



حذف باکتری سفتریباکسون از پساب داروسازی با استفاده از فوتوکاتالیست

بهاره عزتی

Bahar.ezatii@yahoo.com

چکیده

بر اساس ارزیابی‌های به عمل آمده، آلودگی آب دغدغه نیمی از جمعیت جهان است. چالش‌های موجود مربوط به تصفیه آب‌های آشامیدنی و پساب‌ها است. آلودگی‌های موجود در پساب شامل مواد گوناگونی است؛ به‌عنوان مثال، در پساب صنعتی مقادیر زیادی از ترکیبات آلی یا فلزات وجود دارد. تصفیه آلودگی‌های میکروبی در تهیه آب آشامیدنی نیز ضروری است، به‌ویژه در مناطق دوردست که تأمین آب آشامیدنی سالم در آن‌ها با دشواری مواجه است. گزارش‌های موجود حاکی از آن است که استفاده از فوتوکاتالیست‌های فعال در نور خورشید، به‌ویژه در کشورهای درحال توسعه، در حال تبدیل شدن به فناوری اصلی در تصفیه آب است. در این تحقیق با استفاده از فوتوکاتالیست WO_3 تثبیت شده بر روی شیشه به بررسی گندزایی آب آشامیدنی پرداخته شد. فوتوکاتالیست WO_3 پس از سنتز مورد ارزیابی قرار گرفت. هم‌چنین باکتری سفتریباکسون به‌عنوان باکتری مدل انتخاب گردید. آزمایش‌ها در مقیاس Batch صورت پذیرفت. با توجه به نتایج آزمایش‌ها مشخص گردید که با افزایش مدت‌زمان تا ۶۰ دقیقه و افزایش دما تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد سبب افزایش میزان جذب گردید. با بررسی pH مشخص گردید که میزان جذب در محیط خنثی بیشترین مقدار را دارد. بررسی مقایسه‌ای فوتوکاتالیست با کاتالیست در اتاق تاریک و نیز با اشعه فوق بنفش مشخص ساخت که فوتوکاتالیست از سرعت حذف بالایی برخوردار می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: باکتری سفتریباکسون - پساب - فوتوکاتالیست



مقدمه:

ماریا و همکارش و همچنین جینگ و همکارانش طی مطالعه خود بر روی تثبیت نانوذرات دی اکسیدتیتانیوم، کاربرد نانوذرات بصورت سوسپانسیون و تثبیت شده را با هم مقایسه نموده اند و بیان می دارند که استفاده از نانوکاتالیستها بصورت دوغاب پودر، سبب تلف شدن بخشی از نانوذرات مصرف شده و افزایش هزینه تصفیه و ضرورت نیاز به پیش تصفیه آب قبل از کاربرد آن ها میشود. بکارگیری سوسپانسیون فتوکاتالیست در تصفیه آب نیازمند استفاده از فرآیندهای تصفیه بعدی حذف کدورت و سمیت ناشی از حضور نانوذرات در آب است و نگرانی های از این قبیل امروزه وجود دارد. متداولترین فرآیند تصفیه مورد نیاز آن ها رسوب دهی و فیلتراسیون برای حذف نانوذرات است. البته ممکن است به کمک این فرآیندها کدورت آب تا حد استاندارد لازم کاهش نیابد و سایر روش ها هم بسیار گران و پرهزینه باشند .

مارک و همکارانش و ماریا و همکارش کاربرد تثبیت شده نانوکاتالیست ها را برای تصفیه آب دارای مزایا و معیارهای لازم معرفی نموده و مطرح می نمایند که جهت افزایش بازدهی راکتورها و رفع مشکلات حالت سوسپانسیون، تثبیت نانوذرات دی اکسیدتیتانیوم یا اکسیدروی، بر روی یک بستر جامد، میتواند مفید باشد و نیازی به فرآیندهای تصفیه بعدی نمی باشد. در بسیاری موارد نشان داده شده که با استفاده از بسترهای تثبیت شده میزان تجزیه آلاینده های شیمیایی و میکروبی افزایش می یابد. در یک سوسپانسیون با پرتو دهی ذرات، فقط سطح فتوکاتالیست در معرض تابش فعال می شود، و پرتو دهی تمام ذرات کار مشکلی است و پراکندگی و در سایه یکدیگر قرار گرفتن ذرات و فاصله زیاد آن ها از منبع تابش در سوسپانسیون از جمله دیگر مشکلات کاربرد آن هاست. این مطلب به این معنی است که عمق نفوذ پرتو در سوسپانسیون محدود است و اثرات همپوشانی ذرات بر یکدیگر ممکن است میزان واکنش های فتوکاتالیستی را کاهش دهد. در حالی که در بستر تثبیت شده تمام ذرات تثبیت شده بطور یکنواخت و از فاصله معینی پرتو را دریافت می کنند و حذف و جداسازی ذرات کاتالیست نیاز نمی باشد. یک راکتور باید به گونه ای بهینه شود که فتوکاتالیست تثبیت شده روی بستر، ماکزیمم سطح را برای دریافت پرتو داشته باشد. یکی از مهمترین خصوصیات قابل توجه لایه فتوکاتالیست ضخامت آن روی بستر بعد از تثبیت است اگر به اندازه کافی این ضخامت موجود باشد بیشترین الکترون ها و حفرات در عمقی مناسب در لایه تشکیل و تولید می شوند و به سطح نمی رسند. طی مدت نیمه عمر کوتاهی که دارند اگر لایه خیلی نازک باشد فقط بخش کوچکی از پرتو جذب می شود و می تواند منجر به کاهش راندمان فرآیند فتوکاتالیستی شود . بوترفیلد و همکارانش، بیان کرده اند، در مواردی ممکن است جهت استفاده از نانوذرات تثبیت شده، لازم باشد قبل از تثبیت کاتالیست، یک لایه پوششی مخصوص روی بستر ایجاد شود و بعد تثبیت کاتالیست روی آن انجام شود تا از اثرات سوء ناخالصی های بستر بر کاتالیست ممانعت شود. در صورتی که جنس بستر مثل شیشه خالص و بدون ناخالصی ها باشد ممکن است ایجاد پوشش اولیه قبل از تثبیت خیلی ضروری نباشد.

ونکاتا و همکارانش انتخاب بستر مناسب در راکتورهای دارای بستر تثبیت شده را عامل موثری در استحکام تثبیت ، فعالیت و چسبندگی کاتالیست روی بستر و همگنی کاتالیست معرفی کرده است. تا بحال حامل ها و بسترهای زیادی برای تثبیت فتوکاتالیست ها مانند کوارتز، سیلیکا، انواع شیشه پلیت یا گلوله ای، کربن فعال و انواع سرامیک ، زئولیت، سنگ های متخلخل یا سنگ پا، فیبرهای شیشه ای و استنلس استیل و سیمان استفاده شده اند.

