

بررسی تاثیر آلومینای فعال بر غلظت فلوراید موجود در آب و تعیین ایزوترم‌ها و سینتیک جذب

محمد تقی صمدی^۱، رقیه نوروزی^۲، سعید عزیزیان^۳، یوسف دادبان شهامت^۴، منصور ضرابی^۵

نویسنده مسئول: گرگان، بلوار هیرکان، ابتدای جاده شصت کلا، دانشکده پیراپزشکی و بهداشت dr.norozii@yahoo.com

پذیرش: ۸۸/۰۷/۰۹

دریافت: ۸۸/۰۴/۱۳

چکیده

زمینه و هدف: غلظت فلوراید در آب آشامیدنی به دلیل اثرات مفید و مضر آن بر روی سلامت انسان بسیار مورد توجه قرار گرفته است. هدف از این تحقیق بررسی تاثیر آلومینای فعال بر کارایی حذف فلوراید از آب آشامیدنی است.

روش بررسی: آزمایش‌ها در سیستم ناپیوسته و با تغییر فاکتورهای موثر مانند pH (۵، ۷ و ۹)، زمان تماس (۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه)، غلظت اولیه فلوراید (۱، ۲، ۴ و ۲ میلی گرم بر لیتر) و دز آلومینای فعال (۰/۱، ۰/۲ و ۰/۳ گرم بر لیتر) مورد بررسی قرار گرفت. همچنین داده‌های حاصل از این تحقیق با مدل لانگمیر و فروندلیچ و داده‌های سینتیک با مدل‌های یک کاذب، درجه دو کاذب، درجه دو کاذب تغییر شکل یافته، تطبیق داده شده است.

یافته‌ها: نتایج نشان داد با افزایش pH محلول کارایی حذف کاهش می‌یابد و pH بهینه در محدوده ۵ تا ۷ بوده است. همچنین کارایی حذف فلوراید با افزایش جرم ماده جاذب و کاهش غلظت اولیه فلوراید افزایش یافته است. جذب یون‌های فلوراید با مدل لانگمیر ($r^2=0/9998$) همراه است. سینتیک جذب فلوراید بر روی آلومینای فعال به وسیله مدل درجه دو کاذب بهتر توصیف شد ($r^2=0/9881$).

نتیجه‌گیری: غلظت آلومینای فعال بر کاهش غلظت یون‌های فلوراید در آب موثر است. حذف بالای فلوراید در آزمایشات ناپیوسته در $pH=5$ محلول مشاهده شد زیرا هیچ یون فلوراید آزادی در محلول وجود ندارد که ممکن است ناشی از فعل و انفعالات الکترواستاتیکی بین سطح آلومینا و گونه‌های بارز فلوراید در محلول باشد. مدل سینتیک به طور مناسب رفتار حذف یون فلوراید به وسیله جذب سطحی آلومینای فعال در سیستم ناپیوسته را توصیف می‌کند.

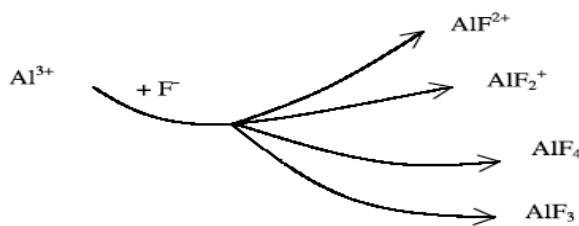
واژگان کلیدی: آلومینای فعال، فلوراید، آب، جذب

- ۱- دکترای بهداشت محیط، استادیار دانشکده بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی همدان
- ۲- کارشناس ارشد بهداشت محیط، مربی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی گلستان
- ۳- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، مربی دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی گلستان
- ۴- دکترای شیمی، دانشیار دانشکده شیمی دانشگاه بوعلی سینای همدان
- ۵- کارشناس ارشد بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی گلستان

