

# حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین

## ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش

رقیه نوروزی<sup>\*</sup>، سعید عزیزیان<sup>۲</sup>

۱. کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گرگان، گرگان، ایران

۲. استاد گروه شیمی، دانشکده شیمی، دانشگاه بوعلی سینا همدان، همدان، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۹۲/۸/۱۳؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۱۲/۴

### چکیده

**زمینه و هدف:** آهن با ظرفیت صفر می‌تواند در کنترل مکان‌های آلوده به آرسنیک مورد استفاده قرار گیرد. هدف از انجام این تحقیق حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش می‌باشد.

**روش بررسی:** آزمایشات در سیستم ناپیوسته با تغییر فاکتورهای موثر مانند pH محلول، غلظت اولیه آرسنات، پودر آهن و زمان تماس مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های حاصل سپس با مدل ایزوترم لانگمیر و فروندلیخ آنالیز شدند. داده‌های سینتیک با مدل‌های درجه یک کاذب، درجه دو کاذب و درجه دو کاذب تغییر شکل یافته تطبیق داده شده است. یافته‌ها: نتایج نشان داد pH محلول نقش مهمی در کنترل بار سطح جاذب دارد. بیشترین کارایی حذف برای آرسنات در شرایط اسیدی (pH=۳) مشاهده شد. کارایی حذف آرسنات با افزایش جرم ماده جاذب و کاهش غلظت اولیه آن افزایش یافته است. جذب یون‌های آرسنات بر روی پودر آهن با مدل لانگمیر  $1^2=0/9966$  همراه است. سینتیک جذب آرسنات با مدل شبه درجه دو ( $1^2=0/9914$ ) بهتر توصیف شد. نتیجه‌گیری: نتایج نشان داد که پودر آهن به عنوان یک روش موثر، سریع و ارزان در جهت حذف آرسنیک پنج ظرفیتی از محلول‌های آبی می‌باشد.

**کلمات کلیدی:** آرسنیک (V)، پودر آهن، محیط‌های آبی، جذب

### مقدمه

ماده در شکل‌های گوناگون آلی و غیرآلی به صورت آرسنیت (ASIII) و آرسنات (ASV) براساس pH و شرایط محیطی می‌تواند وجود داشته باشد. آرسنیت به صورت غالب در محیط‌های احیا کننده و آرسنات در محیط‌های اکسید کننده وجود دارد. هر دو نوع آرسنیک دارای سمیت می‌باشند اما آرسنیت نسبت به آرسنات سمی‌تر بوده و در محیط‌های آبی بیشتر می‌باشد.<sup>۵</sup> سازمان جهانی بهداشت (WHO) و آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا (USEPA) استاندارد ۱۰ میکروگرم

آرسنیک از جمله آلاینده‌های فلزی سمی است که در آب‌های طبیعی در مقادیر کم برای انسانها و دیگر موجودات مضر می‌باشد.<sup>۱</sup> آرسنیک از مواد آلاینده‌ای است که با مقادیر جزئی در منابع آب وجود دارد و از طریق فاضلاب تولیدی از صنایع آلیاژ، ساخت باتری‌ها، ضد زنگ‌ها، شیشه سازی، دباغی، کاغذهای رنگی و نیمه هادی‌ها به محیط زیست، آب‌های سطحی و زیرزمینی وارد می‌شود.<sup>۲-۴</sup> این

\* کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گرگان، گرگان، ایران

ایمیل: [dr.norouzi@yahoo.com](mailto:dr.norouzi@yahoo.com) - تلفن: ۰۹۱۸۳۱۲۷۵۳۲

در لیتر را برای آرسنیک در منابع آب آشامیدنی تعیین کرده است. قرار گرفتن در معرض آرسنیک به مدت طولانی حتی در مقادیر کم (۰/۰۵ میلی گرم در لیتر) باعث افزایش خطر ابتلا به سرطان پوست، ریه، مجاری ادراری و مثانه و سرطان کلیه می‌شود.<sup>۶-۸</sup> روش اصلی حذف آرسنیک فرایندهای فیزیکی - شیمیایی می‌باشد. متداول‌ترین تکنولوژی‌های حذف آرسنیک از آب آشامیدنی شامل فرایند ته نشینی شیمیایی، فیلتراسیون، فیلتراسیون مستقیم، انعقاد به همراه میکرو فیلتراسیون، انعقاد پیشرفته، فرم سازی با آهک و فرم سازی پیشرفته با آهک، فرایند جذب شامل جذب بر روی کربن فعال، آلومینای فعال، اکسید آهن و منگنز و مدیای فیلتر پوشیده شده با این مواد، فرایند تبادل یونی بویژه تبادل یون آنیونی، فیلتراسیون غشایی شامل نانوفیلتراسیون، اسمز معکوس و الکترو دیالیز معکوس می‌باشد.<sup>۹-۱۱</sup> از مهم‌ترین فاکتورهای مؤثر بر انتخاب فرایند می‌توان عملکرد مناسب، هزینه‌های سرمایه گذاری و هزینه‌های طولانی مدت عملیاتی و سادگی فرایند را نام برد. احیای شیمیایی یک روش سریع و مؤثر برای حذف آرسنات می‌باشد. در این روش از عوامل کاهشنده مانند  $Fe^0$ ،  $Fe^{2+}$ ،  $H_2S$  و غیره استفاده می‌شود.<sup>۱۲</sup> در بین این فلزات آهن با ظرفیت صفر (ZVI) Zero valent iron به دلیل فراوانی، ارزانی، غیر سمی بودن، واکنش سریع و توانایی و بازده بالا در تجزیه آلاینده‌ها به عنوان یک فرایند تصفیه در اولویت قرار دارد. حذف آرسنات به وسیله  $Fe^0$  یک تکنولوژی بسیار موفقیت آمیز می‌باشد و از چندین واکنش به صورت یک سیکل خوردگی الکتروشیمیایی تشکیل شده است.<sup>۱۳ و ۱۴</sup>