یورانوا و همکارانش و جینگ و همکارانش نشان دادند با تثبیت نانوذرات روی بستر، ابعاد نانوذرات تغییری نمی کند و تجزیه فرم آلدئید با افزایش زمان پرتو دهی و ضخامت فیلم تثبیت شده TiO_2 ، افزایش می یابد. ولی در ضخامت فیلم تثبیت شده از 250 nm به بالا، سرعت تجزیه آلاینده خیلی وابسته به ضخامت فیلم کاتالیست روی بستر نیست. در ضخامت 50 nm، فتوکاتالیست کمترین فعالیت را از خود نشان داد و راکتور کمترین جذب پرتو فرابنفش را داشت. احتمالاً با عدم جذب کافی پرتو فرابنفش توسط ضخامت 50 nm کاتالیست، تولید رادیکال های هیدروکسیل و اکسیژن فعال کافی نبوده است، در نتیجه فعالیت فتوکاتالیستی ضعیف بوده است.



دانشور و همکارانش احتمال جذب بخشی از پرتو تابش شده توسط نمونه مورد مطالعه در راکتور را مطرح کرده و گزارش نمودند در مواردی که از بستر تثبیت شده استفاده می شود چون آلاینده مورد نظر بین لامپ فرابنفش و بستر تثبیت شده است، ممکن است مقداری از پرتو فرابنفش توسط آلاینده جذب شود و این مسئله سبب کاهش راندمان فتوکاتالیستی مورد انتظار می شود. بخصوص در غلظت های بالاتر آلاینده، این تاثیر ممکن است چشمگیرتر باشد و چه بسا فوتون های تابش شده هرگز به سطح و بستری که کاتالیست روی آن تثبیت شده نرسند همچنین مشخص شد که هرچه فاصله لامپ فرابنفش و سطح تثبیت شده کمتر باشد بهتر است .

مواد و روش کار:

برای سنتز نانوذرات، از هیدرات آمونیوم تنگستات ($H_4N_2O_{10} \cdot 4H_2O$) و اسید نیتریک استفاده گردیده شد. این مواد از شرکت مرک خریداری شده و از خلوص بالایی برخوردارند. الگوهای XRD توسط دستگاه پراش اشعه X متعلق به شرکت X'pert با استفاده از پرتونگاری $Cu K\alpha$ ($k = 1.5406 \text{ \AA}$) فیلتر شده با Ni، ثبت شد. تصاویر FESEM و آنالیز EDX توسط دستگاه Hitachi S-4160. انجام گردید. طیف UV توسط یک طیفسنج مدل Perkin-Elmer Lambda 800 و بدست آمد جذب رنگ توسط یک دستگاه طیفسنج Perkin Elmer UV/VIS Lambda خوانده شد.

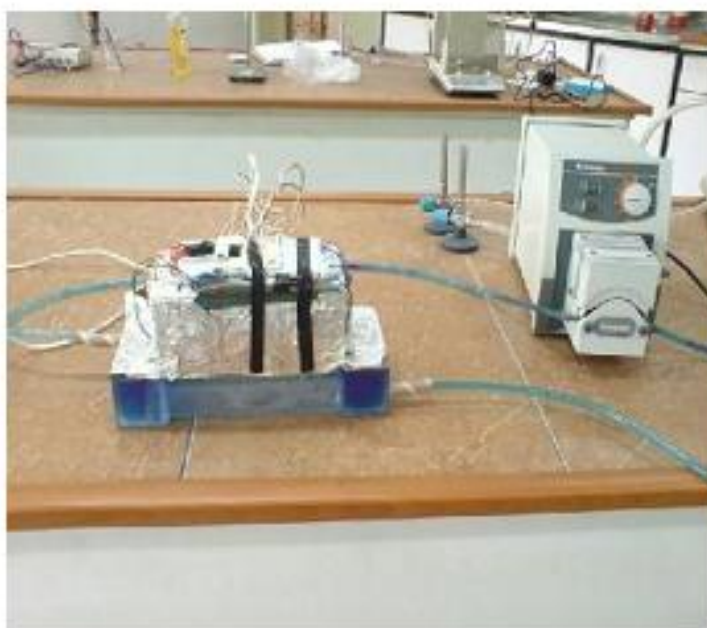
نانو ذرات WO_3 با استفاده از روش ترسیب شیمیایی سنتز گردیدند. روش ترسیب شیمیایی، اصلی ترین و جزء اولین ها در میان روش های شیمیایی ساخت نانوذرات است. این روش گاه به طور دقیق تر روش هم رسوبی (Co-precipitation) نیز نامیده می شود، چرا که هم رسوبی فرآیندی است که در آن یک ماده محلول در محیط به یک ساختار نامحلول تبدیل می شود. اصول این روش سنتزی در بسیاری از روش های دیگر سنتز از فاز محلول نیز تکرار می شود. به طور عمومی، تشکیل محصولات کم محلول از فاز آبی اساس این روش است. برای سنتز WO_3 ، 0.107 مول هیدرات آمونیوم تنگستات در 67 میلی لیتر آب و در دمای 80 درجه سانتی گراد حل گردید. در حین فرایند حل شدن محلول هم زده می شد. پس از حل نمودن کامل، 45 میلی لیتر اسید نیتریک به صورت قطره قطره به محلول اضافه گردیده شد. در یک نرخ همزن کنترل شده (800 rpm) محلول به مدت 70 دقیقه در دمای 80 درجه سانتی گراد نگه داشته شد. سپس برای ته نشین شدن رسوبات زرد رنگ محلول به مدت 1 روز در دمای محیط قرار داده شد. پس از آن فاز آبی از ته نشین شده ها با یک دکانتر جدا شده و مواد ته نشین شده با استفاده از آب مقطر شست و شو داده شده و اجازه داده شد تا ته نشین گردند. مواد ته نشین شده در دمای 80 درجه سانتی گراد با استفاده از یک کوره الکتریکی خشک گردیدند. سپس رسوبات خشک شده در درون آون قرار داده شده و تا دمای $100^\circ C$ و با نرخ افزایش دمای 10 درجه کلسینه شدند.