مقدمه

فلوئور یکی از عناصر پوسته زمین است که در تعدادی از مواد معدنی و سنگ ها وجود دارد (۱ و ۲). منابع اصلی ورود فلوراید به منابع آب شامل تماس آب با ترکیبات معدنی حاوی فلوراید و تخلیه فاضلاب صنعتی حاصل از تولید نیمه رساناها، شیشه و غیره است (۳ و ۴). سازمان بهداشت جهانی حداکثر غلظت فلوراید در آب آشامیدنی را حدود ۱/۵ میلی گرم بر لیتر تعیین کرده است (۵ و ۶). غلظت فلوئور در آب آشامیدنی در مقادیر کمتر از استاندارد باعث بروز پوسیدگی دندان و در مقادیر بالاتر از حد استاندارد باعث فلوئوروزیس استخوانی و دندانی می شود. فلوئوروزیس موجب ضعیف شدن ساختار دندان و اسکلت شده و رشد را دچار رکود می سازد و در موارد شدیدتر باعث پارالیز و مرگ می شود. تحقیقات زیادی در طول سال های اخیر ثابت کرده اند که اثرات طولانی مدت مواجهه با فلوراید و تجمع آن نه فقط باعث خطرات اسکلتی و دندانی برای انسان می گردد بلکه می تواند موجب تغییر ساختار DNA و از بین رفتن قوه اختیار شود. به لحاظ سمیت فلوراید و خطر دز اضافی آن فلوئورزنی آب های آشامیدنی در تعدادی از کشورها متوقف شده است (۲، ۳ و ۷). در ایران نیز در برخی مناطق غلظت فلوئور موجود در آب آشامیدنی بیش از حد مجاز است، از جمله در استان هرمزگان (بندرعباس، بندرلنگه و قشم) در استان یزد (اردکان)، همدان، تهران، کرمان (شهر بابک)، استان خراسان، اصفهان، بوشهر، سمنان و سیستان و بلوچستان (زابل، زاهدان) (۷). با توجه به اثرات بهداشتی نامطلوب ناشی از ازدیاد فلوئور در آب، به خصوص آب های زیر زمینی و با توجه به این که اکثر شهرهای کشور از آب زیر زمینی استفاده می کنند لازم است جهت حذف فلوئور اضافی از آب تمهیداتی به کار رود. تاکنون روش های زیادی از جمله فرایند جذب سطحی، ترسیب شیمیایی، فرایندهای غشایی و تعویض یونی برای حذف مقادیر اضافی فلوراید مطالعه و به کار برده شده است (۱، ۳ و ۴). اما بسیاری از این روش ها به دلیل گرانی و پیچیدگی قابلیت کاربرد در کشورهای در حال توسعه و

مناطق کم درآمد را ندارند (۲). برای مثال روش رسوب دهی با مواد شیمیایی به طور گسترده در تصفیه خانه های کشور مورد استفاده قرار می گیرد. اما مقدار لجن اضافی تولیدی به وسیله این فرایند نیازمند توجه و دفع خاص است. فرایندهای غشایی به عنوان یک روش موفق برای حذف فلوئور از آب آشامیدنی مورد توجه قرار گرفته است اما بسیار پرهزینه است. رزین های تعویض آنیونی نیز برای حذف فلوراید کمتر مورد توجه قرار گرفته است زیرا دارای ظرفیت کم و نسبتا گران قیمت محسوب می گردد (۳، ۸ و ۹). آلومینای فعال یکی از موادی است که جهت حذف فلوراید کاربرد موفقیت آمیزی داشته است (۴ و ۱۰). آلومینای فعال یک ماده جاذب خوب برای فلوراید به حساب می آید. این ماده جزو اصلی ترین مواد مورد استفاده برای حذف فلوراید بوده و ظرفیت تعویض بالایی برای این یون دارد و ظرفیت تعویض یونی آن به وسیله یون های SO_4 و Cl موجود در آب تحت تاثیر قرار نمی گیرد و از لحاظ اقتصادی نیز مقرون به صرفه است (۸ و ۱۱). نتایج مطالعات مختلف نشان داده که وجود یون های Al^{3+} بر روی سطح جاذب، انتخاب پذیری و گسترده گی حذف فلوراید از محلول های آبی را افزایش می دهد. از این رو شکل گیری انواع ترکیبات فلوراید یک فاکتور مهم در جذب فلوراید به وسیله آلومینای فعال از محلول های آبی است که در شکل (۱) نشان داده شده است (۴ و ۸).