## مواد و روش‌ها

کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش از شرکت مرک (آلمان) تهیه گردید. در این تحقیق با حل کردن آرسنات

سدیم  $NaHAsO_4 \cdot 7H_2O$  با درصد خلوص ۹۹٪ در آب بدون یون محلول استوک آرسنات تهیه گردید و سپس غلظت‌های مورد نظر با استفاده از محلول استوک و رقیق کردن آن ساخته شد. جهت تنظیم pH از محلول یک نرمال اسید سولفوریک و سود استفاده گردید. آزمایشات به صورت ناپیوسته و با تغییر فاکتورهای pH (۳، ۷ و ۱۰)، زمان تماس (۳۰، ۶۰، ۹۰، و ۱۲۰ دقیقه)، غلظت اولیه آرسنات (۱۰ ppm، ۲۰ و ۳۰)، دوز پودر آهن تجاری با مش ۱۵۰ (۱ gr/l، ۵، ۱۰ و ۱۵) صورت گرفت. جهت انجام این تحقیق از دستگاه جارتست به عنوان پایلوت در این روش استفاده گردید و پودر آهن در غلظت‌های مورد نظر به نمونه‌های آب دیونیز حاوی غلظت‌های مختلف آرسنات اضافه گردید. سپس بعد از انجام هر مرحله، نمونه برداشت شده و بعد از آماده‌سازی نمونه‌ها، جذب آنها به کمک دستگاه اسپکتروفتومتر UV-Vis در طول موج ۵۲۰ نانومتر انجام گردید.<sup>۱۵</sup>

## ۱- آزمایشات سینتیک و ایزوترم‌های جذب

### ۱-۱- مدل ایزوترمی فروندلیخ

مدل ایزوترم فروندلیخ به صورت معادله ۱ تعریف می‌شود. در این رابطه  $q_e$  جرم جذب شده از ماده جذب شونده (x) به واحد جرم ماده جاذب (m) در نقطه تعادل،  $k_f$  فاکتور ظرفیت فروندلیخ،  $C_e$  غلظت تعادلی ماده جذب شونده در فاز محلول بعد از جذب سطحی (mg/l)،  $n^{-1}$  پارامتر شدت فروندلیخ است. ثابت‌های ایزوترم فروندلیخ را می‌توان با ترسیم  $\log q_e$  نسبت به  $\log C_e$  از طریق خطی کردن معادله ۱ به صورت معادله ۲ به دست آورد.

$$q_e = x/m = k_f C_e^{1/n} \quad (1)$$

$$\log(q_e) = 1/n \log k_f + \log C_e \quad (2)$$

### ۱-۲- مدل ایزوترمی لانگمیر

شکل خطی ایزوترم لانگمیر به صورت معادله ۳

**ب- شبه درجه دو: pseudo- second order**

مدل سینتیک pseudo- second order به صورت معادله ۶ تعریف می‌شود. در این معادله  $K_2$  سرعت ثابت (g/mg min)، با انتگرال‌گیری از معادله ۶ در لحظه  $q_t=0$  در  $t=0$ ،  $q_t=q_i$  و با جایگزینی این مقادیر در معادله ۶ معادله شماره ۷ به دست می‌آید. مقادیر  $k_2$  و  $q_e$  به ترتیب می‌تواند شیب خط و عرض از مبدا نمودار  $t/q_t$  بر روی  $t$  را مشخص کند.

$$Dq_t/dt=k_2(q_e-q_t) \quad (6)$$

$$t/q_t=1/k_2q_e^2+1/q_e \times t \quad (7)$$

**ج- شبه درجه یک اصلاح شده:**

**modified pseudo- first order**

معادله pseudo- first order که به صورت تجربی توسط Yang و Al-Dury پیشنهاد شد. از نظر تئوری توسط عزیزیان و بشیری به صورت معادله ۸ دست آمد. با گرفتن لگاریتم از معادله ۸ معادله ۹ به دست می‌آید.

$$dq_t/dt=km q_e/q_t(q_e-q_t) \quad (8)$$

$$\ln(1-q_t/q_e)+qt/q_e=-k_m t \quad (9)$$

برای تعیین سینتیک واکنش از غلظت ۵ میلی گرم بر لیتر آرسنات و دوز ۱۰ گرم بر لیتر پودر آهن استفاده گردید.