تثبیت نانوذرات به روش حرارتی انجام شد. ابتدا سوسپانسیون 5% نانوذرات تهیه و به مدت 30 دقیقه روی همزن مغناطیسی هم زده شد. سپس، با استفاده از حمام اولتراسونیک (Starsonic 18-35؛ ایتالیا) با فرکانس 50 کیلوهرتز به مدت 30 دقیقه تحت اثر امواج ماورای صوت قرار داده شد تا ذرات WO_3 کاملا از یکدیگر جدا شوند. سطوح شیشه ای سند بلاست شده دارای ابعاد همسان با محفظه راکتور (3×30) تهیه و ابتدا با کمک محلول 50% هیدروکسید سدیم شست و شو شدند. سپس، صفحات مذکور با آب شهری و بعد با آب مقطر شستوشو و بعد از خشک شدن وزن شدند. روی هرکدام از صفحات شیشه ای تهیه شده 5 میلیلیتر از سوسپانسیون همگن نانوذرات 5% ، به صورت یکنواخت پخش و اجازه داده شد تا در دمای $30-40^\circ C$ داخل آون به طور ملایم خشک شوند. در ادامه، صفحات مذکور ابتدا یک ساعت در دمای $110^\circ C$ داخل آون و سپس به مدت یک ساعت در دمای $450^\circ C$ داخل کوره حرارت داده شدند. قبل از استفاده، صفحات آماده شده در راکتور با آب مقطر شست و شو و پس از خشک شدن، مجددا وزن شدند. اختلاف وزن شیشه ها بعد از خشک شدن و بعد از تثبیت نانوذرات بیانگر وزن نانوذرات تثبیت شده و اختلاف وزن شیشه ها بعد از انجام آزمونها با وزن قبل از انجام آزمونها نیز بیانگر مقدار کاهش نانوذرات تثبیت شده بود. پس از انجام مراحل تثبیت، با کمک میکروسکوپ الکترونی روبشی، وضعیت

تثبیت و پوشش نانوکاتالیست، روی سطح صفحات شیشه ای مطالعه و بررسی شد. صفحات شیشه ای تثبیت شده در پوشش فویل آلومینیومی قرار گرفته و طی مراحل آزمایش مورد استفاده قرار گرفتند.

در این تحقیق از استاندارد سفتریاسکون (ATCC ۲۷۸۵۳) استفاده شد. باکتری لیوفیلیزه با تزریق چند میلی لیتر از محیط کشت استریل مغز و قلب آگار (BHI) تهیه گردید. چند میلی لیتر از سوسپانسیون باکتری به محیط کشت BHI تلقیح و جهت کشت به انکوباتور شیکردار با سرعت ۱۲۰ rpm منتقل شد. پس از ۲۴ ساعت که باکتریها در داخل محیط کشت رشد کردند. سوسپانسیون باکتری جهت تهیه کشت تازه در محیط کشت آگار مغذی تلقیح و کلنیهای باکتری پس از رشد جداسازی شده و در یخچال نگهداری گردیدند. پس از تلقیح باکتری در محیط کشت BHI براث و گرمخانه گذاری در دمای ۳۵ °C با استفاده از سانتریفیوژ $\times g$ ۵۰۰۰ به مدت ۱۵ دقیقه اقدام به جدا سازی جرم باکتری شد. دانسیته نوری سوسپانسیون سلول توسط اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۰۰ nm اندازه گیری گردید. با انجام رقیق سازی (با نسبت ۱ به ۷۵۰۰ و ۷۵۰) تعداد باکتری سفتریاسکوندارای ۱۰۲ و ۱۰۳ عدد در میلی لیتر آب حاصل شد.

راکتور مورد استفاده که در شکل ۱-۳ نشان داده شده است به حجم ۵۰۰ میلی لیتر، عمق ۴۰ و قطر ۱۰ سانتی متر تهیه گردید. لامپ UV که در داخل غلاف کوارتز به ارتفاع ۳۰ سانتی متر و قطر ۵ سانتی متر محافظت می شد. برای اینکه نمونه بهتر مورد تابش قرار گیرد، لامپ در مرکز ظرف در محلول غوطه ور گردید. صفحات شیشه ای که نانوذرات بر روی آنها تثبیت شده بودند در کف راکتور نصب شدند. کنترل دمای آب مورد آزمایش طی انجام آزمونها و در پایان آزمونها انجام گرفت. قبل از کاربرد صفحات شیشه‌ای در راکتور (که تثبیت روی آنها انجام شده بود)، ابتدا صفحات به وسیله جریان آب مقطر مناسب با جریان راکتور شستشو شدند تا آن بخشی از نانوذرات که روی بستر به خوبی تثبیت نشده و از استحکام لازم برخوردار نبودند حذف شوند. برای انجام آزمایشات حذف اشیریشیا کلی، علاوه بر راکتورهای اصلی، سه راکتور شاهد حاوی فقط نانوذرات تثبیت شده، راکتور فقط با تابش پرتو فرابنفش و راکتور بدون پرتوی فرابنفش و بدون نانوذرات تثبیت شده، به‌طور همزمان و با شرایط یکسان مورد آزمایش قرار گرفت. کل راکتور جهت جلوگیری از تابش نور در داخل فویل آلومینیومی پیچیده شده بود. راکتور قبل از استفاده کاملا استریل گردید. سپس نمونه آب آلوده را که از قبل تعداد سلولها محاسبه شده بود به راکتور اضافه گردید. جهت تنظیم pH از اسید نیتریک و سود یک نرمال استفاده می گردد. محلول به طور مداوم توسط همزن مغناطیسی هم زده می شد. آزمایشها با ثابت نگه داشتن سه متغییر و تغییر یک متغییر انجام گردید.



شکل ۱-۱ سیستم فوتو راکتوری

مدل ریاضی مورد استفاده برای گندزدایی در آزمایش‌ها در آنالیز داده‌های به دست آمده از آزمایش‌ها گندزدایی از قانون معادله لانگمیر- هینشلوود استفاده گردید. این رابطه به صورت زیر تعریف می‌گردد:

$$\log(N / N_0) = Kt \quad (1-3)$$

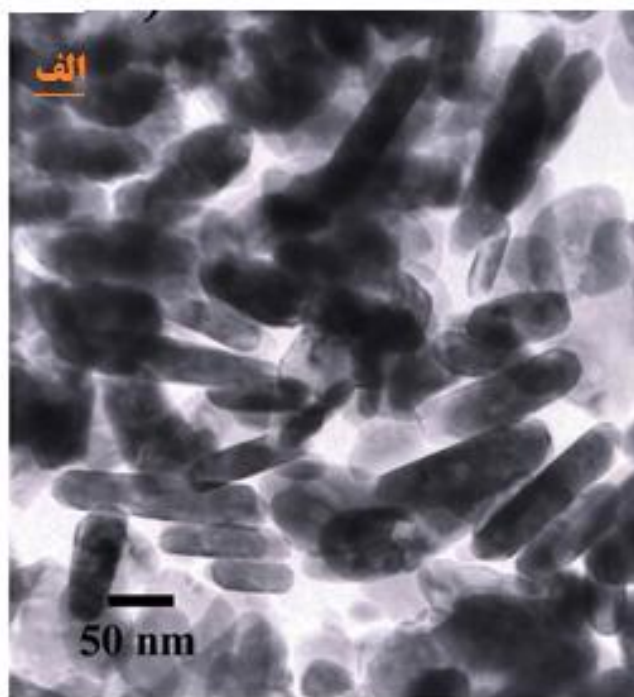
در معادله N_0 و N به ترتیب غلظت اولیه و نهایی باکتری (L/mg)، k ثابت سرعت درجه اول ظاهری (min^{-1}) و t زمان تابش (min) است، طبق معادله بالا، $\log(N / N_0)$ ، یک خط مستقیم با t می‌سازد. بازده فرایند گندزدایی با استفاده از رابطه زیر قابل محاسبه می‌باشد:

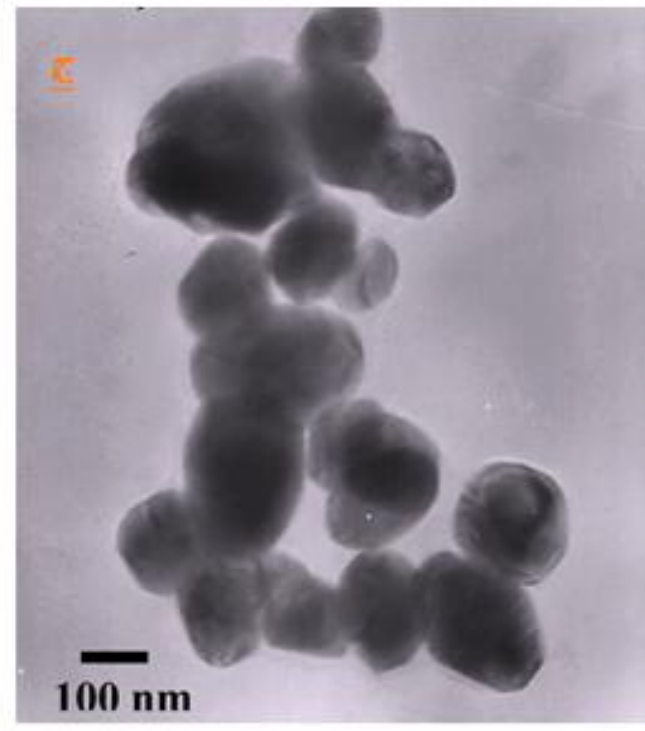
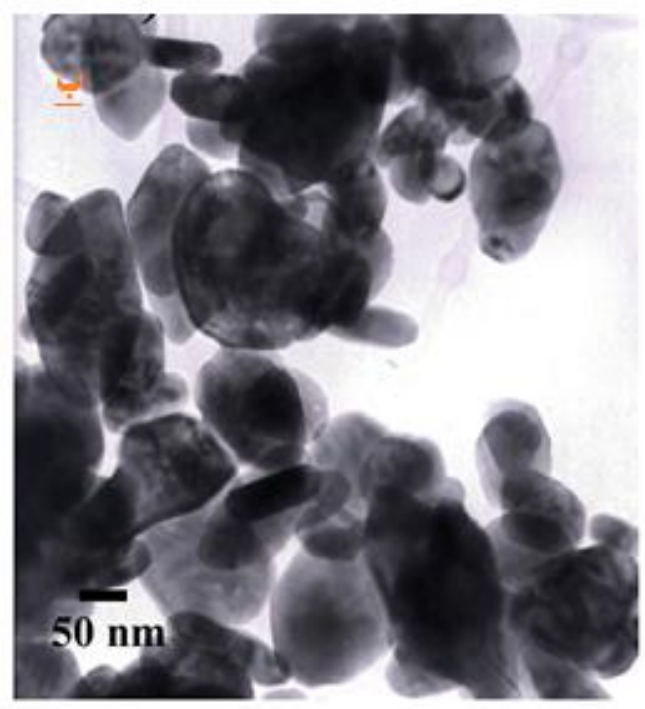
$$\varepsilon = \frac{N_0 - N}{N_0} \times 100 \quad (2-3)$$

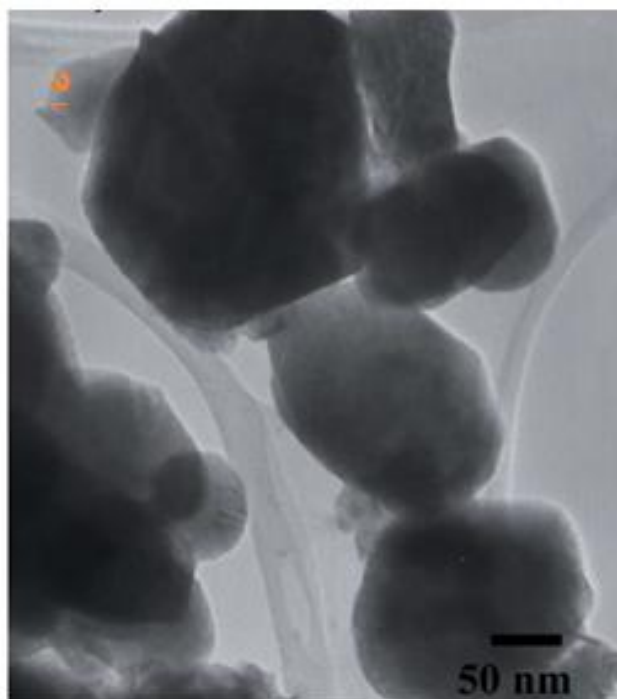
در این پروژه میزان WO_3 رها شده در آب نیز به عنوان یکی از فاکتورهای مؤثر بر کیفیت آب تحت اندازه‌گیری قرار می‌گیرد در هر مرحله به همراه آنالیز میکروبی بخشی از آب جهت اندازه‌گیری میزان یون رها شده به وسیله روش اسپکتروسکوپی نشر اتمی مورد آنالیز قرار می‌گیرد تا رابطه میزان یون رها شده در جریان آنالیز در آب با سایر فاکتورهای مورد اندازه‌گیری به دست آید. به این منظور تعداد ۱۰ نمونه از خروجی‌های آب گندزدایی شده در شرایط بهینه انتخاب و جمع‌آوری گردید و به وسیله روش نشر اتمی ICP-AES مورد اندازه‌گیری قرار می‌گیرد و نتایج به دست آمده با استانداردهای EPA مقایسه می‌شود.

بحث و بررسی:

با توجه به شکل ۱-۲ (د) نانو ذرات تجاری نیز دارای چنین ساختاری می‌باشند.