شکل ۱: شکل گیری گونه های فلوراید به وسیله آلومینای فعال در محیط های آبی

هدف از این تحقیق بررسی تاثیر آلومینای فعال بر غلظت فلوراید موجود در آب آشامیدنی است. در این مطالعه فاکتورهای مختلفی از جمله pH محلول، زمان تماس، دز

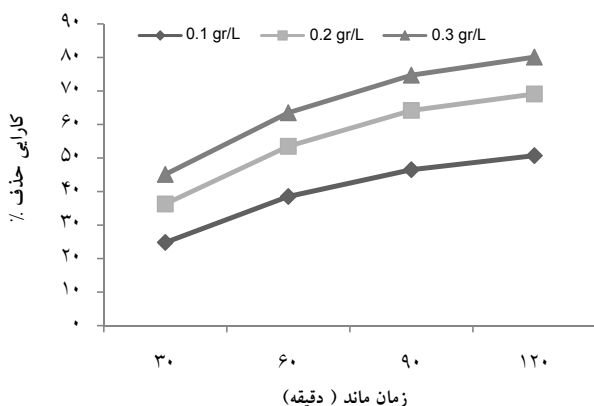
انجام واکنش استفاده و بعد از ۴۸ ساعت زمان تماس، غلظت یون فلوراید باقیمانده تعیین و از نرم افزار Excel برای رسم نمودارها استفاده گردید.

یافته ها

نتایج حاصل از آزمایش ها ستون ناپیوسته در شکل های ۴-۲ نشان داده شده است. در شکل ۵ و ۶ نیز مدل های ایزوترمی فروندلیچ و لانگمیر و در شکل ۱۱-۷ مدل های سینتیک جذب آورده شده است. در جدول ۱ پارامترهای مدل های ایزوترمی و در جدول ۲ پارامترهای مدل های سینتیک نشان داده شده است.

الف. نتایج حاصل از تغییرات غلظت آلومینای فعال بر کارایی حذف فلوراید

در این مطالعه از ۳ غلظت آلومینای فعال استفاده گردید. اثر تغییرات غلظت آلومینای فعال بر کارایی حذف فلئوئور در pH ثابت ۷ و غلظت ۲ میلی گرم بر لیتر فلئوئور در فاصله زمانی ۳۰ تا ۱۲۰ دقیقه در شکل ۱ نشان داده شده است. با افزایش غلظت آلومینای فعال کارایی حذف فلئوئور افزایش می یابد. به طوری که در شکل ۲ مشاهده می شود در غلظت ۰/۳ گرم بر لیتر آلومینای فعال کارایی حذف فلئوئور، ۸۰/۰۱٪ است. اما وقتی غلظت آلومینای فعال به ۰/۱ گرم بر لیتر می رسد تنها ۵۰/۷٪ از فلئوئور حذف می گردد.



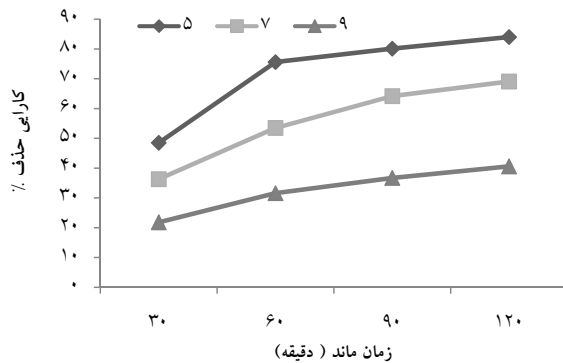
شکل ۲: تاثیر دوز ماده جاذب بر کارایی حذف فلوراید (غلظت اولیه فلوراید=۲ میلی گرم بر لیتر، دما: ۲۵ درجه سانتی گراد، pH = ۷)

جاذب و غلظت اولیه فلوراید مورد بررسی قرار گرفته است. همچنین دو نوع مدل ایزوترم جذب شامل ایزوترم فروندلیچ و ایزوترم لانگمیر برای تعیین نوع مدل فرایند جذب فلوراید بر روی آلومینای فعال و همچنین سینتیک جذب مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش ها

کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده در این پژوهش از شرکت مرک (آلمان) تهیه گردید. در این تحقیق محلول استوک مورد استفاده با حل کردن ماده سدیم فلوراید در آب بدون یون تهیه گردید و سپس غلظت های 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. آلومینای فعال به عنوان جاذب با الک مش ۳۰ سایز بندی گردید. آزمایشات به صورت ناپیوسته و با تغییر فاکتورهای pH (۵، ۷ و ۹)، زمان تماس (۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰ دقیقه)، غلظت اولیه فلوراید (۱، ۲ و ۴ میلی گرم بر لیتر)، دز آلومینای فعال (۰/۱، ۰/۲، ۰/۳ گرم بر لیتر) صورت گرفت. همه آزمایش ها در حالت ناپیوسته در بشر به حجم ۲۵۰ میلی لیتر انجام شده است. به منظور حصول اطمینان از نتایج حاصل از کلیه آزمایش ها سه بار تکرار گردید و از میانگین مقادیر اندازه گیری شده به عنوان غلظت مورد سنجش استفاده گردید. در پایان مقدار باقی مانده فلوراید به روش اسپکترومتری در حداکثر طول موج ۵۷۰ نانومتر خوانده شد (۱۲). برای تعیین مدل ایزوترم های جذب فروندلیچ و لانگمیر آزمایش ها جذب با در نظر گرفتن غلظت های مشخصی از یون فلوراید (۰/۱، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۸، ۱، ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ میلی گرم بر لیتر) در شرایط pH=۷ و زمان ماند ۴۸ ساعت صورت گرفت. در ابتدا ۲۰۰ میلی لیتر از نمونه های حاوی غلظت مشخصی از یون فلوراید به داخل بشری با حجم ۲۵۰ میلی لیتر انتقال داده شد و سپس مقدار ۰/۱۵ گرم بر لیتر از آلومینای فعال به نمونه های موجود افزوده گردید. از دستگاه همزن با دور ۱۲۵ rpm برای اختلاط نمونه ها در حین

حذف فلئور در pH ۵، ۷ و ۹ بعد از گذشت ۱۲۰ دقیقه به ترتیب حدود ۸۴/۰۱، ۶۹/۱ و ۴۰/۶ درصد است.

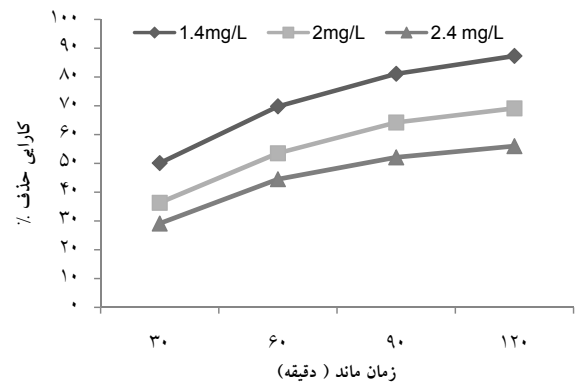


شکل ۴: تاثیر تغییرات pH بر کارایی حذف فلوراید: (غلظت آلومینای فعال: ۰/۲ گرم بر لیتر، غلظت اولیه فلوراید: ۲ میلی گرم بر لیتر، دما: ۲۵ درجه سانتی گراد)

د. ایزوترم های جذب

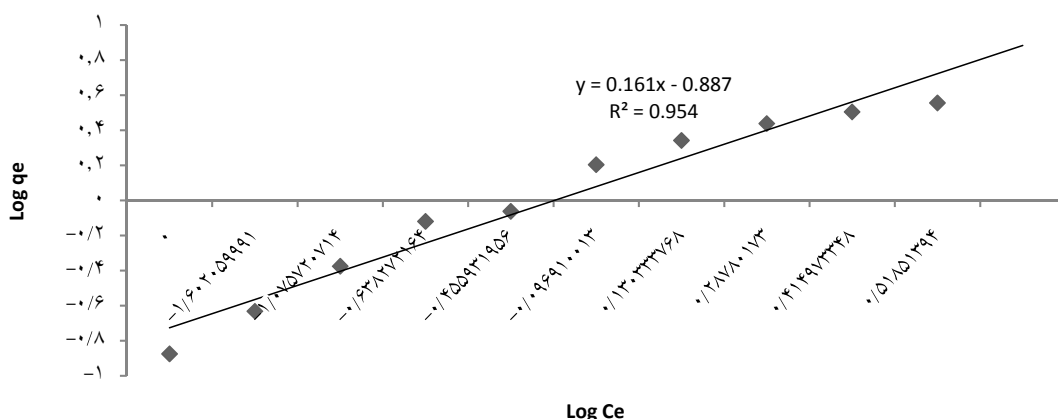
ایزوترم های جذب به منظور تعریف جرم جذب شده از ماده جذب شونده به ازای واحد جرم ماده جاذب استفاده می شوند. مدل های ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و لانگمیر (Langmuir) به طور گسترده تری مورد استفاده قرار می گیرند. در این مطالعه از مدل های ایزوترمی فروندلیچ (Freundlich) و لانگمیر (Langmuir) برای رسم داده های جذب استفاده گردید (۱۳).