**یافته‌ها**

نتایج حاصل از آزمایشات ستون ناپیوسته در شکل‌های ۱ الی ۳ نشان داده شده است. در شکل ۴ و ۵ نیز نمودار مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ و لانگمیر و در شکل ۶ الی ۷ مدل‌های سینتیک جذب آورده شده است. در جدول ۱ پارامترهای مدل‌های ایزوترمی و در جدول ۲ پارامترهای مدل‌های سینتیک نشان داده شده است. نتایج حاصل از تأثیر تغییرات غلظت آرسنات (۱۰، ۲۰ و ۳۰) بر کارایی حذف بوسیله ZVI تولیدی در غلظت‌های ۱، ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ گرم بر لیتر در زمان‌های تماس ۱۰، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه و در

است. در این رابطه  $q_e$ : جرم ماده جذب شده به ازای واحد جرم ماده جاذب (mg / g)،  $q_m$ : ماکزیم ظرفیت جذب ماده جاذب در لحظه تعادل (mg / g)،  $b$ : ثابت تجربی لانگمیر،  $C_e$ : غلظت تعادلی ماده جذب شونده در محلول بعد از برقراری تعادل (mg/l) است. با ترسیم  $C_e/q_e$  در مقابل  $C_e$  خطی حاصل خواهد شد که مقدار  $q_m$  و  $b$  را می‌توان از روی شیب خط به دست آمده محاسبه کرد.<sup>۱۶</sup>

(۳)

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m b}$$

برای تعیین مدل ایزوترم‌های جذب فروندلیچ و لانگمیر آزمایشات جذب با در نظر گرفتن غلظت‌های مشخصی از (۱، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی گرم بر لیتر) یون آرسنات (mg/l) در شرایط pH=۷ و زمان ماند ۴۸ ساعت صورت گرفت. درابتدا ۲۵۰ میلی لیتر از نمونه‌های حاوی غلظت مشخصی از یون آرسنات به داخل بشری با حجم ۲۵۰ میلی لیتر انتقال داده شد و سپس مقدار ۱۰ gr/l از پودر آهن به نمونه‌های موجود افزوده گردید. از دستگاه همزن با دور ۱۲۵ rpm برای اختلاط نمونه‌ها در حین انجام واکنش استفاده و بعد از ۴۸ ساعت زمان تماس، غلظت آرسنات باقیمانده تعیین گردید.

**۳-۱- مطالعه روابط سینتیکی**

**الف- شبه درجه یک: pseudo- first order**

مدل سینتیک درجه یک کاذب به صورت معادله ۴ است که در آن  $Q_e$  و  $qt$  مقدار جاذب به ترتیب در نقطه تعادل و در زمان  $t$ ،  $K_1$  سرعت ثابت (1/min). با انتگرال‌گیری از معادله ۳ در لحظه  $q_t=0$  در  $t=0$  معادله ۵ به دست می‌آید.<sup>۱۶</sup>

$$Dq_t/dt=k_1(q_e-q_t) \quad (4)$$

$$\text{Log}(1- q_t/q_e)=- k_1/2.303 \times t \quad (5)$$

## حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش

وقتی غلظت ZVI به ۱۵ گرم بر لیتر می‌رسد ۹۲٪ از آرسنات (VI) حذف می‌گردد.

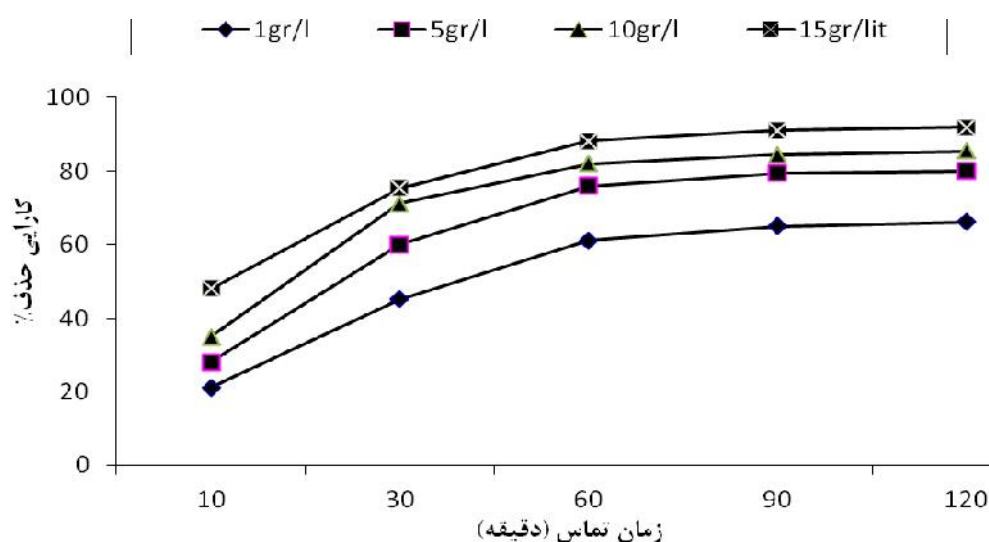
pHهای ۳، ۷ و ۱۰ که در مراحل جداگانه و در سیستم ناپیوسته مورد بررسی قرار گرفته در شکل‌های ۱ تا ۳ آورده شده است.