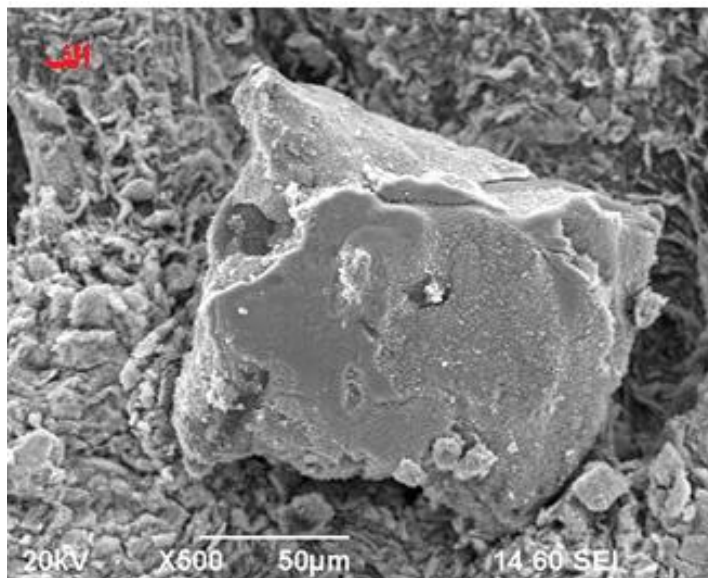


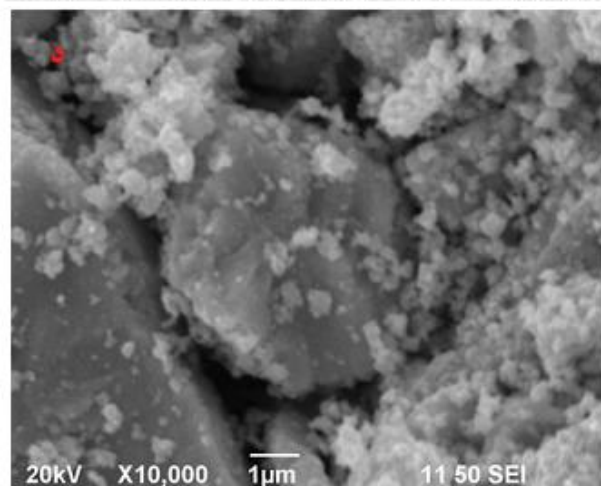
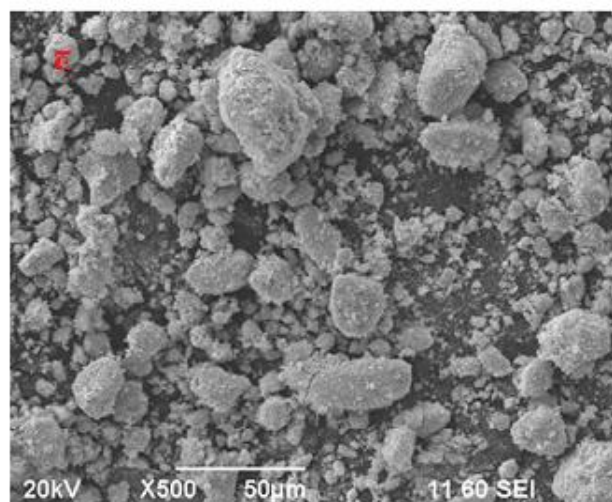
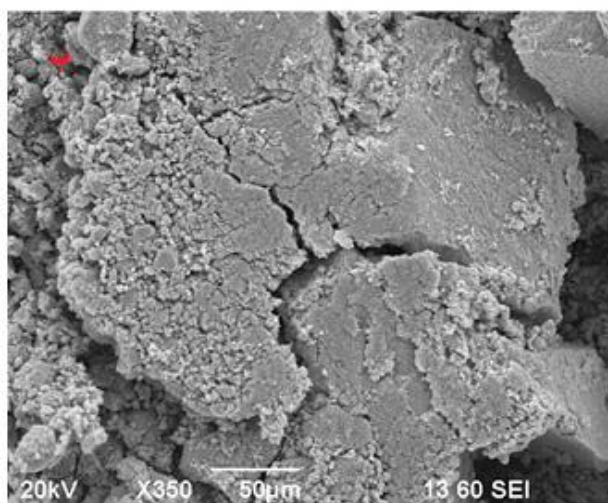




شکل ۱-۲ آنالیز TEM برای WO₃ در شرایط کلسینه الف: ۵۰۰ ب: ۶۰۰ ج: ۷۰۰ د: نانو ذرات تجاری

در کنار استفاده از TEM، از آنالیز SEM نیز برای شناسایی مورفولوژی نانو ذرات استفاده شد. در شکل های نشان داده شده ۱-۳، بالک های بزرگ به دلیل انباشتگی پیش سازنده های نشان داده شده در TEM می باشد.





شکل ۱-۳ آنالیز SEM برای WO₃ در شرایط کلسینه الف: ۵۰۰ ب: ۶۰۰ ج: ۷۰۰ د: نانو ذرات تجاری



ماهیت فوتوکاتالیستی نانو ذرات با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتری UV آنالیز گردید. جدول ۱-۱ نشان دهنده شکاف باند (Eg) برای نمونه های آنالیز شده می باشد. مقادیر Eg کمتر از ۳ eV برای نمونه های WO₃ نشان می دهد که این ذرات قادر به جذب اشعه در ناحیه نور مرئی می باشد.