ب. نتایج حاصل از تغییرات غلظت اولیه فلوراید
اثر تغییرات غلظت اولیه فلوراید بر کارایی حذف آن در pH=۷ و غلظت ثابت ۰/۲ گرم بر لیتر آلومینای فعال در شکل ۲ نشان داده شده است. نتایج حاکی از آن است که با افزایش غلظت اولیه فلوراید کارایی حذف آن کاهش می یابد. بر اساس شکل ۳ مشخص گردید که با افزایش غلظت فلئور از ۱/۴ به ۲/۴ میلی گرم بر لیتر کارایی حذف آن از ۸۷/۳ به ۵۶ درصد کاهش یافته است.

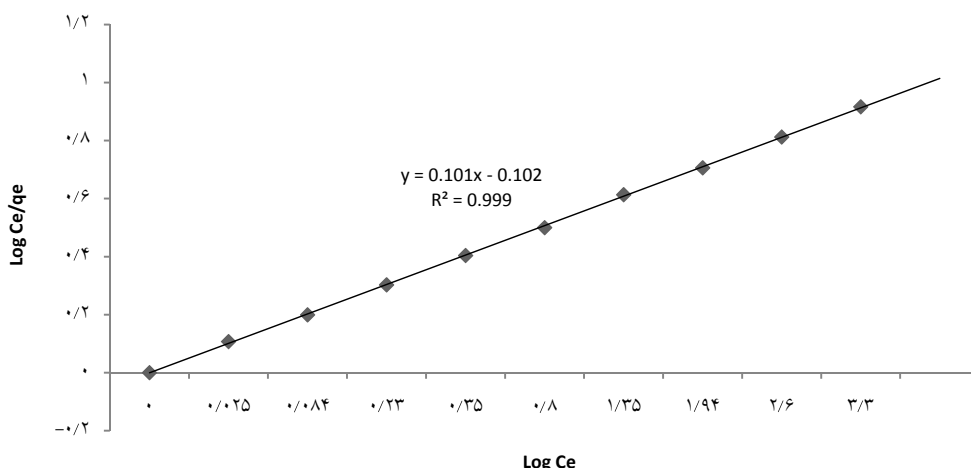


شکل ۳: تاثیر تغییرات غلظت اولیه فلوراید بر کارایی حذف آن: (غلظت آلومینای فعال: ۰/۲ گرم بر لیتر، دما: ۲۵ درجه سانتی گراد، pH = ۷)

ج. نتایج حاصل از تغییرات pH بر کارایی حذف فلئور
شکل ۴ نشان می دهد که کارایی حذف فلئور با کاهش pH افزایش می یابد. بر اساس این نتایج مشخص گردید که کارایی



شکل ۵: ایزوترم مدل فروندلیچ (غلظت آلومینای فعال: ۰/۲ گرم بر لیتر، غلظت اولیه فلوراید: ۲ میلی گرم بر لیتر، دما: ۲۵ درجه سانتی گراد، pH = ۷)



شکل ۶: ایزوترم مدل لانگمیر (غلظت آلومینای فعال: ۰/۲ گرم بر لیتر، غلظت اولیه فلوراید: ۲ میلی گرم بر لیتر، دما: ۲۵ درجه سانتی گراد، pH=۷)

جدول ۱: پارامترهای مدل های ایزوترمی مورد استفاده

n	R ^۲	Qm(mg/g)	b(L/mg)	K _f	مدل
۶/۲۱۲	۰/۹۵۴۵	۷/۷۱۲	فروندلیچ
.....	۰/۹۹۹۸	۹/۸۵۲	۰/۹۹۴	لانگمیر

معادله شماره ۷ $Dq_t/dt = k_1(q_e - q_t)$

K_1 سرعت ثابت (g/mg min)، با انتگرال گیری از معادله ۷ در لحظه $t=0$ در $q_t = q_0$ ، $t=0$ و با جایگزینی این مقادیر در معادله شماره ۷ معادله زیر به دست می آید.

معادله شماره ۸ $t/q_t = 1/k_1 q_e + t/q_e \times t$

مقادیر k_1 و q_e به ترتیب می تواند شیب خط و عرض از مبدا نمودار t/q_t بر روی t را مشخص کند.