### ۲- نتایج حاصل از تغییرات غلظت اولیه آرسنات

اثر تغییرات غلظت اولیه آرسنات بر کارایی حذف آن در pH=۷ و غلظت ثابت ۵ gr/l پودر آهن در شکل ۲ نشان داده شده است. نتایج حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه آرسنات کارایی حذف آن کاهش می‌یابد. بر اساس شکل ۲ مشخص گردید که با افزایش غلظت آرسنات از ۱۰ به ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه کارایی حذف آن از ۸۰٪ به ۶۹/۵٪ کاهش یافته است.

### ۱- نتایج حاصل از تغییرات غلظت ZVI بر کارایی حذف آرسنات

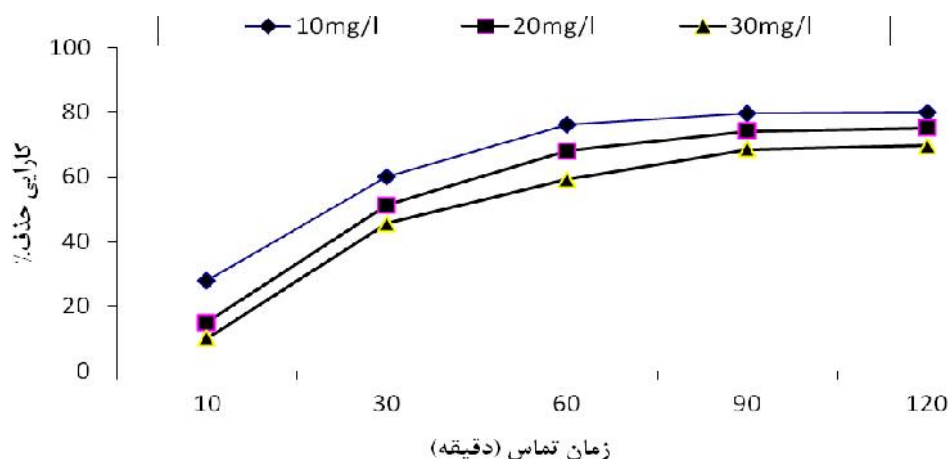
در این مطالعه از ۴ غلظت ZVI استفاده گردید. اثر تغییرات غلظت ZVI بر کارایی حذف آرسنات در pH ثابت ۷ و غلظت  $20 \text{ mg L}^{-1}$  آرسنات در فاصله زمانی ۱۰ تا ۱۲۰ دقیقه در شکل ۱ نشان داده شده است. با افزایش غلظت ZVI کارایی حذف آرسنات افزایش می‌یابد. به طوری که در شکل شماره (۱) مشاهده می‌شود در غلظت ۵ گرم بر لیتر ZVI کارایی حذف آرسنات بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه تنها ۸۰٪ می‌باشد اما



شکل ۱: تأثیر تغییرات غلظت پودر آهن  $\text{Fe}^0$  بر کارایی حذف آرسنات:  $\text{pH}=7$ ،  $T=25^\circ\text{C}$ ،  $C_{\text{As}}=10 \text{ mg L}^{-1}$

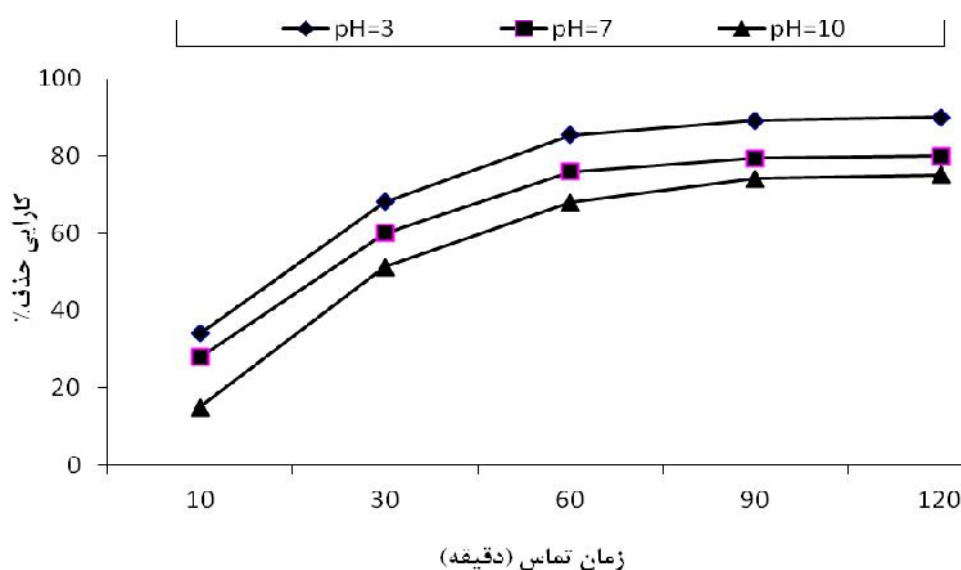
جدول ۱: پارامترهای مدل‌های ایزوترمی مورد استفاده برای ZVI

$R^2$	n	$K_f$	b(L/mg)	$Q_m(\text{mg/g})$	
۰/۸۷۷۹	۲/۹۰۹	۷/۳۶۶	.....	.....	فروندلیچ
۰/۹۹۶۶	.....	.....	۰/۲۸۶۵	۰/۱۱	لانگمیر



