Cassidy J, Cameron D. (1996) Electrochemical deposition of prussian blue films across interdigital array electrodes and their use in gas sensing. ***Electroanalysis***. *8*: 195-198. https://doi.org/10.1002/elan.1140080219.

Moscone D, D'Ottavi D, Compagnone D, Amine A, Palleschi G. (2001) Construction and analytical characterization of prussian blue-based carbon paste electrodes and their assembly as oxidase enzyme sensors. ***Analytical Chemistry***. *73*: 2529-2535. https://doi.org/10.1021/ac001245x.

Pacheco PH, Gil RA, Smichowski P, Polla G, Martinez LD. (2009) l-Tyrosine immobilized on multiwalled carbon nanotubes: A new substrate for thallium separation and speciation using stabilized temperature platform furnace-electrothermal atomic absorption spectrometry. ***Analytica Chimica Acta***. *656*: 36-41. https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.10.010.

Randa Z, Kucera J, Soukal L. (2001) Possibilities of simultaneous determination of lead and thallium in environmental and biological samples by microtron photon activation analysis with radiochemical separation. ***Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry***. *248*: 149-154. https://doi.org/10.1023/A:1010658915730.

Rehman SU, Ullah N, Kamali AR, Ali Kh, Yerlikaya C, Rehman HU. (2012) Study of thallium (III) adsorption onto multiwall carbon nanotubes. ***New Carbon Materials***. *27*: 409-415. https://doi.org/10.1016/S1872-5805(12)60024-9.

Ring JP. (2004) Radiation risks and dirty bombs. ***Health Physics***. *86*: S42-S47.

Rusiniak DE, Furbee RB, Kirk MA. (2002) Thallium and arsenic poisoning in a small midwestern town. ***Annals of Emergency Medicine***. *39*: 307-311. https://doi.org/10.1067/mem.2002.122008.

Sharpe AG. (1976) The chemistry of cyano complexes of transition metals. Academic Press, USA.

Sun T, Xu Q, Zhang X, WU Q, Liu ZH, Kan Q, Sun CH, Wang L. (2012) Management of thallium poisoning in patients with delayed hospital admission. ***Clinical Toxicology***. *50*: 65-69. https://doi.org/10.3109/15563650.2011.638926.

Twidwell LG, Williams-Beam C. (2002) Potential technologies for removing thallium from mine and process wastewater: An abbreviated annotation of the literature. ***European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection***. *2*: 1-10.

Wu T, Huang X, Luo D, Wu Q, Liu Y, Wei L, Zhao D, Xiao T. (2025) Adsorption and immobilization of thallium in water and soil using Prussian blue modified biochar. ***Separation and Purification Technology***. *379*: 134882. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.134882.

Wulfmeier KM, Blower PHJ, Fajardo GP, Huband S, Rosales RTM, Walker D, Terry SY, Abbate V, Pellico J. (2024) Mechanisms of inclusion of thallium-201 into Prussian blue nanoparticles for nuclear medicine applications. ***Journal of Materials Chemistry B***. *12*: 8087-8098. https://doi.org/10.1039/D4TB01203H.

Yang YS, Faustino PJ, Progar JP, Brownell CR, Sadrieh N, May JC, Leutzinger E, Place DA, Duffy EP, Yu LX, Khan MA, Lyon RC. (2008) Quantitative determination of thallium binding to ferric hexacyanoferrate: prussian blue. ***International Journal of Pharmaceutics***. *353*: 187-194. https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2007.11.031.

Zhao G, Ding M, Zhang B, Lv W, Yin H, Zhang L, Ying Z, Zhang Q. (2008) Clinical manifestations and management of acute thallium poisoning. ***European Neurology***. *60*: 292-297. https://doi.org/10.1159/000157883.

Zhang L, Huang T, Zhang M, Guo X, Yuan ZH. (2008) Studies on the capability and behavior of

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

adsorption of thallium on nano-Al_2O_3. ***Journal of Hazardous Materials***. *157*: 352–357. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.005.

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]

Investigation of Effective Parameters for Thallium Adsorption in Aqueous Solutions Using Prussian Blue Adsorbent

Masoomeh Sharbatdaran*, Mehdi Janbazi Rodbali

Ion Beam Research Group, Physics and Accelerators School, Nuclear Sciences and Technology Research Institute, Tehran, Iran

msharbatdaran@yahoo.com

Abstract

In this research, a suitable method was designed and developed to optimize thallium adsorption capacity under various aqueous conditions. A Prussian Blue inorganic complex was selected as the adsorbent for extraction without the use of a surface-modifying agent. Thallium was adsorbed onto a small amount of Prussian Blue (PB), and the concentration of the eluted solution was measured by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES). The effects of pH, adsorbent dosage, and crystal lattice moisture (thermodynamic variables), as well as agitation time and rate (kinetic variables), were investigated and optimized. The optimal conditions revealed how the binding capacity of Prussian Blue for thallium evolves over time at different concentrations. Based on 24-hour binding data, Langmuir isotherm analysis was used to assess chemical adsorption, yielding a maximum binding capacity of 420 mg g^{-1}. The proposed system aims to separate and extract thallium from aqueous waste streams.

Keywords: Prussian Blue, langmuir isotherm, Thallium, Surface absorption

[Downloaded from journalofbiosafety.ir on 2026-11-25]

[DOR: 20.1001.1.27170632.1404.18.1.4.9]