درجه دو کاذب تغییر شکل یافته

معادله pseudo- first order که به صورت تجربی توسط Yang و Al-Dury پیشنهاد شد. از نظر تئوری توسط عزیزیان و بشیری به صورت زیر به دست آمد (۱۴).

معادله شماره ۹ $dq_t/dt = k_m$

$q_e/q_t(q_e - q_t)$

با گرفتن لگاریتم از معادله ۹ معادله ۱۰ به دست می آید.

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

با توجه به مطالب ذکر شده، ضریب همبستگی R^2 به وسیله انطباق داده های جمع آوری شده با مدل های سینتیک تعیین

ه. مطالعه روابط سینتیکی

فرایند جذب در مطالعات سینتیک خطی است. سرعت واکنش شیمیایی به وسیله سینتیک شیمیایی بیان می شود (۱۲). اغلب مدل های سینتیکی برای جذب مدل های درجه یک کاذب، درجه دو کاذب، درجه دو کاذب تغییر شکل یافته هستند (۱۳).

درجه یک کاذب

مدل سینتیک pseudo- first order به صورت زیر تعریف می شود:

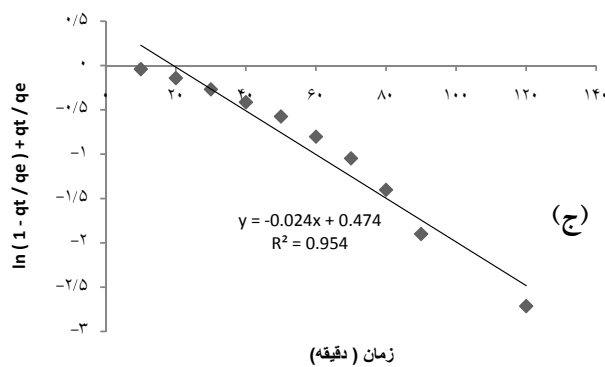
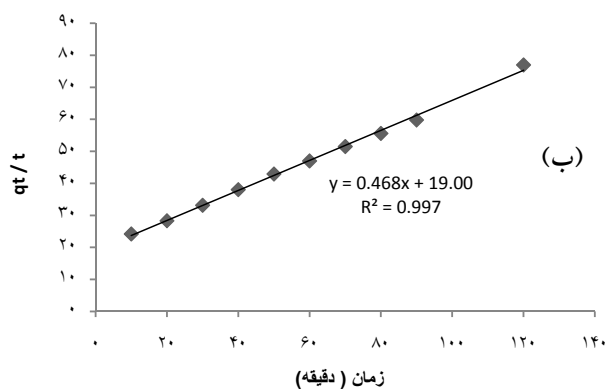
معادله شماره ۵ $Dq_t/dt = k_1(q_e - q_t)$

Q_e و qt مقدار جاذب به ترتیب در نقطه تعادل و در زمان t ، K_1 سرعت ثابت (۱/min). با انتگرال گیری از معادله ۵ در لحظه $t=0$ در $q_t = 0$ معادله زیر به دست می آید