شکل ۲: نتایج حاصل از تغییرات غلظت آرسنات بر کارایی حذف آن با استفاده از ZVI:

$$pH=7, T=25^{\circ}C, C_{Fe}=5 \text{ gr L}^{-1}$$



شکل ۳: تأثیر تغییرات pH بر کارایی حذف آرسنات با استفاده از ZVI:

$$C_{Fe}=5 \text{ gr L}^{-1}, T=25^{\circ}C, C_{As}=10 \text{ mg L}^{-1}$$

### ۳- نتایج حاصل از تغییرات pH بر کارایی حذف آرسنات

شکل شماره ۳ نشان می‌دهد که کارایی حذف آرسنات ظرفیتی با کاهش pH افزایش می‌یابد. بر اساس این نتایج

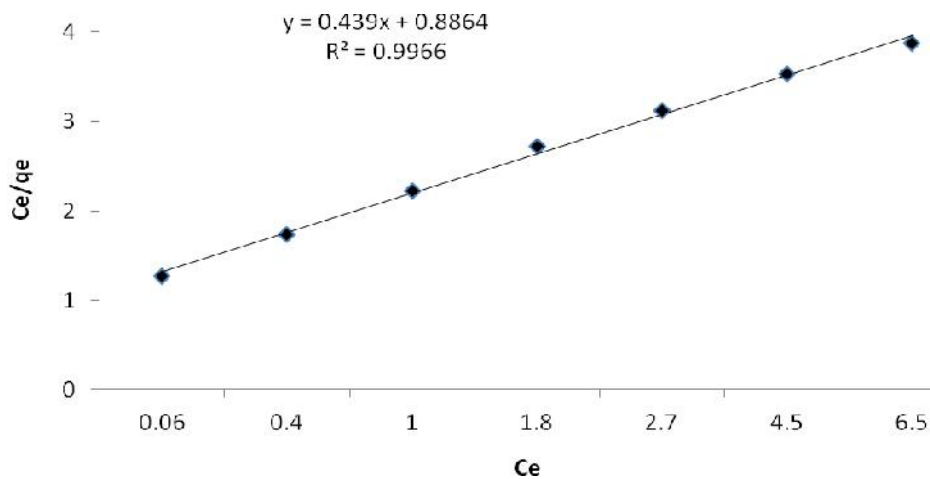
مشخص گردید که کارایی حذف آرسنات در pH ۳، ۷ و ۱۰ بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه به ترتیب حدود ۹۰/۱، ۸۰/۱ و ۷۵/۱ درصد می‌باشد.

حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش

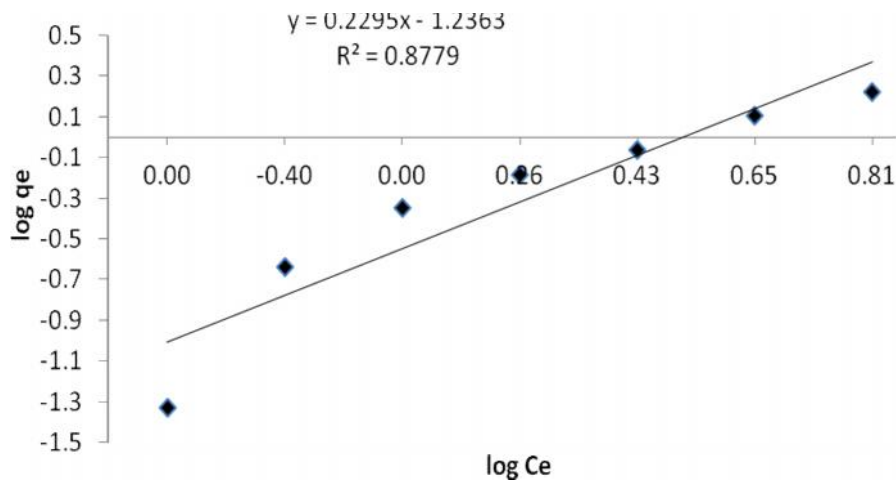
#### ۴- ایزوترم‌های جذب

لانگمیر (Langmuir) به طور گسترده تری مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این مطالعه از مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و لانگمیر (Langmuir) برای رسم داده‌های جذب برای پودر آهن با مش ۱۵۰ استفاده گردید.

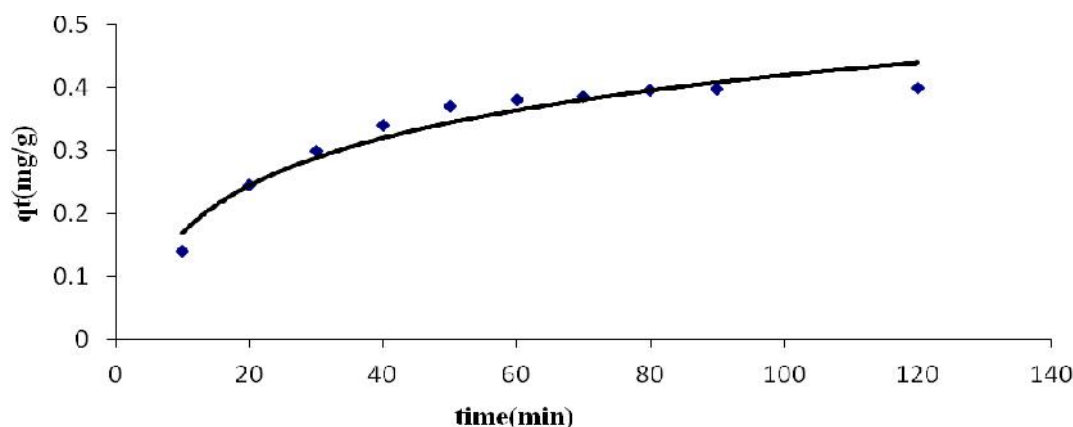
ایزوترم‌های جذب به منظور تعریف جرم جذب شده از ماده جذب شونده به ازای واحد جرم ماده جاذب استفاده می‌شوند. مدل‌های ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و