جدول ۱-۱ شکاف باند برای نانو ذرات WO₃

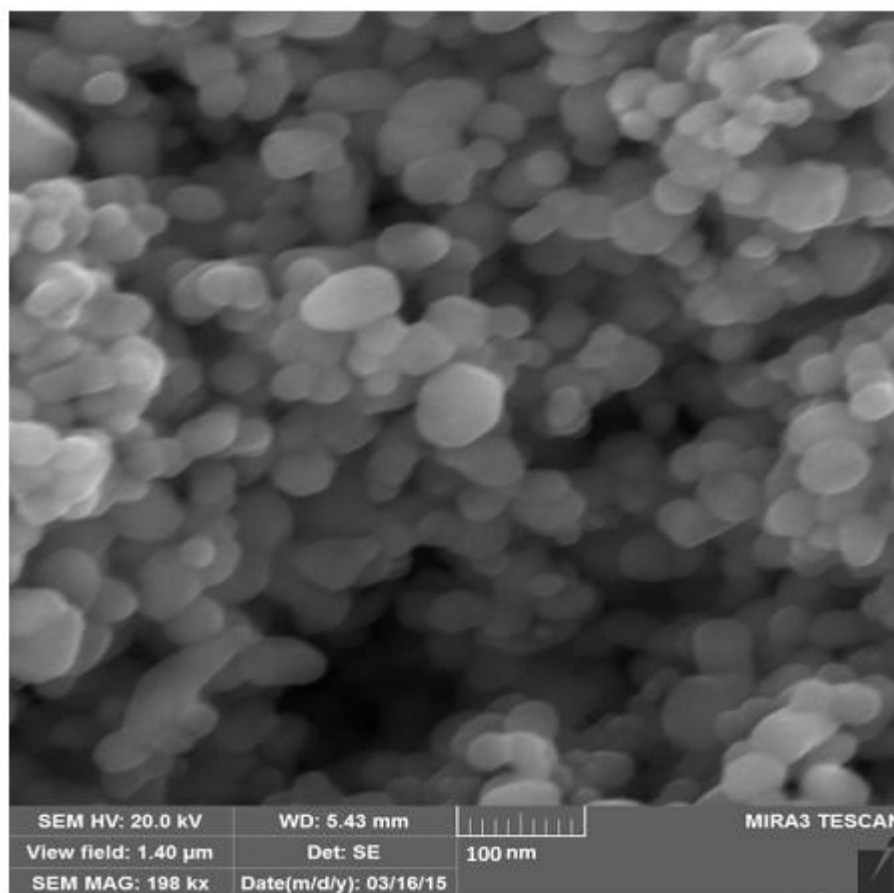
ذرات WO ₃	Eg(eV)
تجاری	۲,۶۲
کلسینه در ۵۰۰	۲,۶۹
کلسینه در ۶۰۰	۲,۷
کلسینه در ۷۰۰	۲,۷

هم چنین سطح موثر و در تماس نانو ذرات BET مورد بررسی قرار گرفته و در جدول ۲-۱ گزارش گردید. به طور کلی ، با افزایش دمای کلسینه شدن سطح در تماس ذرات کاهش می یابد چرا که اندازه نانو ذرات رشد پیدا می کند.

جدول ۲-۱ BET برای ذرات WO₃

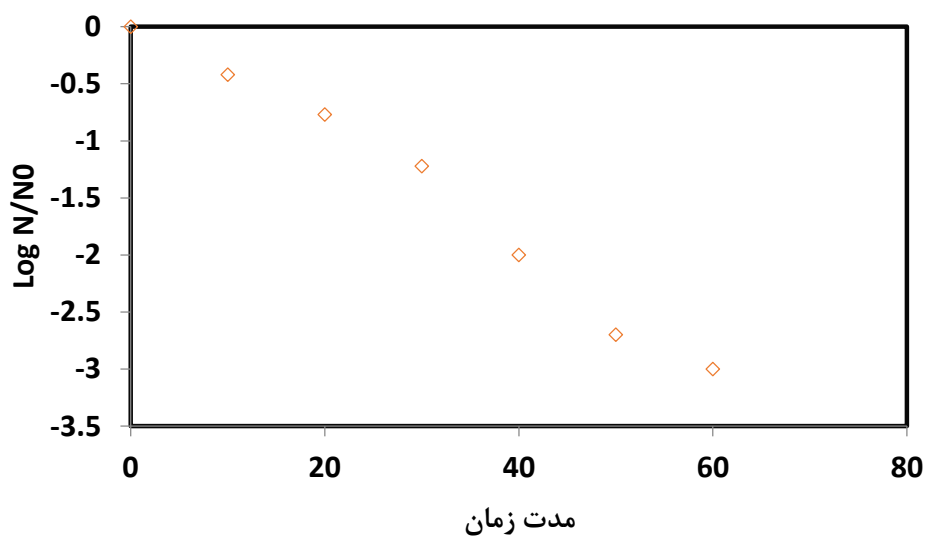
ذرات WO ₃	مساحت سطح BET (m ² g ⁻¹)
تجاری	۳,۳۲
کلسینه در ۵۰۰	۱۱,۲۴
کلسینه در ۶۰۰	۶,۸
کلسینه در ۷۰۰	۱,۹۳

شکل ۱-۵ نشان دهنده نانو ذرات تثبیت شده بر روی شیشه می باشد. با توجه به شکل می توان گفت که نانو ذرات به صورت یکنواخت بر روی شیشه تثبیت شده اند.



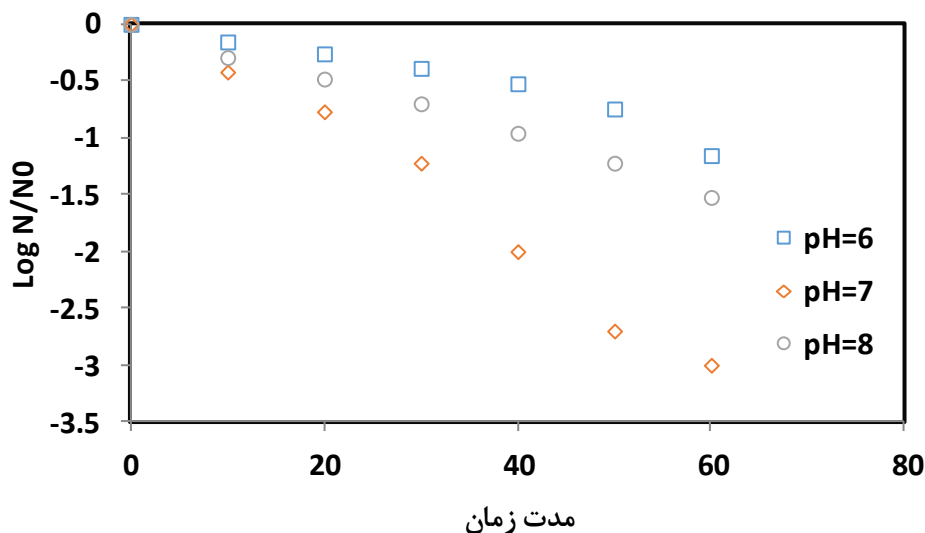
شکل ۱-۵ آنالیز SEM برای نانو ذرات تثبیت شده

با توجه به تحقیقات انجام شده زمان‌های مناسب تماس با سیستم فوتوکاتالیستی برای به دست آوردن زمان بهینه گندزایی سیستم تعیین شده است. مدت‌زمان‌های در نظر گرفته شده به ترتیب ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ دقیقه است. همان‌طور که از نمودار ۱-۷ مشخص است افزایش مدت‌زمان سبب افزایش میزان حذف به بیش از ۹۹/۹۹٪ می‌گردد.