معادله شماره ۶ $\log(1 - q_t/q_e) = -k_1/2.303 \times t$

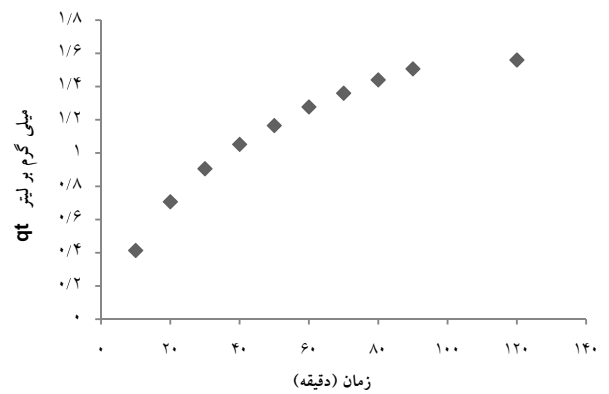
درجه دو کاذب

مدل سینتیک pseudo- second order به صورت زیر تعریف می شود

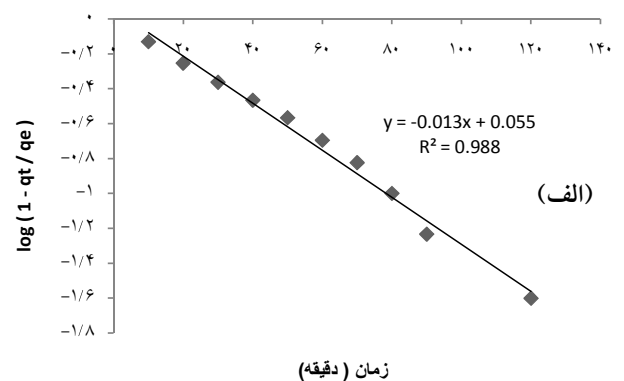


شکل ۸: انطباق داده های به دست آمده بامدل های (الف) درجه یک کاذب، (ب) درجه دو کاذب، (ج) درجه دو کاذب تغییر شکل یافته، غلظت فلوراید: ۴ میلی گرم بر لیتر، حجم نمونه = ۲۰۰ میلی لیتر

می شود. با توجه به ضریب همبستگی R^2 مدل pseudo-first order سینتیک جذب فلوراید بر روی آلومینای فعال را بهتر نشان می دهد. پارامترهای مدل سینتیک در جدول ۲ نشان داده شده است.



شکل ۷: مقدار جذب فلوراید در واحد زمان (pH ۷)، غلظت فلوراید ۲ میلی گرم بر لیتر، غلظت آلومینای فعال ۰/۱۵ گرم بر لیتر



جدول ۲: پارامترهای مدل های سینتیک داده های به دست آمده

مدل	R^2	q_e	K_m	K_1	K_2
درجه اول کاذب	۰/۹۸۸۱	۱/۶
درجه دوم کاذب	۰/۹۹۷۲	۲/۱۳۳	۰/۰۲۴
درجه اول کاذب تغییر شکل یافته	۰/۹۵۴۹	۱/۶	۰/۴۷۴

بحث و نتیجه گیری

می گیرد. در محلول های اسیدی و خنثی، شکل ترکیبات Al-F در محلول غالب است و تقریباً یون های فلوراید آزاد در محلول حضور ندارد اما در pH های بالاتر از ۸ یون های

جذب فلوراید توسط آلومینای فعال تحت تاثیر تغییرات pH قرار دارد زیرا یک سری فعل و انفعالات داخلی بین سطح آلومینای فعال و گونه های فلوراید غالب در محلول صورت

همچنین با افزایش غلظت آلومینای فعال کارایی حذف فلوراید افزایش می یابد زیرا با افزایش غلظت جاذب تعداد مکان های فعال جذب در سطح جاذب افزایش می یابد و تعداد یون های آزاد فلوراید در محلول کاهش می یابد (۴ و ۲). در تحقیقی که S. Chidambaram و همکاران بر روی حذف فلوراید با استفاده از مواد طبیعی انجام دادند نتایج حاکی از آن است که با افزایش دز جاذب کارایی حذف افزایش می یابد (۲). همچنین با افزایش زمان ماند کارایی حذف افزایش یافته است (۴). داده های ایزو ترم جذب نشان می دهد که جذب فلوراید از مدل لانگمیر ($R^2=0/9998$) پیروی می کند و سینتیک جذب فلوراید بر روی آلومینای فعال به وسیله مدل درجه دو کاذب بهتر توصیف می شود ($R^2=0/9881$).

فلوراید آزاد و ترکیبات هیدروکسید آلومینیوم در محلول غالب است (۴). نتایج حاصل از انجام آزمایش ها مشخص ساخت که بیشترین کارایی حذف در $pH = 5-7$ صورت می گیرد. در تحقیقی که آقای Young KU و همکاران بر روی حذف فلوراید با استفاده از آلومینای فعال انجام دادند، مشخص گردید که بیشترین کارایی حذف در $pH = 5-7$ به دست آمده است (۴). با افزایش غلظت یون فلوراید کارایی حذف کاهش می یابد زیرا تعداد مکان های فعال جذب در سطح جاذب برای جذب یون فلوراید کاهش می یابد (۴). مطالعه انجام شده توسط Rasheed M.A.Q و همکاران بر روی حذف فلوراید با استفاده از الکترودهای تعویض یونی مشخص ساخت که با افزایش غلظت فلوراید کارایی حذف کاهش می یابد (۳).