شکل ۴: نمودار ایزوترم مدل لانگمیر (pH=۷، T=۲۵°C، C<sub>Fe</sub>:۱۰ gr/l)



شکل ۵: نمودار ایزوترم مدل فروندلیچ (pH=۷، T=۲۵°C، C<sub>Fe</sub>: ۱۰ gr/l)



شکل ۶: مقدار جذب آرسنات در واحد زمان بر روی ZVI ( $C_{ZVI}=10$  gr,  $C_{As}=10$  mg L<sup>-1</sup>, pH=7)

جدول ۲: پارامترهای مدل‌های سینتیک داده‌های به دست آمده برای پودر آهن

R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub>	K <sub>m</sub>	K <sub>2</sub>	K <sub>1</sub>	
۰/۹۲۲۷	۰/۴۵	.....	.....	۰/۰۱۳	درجه اول کاذب
۰/۹۹۱۴	۰/۴۷۶	.....	۰/۰۲۶	.....	درجه دوم کاذب
۰/۹۴۴۱	۰/۴۵	۰/۰۲۵	.....	.....	درجه اول کاذب تغییر شکل یافته

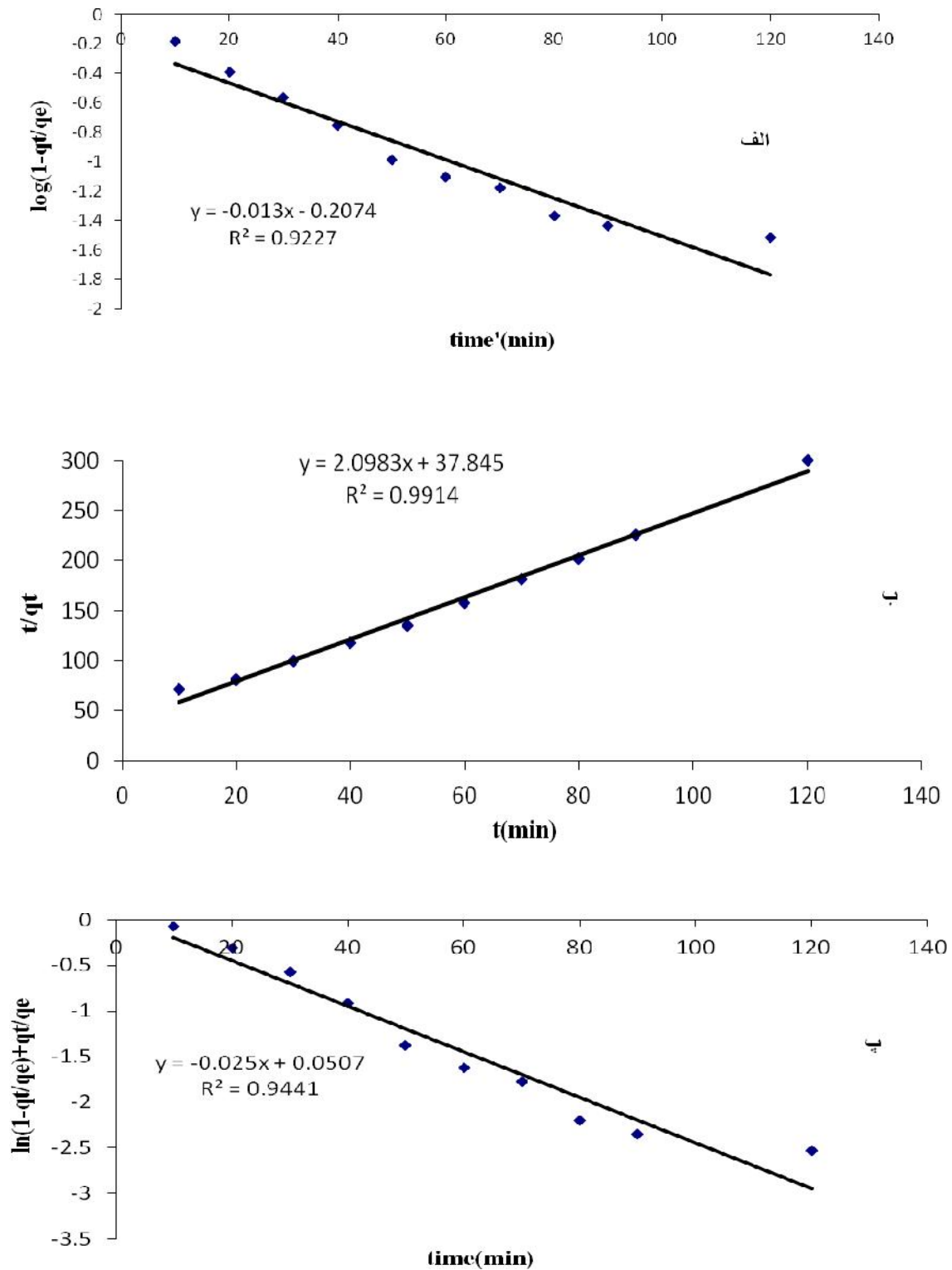
## بحث و نتیجه‌گیری

واکنش در محدوده وسیعی از pH صورت گرفت و بیشترین کارایی حذف در pH=۳ به دست آمد زیرا در شرایط اسیدی تشدید خوردگی سطح ذرات آهن صورت می‌گیرد و باعث افزایش سرعت واکنش می‌شود. در حالیکه در pH=۱۰ به دلیل تشکیل رسوب Fe(OH)<sub>3</sub> بر سطح ذرات سرعت واکنش کاهش می‌یابد. در تحقیق کانل و همکاران جذب ۱۰۰ درصد AS(V) در محدوده pH بین ۳ تا ۷، ۸۴/۷ درصد در pH برابر با ۹ و ۳۷/۹ درصد در pH برابر ۱۱ اتفاق افتاده است.<sup>۱۷</sup> نتایج حاصل از مطالعه Shao-Feng Niu و همکاران با کاربرد نانو ذرات Fe<sup>0</sup> مشخص گردید که با کاهش pH از ۱۰ به ۳ کارایی حذف کروم (VI) از ۳۵٪ به بیش از ۹۹٪ افزایش می‌یابد.<sup>۱۸</sup> همچنین نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که کارایی حذف آرسنات

با غلظت اولیه آن رابطه عکس دارد. این امر به دلیل این است که جاذب‌ها دارای محل‌های جذب محدودی هستند که با افزایش غلظت اولیه آرسنات سریعتر اشباع شده و کارایی حذف کاهش می‌یابد. مطالعه‌ای که Mahamudur Islam و همکاران انجام دادند نتایج حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه آرسنیک کارایی حذف کاهش یافته است که این امر به دلیل کاهش جایگاه‌های فعال جذب در سطح جاذب می‌باشد.<sup>۱۹</sup>