شکل ۱-۱ تأثیر مدت زمان بر راندمان حذف آلاینده‌ها ($T = 10^{\circ}\text{C}$, $\text{NTU}=1$, $\text{pH}=7$)

همان‌طور که در شکل ۱-۸ مشاهده می‌شود، بالاترین سرعت کاهش باکتری مربوط به pH خنثی می‌باشد و با افزایش و کاهش pH، سرعت تخریب کاهش می‌یابد، پس می‌توان این pH را به‌عنوان pH بهینه در نظر گرفت. pH محلول روی جذب، بار سطحی کاتالیست، پتانسیل اکسیداسیون باند ظرفیت و دیگر شرایط فیزیکی تأثیر می‌گذارد و فقط خواص شیمیایی فوتوکاتالیست را تعیین نمی‌کند. از آنجایی که pH محلول می‌تواند بر حالت و وسعت جذب روی کاتالیست اثر بگذارد، به‌طور غیرمستقیم می‌تواند بر نرخ تخریب تأثیر داشته باشد و با توجه به اینکه بالاترین جذب همان‌طور که در شکل ۱-۸ دیده می‌شود، در pH برابر با ۷ حاصل می‌شود، می‌توان نتیجه گرفت که حداکثر فعالیت کاتالیزوری در این pH، از حداکثر جذب در این نقطه ناشی می‌شود.



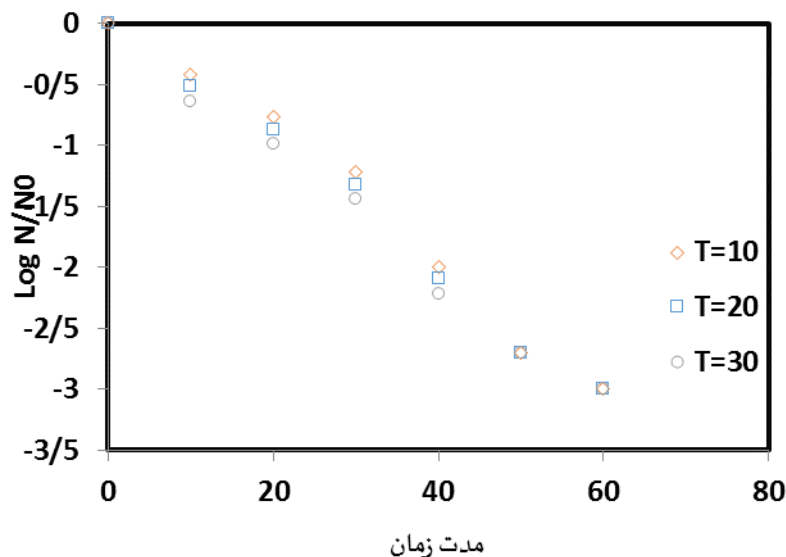
شکل ۲-۱ تأثیر pH بر میزان گندزدایی (دما: 10°C , $\text{NTU}=1$)

جدول ۱-۳ بازدهی حذف را برای pH های مختلف نشان می‌دهد.

جدول ۳-۴ مقادیر بازدهی حذف در مدت زمان و pH های مختلف

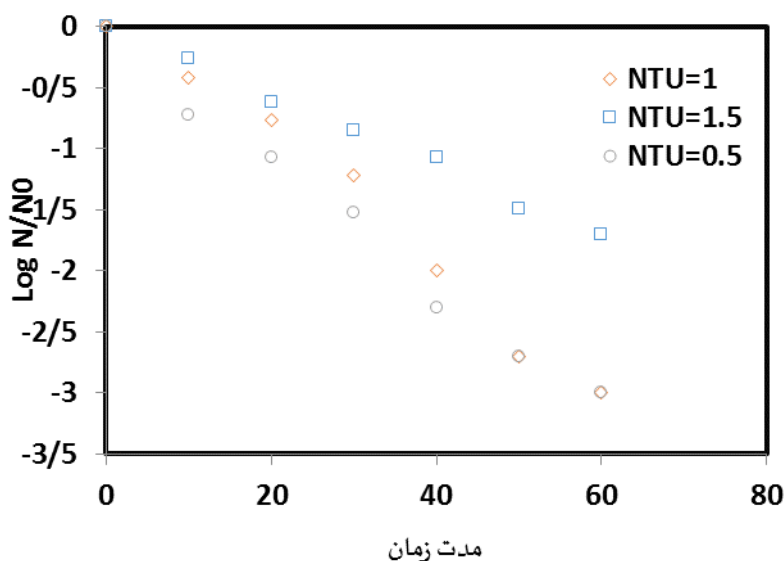
t(min)	pH		
	6	9	7
0	0	0	0
10	0.	0	0
	3	.49	.62
20	0.	0	0
	45	.67	.83
30	0.	0	0
	59	.8	.94
40	0.	0	0
	7	.89	.99
50	0.	0	0
	82	.94	.998
60	0.	0	0
	93	.97	.999

برای مشخص شدن اثر دما بر عملکرد گندزدایی فوتوکاتالیست، عملکرد این سیستم در دماهای مختلف مورد مقایسه قرار گرفت و نمودار شکل ۱-۹ رسم شد. بر این اساس تأثیر دما در کمک به حذف باکتری به خوبی مشخص شده است. در واقع دما دارای یک اثر هم افزایی در حذف باکتری می باشد.



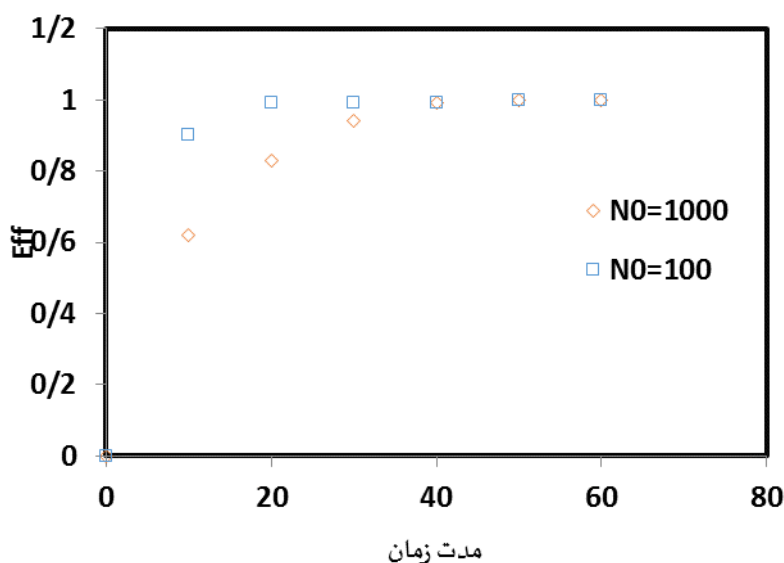
شکل ۱-۳ تأثیر دما بر میزان حذف (pH=7, NTU=1)