منابع

- 1.A. Tor. Removal of fluoride from water using anion-exchange membrane under Donnan dialysis condition. J. Hazard. Mate, 2007; 141: 814-818.
2. S. Chidambaram, AL. Ramanathan and S. Vasudevan, Fluoride removal studies in water using natural materials. Wat SA, 2003; 29(3): 339-343.
3. M.A.Rasheed.Q Jamhour. New Inorganic Ion – exchange Material for Selective Removal of Fluoride from Potable Water Using Ion – selective Electrode, American J. Environ. Sci, 2005; 1: 1-4.
4. KU. Young, CH. Hwei-Mei. The Adsorption of Fluoride Ion from Aqueouse Solution by Activated Alumina. J. Wat, Air, and Soil Pollution. 2001; 133: 349–360.
5. C.Castel. M.Schweizer. M.Q. Simonnot. M.Sardin. Selective removal of fluoride ions by a two way ion exchange cyclic process. J. Chemi. Engin. Sci. 2000; 55: 3341-3353.
6. X.Fan. D.J. Parker. M.D. Smith. Adsorption of fluoride on low cost materials. J.wat. Res. 2003; 37: 4929-4937.
- 7.Toxic Water Fluoridation and How to Remove it. Available from: http://www.actionpa.org/fluoride/stop_fluoridation.pdf.
- 8.F.Shen, X.. Ch, P.Gao, G. Chen. Electrochemical removal of fluoride ions industrial waste water. Chemi. Engin. Sci, 2003; 58: 987-993.
- 9.Y. Veressinina, M. Trapido, V. Ahelik, and R. Munter. Fluoride in Drinking Water the Problem and its Possible Solutions, J. Sci Chemi, 2001; 50(2): 81-88.
10. S. Ghorai and K. K. Pant , Investigations on the column performance of fluoride adsorption by activated alumina in a fixed-bed. J. Chemi. Engin.2004; 98: 165-173.
11. K.R. Bulusu, W.G. Nawalakhe. Defluoridation of water with activated alumina: batch operations Indian. J. Environ. Health. 1988; 30: 262-299.
12. B.Acemioglu. Batch Kinetic study of sorption of methylene blue by perlite. J.chemi. Engin 2005; 106: 73-81.
13. Franklin L.B, David Stensel H, Waste water Engineering, Publishing Metcalf & Eddy/ inc, 2003, Vol 4, PP: 1138-1140
14. S.Azizian. Kinetic models of sorption: a theoretical study. J. colloids and Interface Sci, 2004; 276: 47-52.

Servey Impact of Activated Alumina in Fluoride Concentration Peresent in Water and Appointment Adsorption Isotherm and Kinetics

Samadi M.T.¹, *Nourozi R.², Azizian S.², Dadban Shahamat Y.³, Zarabi M.¹

¹Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health Hamadan University of Medical Sciences, Hamadan, Iran

²Department of Environmental Health Engineering, Golestan University of Medical Sciences, Golestan, Iran

³Department of Chemistry faculty, Buali Sina University, Hamadan, Iran

Received 4 July 2009; Accepted 1 October 2009

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Determination of Fluoride in drinking water has received increasing interest, duo to its beneficial and detrimental effects on health. The aim of this research is investigation of Effect of activated alumina in fluoride concentration reduction in drinking water.

Materials and Methods: Expriment in batch system and with change effective parameters such as pH(5, 7,9), equilibration time (30, 60, 90, 120 minute), initial fluoride concentration(1.4, 2, 2.4 mg/l) and activated Alumina dosage (0.1, 0.2, 0.3 gr/l) was investigated. Also found data of this research were fited with Langmuir and Freundlich models, kinetic data with pseudo- first order, pseudo- second order and modifited pseudo-first order models.

Results: The results showed that with increasing of pH of solution, removal efficiency was decreased and optimum pH was found to be in the range of 5 to 7. Also removal efficiency of fluoride was increased with increasing of adsorbent dosage and decreasing of initial concentration of fluoride. Adsorption isotherm data show that the fluoride sorption followed the Langmuir model ($r^2=0.98$). Kinetics of sorption of fluoride onto Activated alumina was well described by pseudo- second order model.

Conclusion: The concentration of Activated Alumina had significant effect on the reduction of fluoride ions concentration in water. The higher fluoride removals were observed for batch experiments at pH=5 because no free fluoride ion is present in the solutions, and it could be casued by electrostatic interactions between the surface of alumina and the dominant fluoride species in solution. The kinetic model can adequately describe the removal behaviors of fluoride ion by alumina adsorption in the batch system.

Key word: Activated Alumina, Fluoride, Water, Adsorption

*Corresponding Author: *dr.norozi@yahoo.com*

Tel: +98 171 4421651 *Fax:* +98 171 4423630