در تحقیقی که Kanel S.R و همکاران بر روی حذف آرسنات با استفاده از نانو ذرات آهن انجام دادند با افزایش غلظت آرسنیک در pH=۷ و دوز جاذب ۵ میلی گرم بر لیتر کارایی حذف از ۸۴٪ به ۳۷ درصد کاهش یافته است.<sup>۲۰</sup>

حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش



**شکل ۷:** انطباق داده‌ها با مدل‌های (الف) شبه درجه یک (ب) شبه درجه دو (پ) شبه درجه یک اصلاح شده ( $C_{ZVI} = 10 \text{ gr}, C_{As} = 10 \text{ mg L}^{-1}, \text{pH} = 7$ )



می‌یابد.<sup>۲۲</sup> با توجه به نتایج حاصل از آزمون SPSS در همه موارد  $P_v < 0/05$  می‌باشد نتیجه می‌گیریم که بین متغیرهای مورد مطالعه با راندمان حذف آرسنات با بیش از ۹۹ درصد اطمینان اختلاف معنا داری وجود دارد. داده‌های ایزوترم جذب نشان می‌دهد که جذب یون آرسنات با استفاده از ZVI از مدل لانگمیر ( $r^2 = 0/9966$ ) پیروی می‌کند. این امر نشان می‌دهد که جاذب دارای سطح همگن بوده و انرژی در تمام مکان‌های جذب یکسان می‌باشد و سینتیک واکنش آرسنات با آهن با مدل درجه دو کاذب  $r^2 = 0/9914$  بهتر توصیف می‌شود.

همچنین علت افزایش کارایی حذف با افزایش غلظت نانو ذرات، افزایش محل‌های فعال سطحی جذب و امکان برخورد بیشتر بین آرسنیک با پودر آهن و افزایش واکنش‌های اکسیداسیون و احیا است. مطالعات انجام شده توسط Chen, S.S و همکاران نشان داد که با افزایش غلظت ذرات آهن، کارایی حذف کرومات افزایش می‌یابد.<sup>۲۱</sup> مطالعات انجام شده توسط Shu Hung-Yee و همکاران در کاهش رنگ آزو ۲۴ Acid Black با استفاده از نانو ذرات آهن سنتز شده نشان داد که با افزایش غلظت نانو ذرات آهن کارایی حذف افزایش