کدورت آب از سه جنبه مطلوب بودن، قابلیت صاف شدن و گندزدایی دارای اهمیت است. همچنین به دلیل وجود ارتباط بین کدورت و برخی مشخصه‌های میکروبی از جمله کیست ژیلاردا، از کدورت می توان به عنوان شاخصی غیرمستقیم در تعیین بازده حذف و یا میزان حضور این عوامل استفاده کرد. بر اساس استانداردهای ملی، کدورت آب خروجی از صافی‌ها در تصفیه‌خانه‌های آب سطحی می‌باید کمتر از ۱ Nephelometric Turbidity Unit (NTU) باشد. این ویژگی توسط دستگاه کدورت سنج Turbidity Meters اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد (شکل ۴-۱۰) که با افزایش کدورت نور تابیده شده به نمونه متفرق شده و یا جذب شود ولی عبور نکند. بنابراین از فعالیت فوتوکاتالیست کاسته می‌شود.



شکل ۱-۴ تأثیر کدورت بر فعالیت فوتوکاتالیست (دمای ۱۰، pH=۷)

در شکل ۱-۱۱ تأثیر غلظت اولیه باکتری روی مقادیر تخریب باکتری در حضور کاتالیست تحت نور UV بررسی شده است. با توجه به شکل، نرخ کاهش باکتری به غلظت اولیه آن وابسته است. وقتی غلظت اولیه افزایش می‌یابد، احتمال واکنش بین مولکول‌های باکتری و نمونه‌های اکسیدکننده افزایش می‌یابد، اما از طرف دیگر، سطح فعال در دسترس برای فرایند تخریب بسیار تعیین‌کننده است و وقتی غلظت باکتری افزایش می‌یابد و غلظت کاتالیست ثابت می‌ماند، نواحی فعال کمتری برای واکنش در دسترس خواهد بود. در واقع با افزایش تعداد باکتری‌ها، طول مسیر فوتون‌های وارد شده به محلول کاهش می‌یابد، بدین‌وسیله فوتون‌های کمتری به سطح کاتالیست می‌رسند و بنابراین، تولید رادیکال‌های هیدروکسید و سوپر اکسید محدود می‌شود، به بیانی دیگر، غلظت بالای باکتری مانند سپری در برابر نور UV عمل می‌کند، و نواحی فعال بر سطح کاتالیست به‌وسیله مولکول‌های رنگ پوشانده می‌شود، بنابراین نور کمتری به سطح کاتالیست می‌رسند و در نهایت غلظت رادیکال‌های آزاد هیدروکسید کاهش می‌یابد.



شکل ۱-۵ تأثیر غلظت اولیه باکتری بر عملکرد سیستم (دمای ۱۰، NTU=۱)



با توجه به شکل برای $NO=100$ سیستم قادر است در مدت زمان ۲۰ د ۳۰ دقیقه تمامی باکتری ها را حذف نماید.

۱ - نتیجه گیری

در این مطالعه فرایند گندزدایی آب آشامیدنی با استفاده از فوتوکاتالیست WO_3 تثبیت شده بر روی شیشه مورد بررسی قرار گرفت. پس از سنتز فوتوکاتالیست آزمایش‌ها در مقیاس ناپیوسته صورت پذیرفت. نتایج نشان داد که:

- افزایش مدت‌زمان تا ۶۰ دقیقه سبب افزایش میزان حذف باکتری می‌گردد.
- افزایش دما سبب افزایش میزان حذف می‌گردد.
- pH خنثی بیشترین میزان حذف را سبب می‌گردد.
- در کدورت $NTU = 0/5$ فوتوکاتالیست بهترین کارایی را دارد.
- در مقایسه با کاتالیست تنها و نیز اشعه فوق بنفش تنها، فوتوکاتالیست عملکرد بهتری از خود نشان می‌دهد.
- افزایش میزان آلاینده سبب کاهش عملکرد کاتالیست می‌گردد.
- خروجی تنگستان از آب آشامیدنی در محدوده استاندارد می‌باشد.



مراجع:

- 1- Radwan A. Water treatment by heterogeneous photocatalysis an overview. Presented at 4th SWCC Acquired Experience Symposium 2005; 1-15.
- 2- Jing S, Wei L, Yongfa Z. Structure and photocatalytic characteristics of TiO₂ film photocatalyst coated on stainless steel webnet. Jour Molecular Catal A 2003; 202: 187–195.
- 3- Maria G, Dionysios D. Application of immobilized titanium dioxide photocatalysts for the degradation of creatinine and phenol, model organic contaminants found in NASA's spacecrafts wastewater streams. Catal Today 2007; 124:215–223.
- 4- Marck P, Byrne J, Manga N, Eggins B. The photocatalytic removal of bacterial pollutants from drinking water. J Photoch Photobio A 2002; 148 : 355–363.
- 5- Blake, D. Bibliography of work on the Photocatalytic Removal of Hazardous Compounds from water and air. In National Renewable Energy Laboratory 2001; 1-158.
- 6- Daneshvar N, Salari D, Niaei A, Rasoulifard M, Khataee A. Immobilization of TiO₂ Powder on Glass Beads for the Photocatalytic Decolorization of an Azo Dye. Direct Red
- 7- Uchino T, Tokunaga H, Ando M, Utsumi H. Quantitative determination of OH radical generation and its cytotoxicity induced by TiO₂- UV-A treatment. Toxicol In Vitro 2007; 16(5):629-635.
- 8- Tomas O. Photochemical purification of water and air.(Aops): principles, reaction mechanisms, reactor concepts. J wiley-vch 2009; 3: P37-79.
- 9- Butterfield I, Christensen P, CURTIS T, Gunlazardir J. Rapid communication, water disinfection using an immobilized titanium dioxide film In a photochemical reactor with electric field enhancement. Water Res 2010; 31(3): 675-677.
- 10- Venkata S, Rachel A, Subrahmanyam M, Boule p. Immobilization of TiO₂ on Pumice stone for the photocatalytic degradation of dye industry pollutants. Applied Catal B Environ 2013; 46:77-85. ۲۰۱
- 11- Yuranova T, Sarria V, Jardim W, Rengifo J, Pulgarin C, Trapesinger G, Kiwi J. Photocatalytic discoloration of organic compounds on outdoor building cement panels modified by photoactive coatings. J photoch Photobio A 2014; 188 : 334–341.
- 12- Daneshvar N, Dionysios D. Correlation of structural properties and film thickness to photocatalytic activity of thick TiO₂ films coated on stainless steel. Applied Catal B: Environ 2014; 69:24–33.