## منابع

1. Turkian A. Environmental Engineering. Kokash Publications.1374;1:36-40.
2. Petriserski B, shamma A. Arsenc in drinking water ,who collaboration center. 2007.
3. Available from:<http://www.nrdc.org/water/drinking/qarsenic.asp>  
Subramanian V, Avan N, Naqvi s. Arsenic in our environment –a critical review . Environ. Hazards in South Asia 2002 ; 1:189-214.
4. Nguyena T.V, Vigneswaran S, Ngoa H.H, Kandasamya J and Choi H.C. Arsenic removal by photo-catalysis hybrid system. Separation and Purification Technology 2008; 61:44-50.
5. Lamm Steven (H.MD). Arsenic in Drinking Water and Bladder Cancer Mortality in Us.Occupation and Environ Medicine. 2004; 46:298-306.
6. Hopenhayn C. Arsenic in drinking water :impact on human health.college of public health,university of Kentucky 2006;2: 107-103.
7. Industrial Standard Institute Campus. Water features. Standard Number 1053.
8. Sayareh A, Fonudi M, Dadsetan M. Environmental geological study in area Ghorveh- Bijar. Environ geol. 1384;180-190.
9. Richard F, Herman K, and Richard B. H. Analytical chemistry of the element. department of chemistry, department of heath chemistry. Available from: [http://www.clarku.edu/departments/chemistry/images/ACS %20Guide.pdf](http://www.clarku.edu/departments/chemistry/images/ACS%20Guide.pdf)
10. Lery R .Micro analysis of arsenic in organic compounds. C. R. H. Acad. Sci. 1954; 238.:2320-2321.
11. Wyatt P. F. Diethyl ammonium diethyl dithiocarbamate for separation and determination of small amounts of metals.(II): Isolationand determination of arsenic, antimony, and tin in organic compound 1955 ; 80:368-370.
12. Kanel S.R, Manning B, Charlet L and Choi, H. Removal of Arsenic(III) from groundwater by nanoscale zero-valent iron. Environ. Sci. Technol.2005; 39: 1291-1298.
13. Kanel S.R, Greneche J.M, and Choi H. Arsenic (V) removal from groundwater using nanoscale zero-valent iron as a colloidal reactive barrier material. Environ. Sci. Technol.2006; 40: 2045-2050.
14. Cornejo L, Lienqueo H, Arenas M, Acarapi J, Contreras D, Yanez J and Mansilla H.D. In field arsenic removal from natural water by zero-valent iron assisted by solar radiation. Environ Pollution 2008; 156: 827-831.
15. APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th Ed. 1998, Washington DC.
16. Azizian S. Kinetic models of sorption: a theoretical study. colloids and Interface Sci. 2004; 276: 47-52.
17. Kanel S.R, Greneche J.M and Choi H. Arsenic Removal from Groundwater Using Nano Zero- Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. Environ. Sci. Technol. 2006; 40: 2050-2045.
18. Shao- feng N, Liu Y, Xin-hua Xu. Removal of Hexavalant Chromium Aqueous Solutions by iron nano particles. J.Zhejiang Univ Sci B.2005 ; 6(10): 1022-1027.
19. Islam M, Chandra Mishra P, Patel R. Arsenate removal from aqueous solution by cellulose-carbonated hydroxyapatite nanocomposites. Journal of Hazardous Materials 2011 189 :755-763.

حذف آرسنیک (V) از محیط‌های آبی با استفاده از پودر آهن و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک واکنش

20. Kanel S.R, Greneche J.M and Choi H. Arsenic Removal from Groundwater Using Nano Zero- Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. Environ. Sci. Technol. 2006; 40: 2050-2045
21. Chen S.S, Cheng C.Y, Li C.W, Chai P.H, and Chang Y.M. Reduction of chromate from electroplating wastewater from pH 1 to 2 using fluidized zero valent iron process. Hazard Materials 2007;142:362-367.
22. Shu H. Y, Chang M.C, Yu H.H, and Chen W.H. Reduction of an azo dye acid black 24 solution using synthesized nanoscale zero valent iron particles. colloids and Interface Sci. 2007; 314: 89-97.

## Arsenic (V) Removal from Aqueous Solution by Produced Iron and Detect Isotherms and Kinetic Adsorption

Roghaye Nourozi<sup>1\*</sup>, Saeed Azizian<sup>2</sup>

*1* Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Golestan University of Medical Sciences, Gorgan, Iran

*2*. Professor, Chemistry Dep., Bu Ali Sina university, Hamadan, Iran

E-mail: [dr.nourozi@yahoo.com](mailto:dr.nourozi@yahoo.com)

Received: 4 Nov 2013 ; Accepted: 25 Feb 2014

### ABSTRACT

**Background:** Zero-valent iron can control the sites contaminated Arsenic (V) used. The aim of this research is Arsenic (V) removal from aqueous solutions using of iron powder and detect isotherms and kinetic adsorption.

**Methods:** The experiment in batch system with change effective parameters such as pH, initial concentration of Arsenate, iron powder dosage and equilibration time was evaluated. In this work, the obtained data then analyzed by Langmuir and Freundlich isotherm models. Kinetic data with pseudo- first order, pseudo- second order and modified pseudo- first order models were fitted.

**Results:** The results showed that pH of the solution plays an important role in control of the surface charge of the adsorbent. The higher removal efficiency was observed for Arsenate in acidic environment (pH=3). The Arsenate removal efficiency by increasing adsorbent dosage and decreasing initial concentration of Arsenate increased. Absorption of Arsenate ions onto adsorbent is associated with Langmuir model ( $r^2=0.99$ ) . The kinetics of Arsenic absorption with the model pseudo-second order ( $r^2 =0.99$ ) better described.

**Conclusion:** The results showed the iron powder is an effective, quick and cheap method for removal of Arsenic (V) from aqueous solution.

**Keywords:** Arsenic (V), iron powder, aqueous solution