

بررسی اثر کاتیون های کلسیم و منیزیم بر کارآیی حذف اسید هیومیک توسط فرآیند UV/TiO₂

محمد ملکوتیان^{*} ، کامیار یغمائیان^۲ ، فاطمه منصوری^۳

^۱ مرکز تحقیقات مهندسی بهداشت محیط، گروه بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، کرمان، ایران؛ ^۲ گروه بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران؛ ^۳ دانشجو، گروه بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی کرمان، کرمان، ایران.

تاریخ دریافت: ۹۱/۱۱/۱ تاریخ پذیرش: ۹۳/۰۵/۲۹

چکیده:

زمینه و هدف: اسید هیومیک (HA) از تجزیه عناصر گیاهی و حیوانی آزاد می شود. مواد هیومیکی به عنوان پیش ساز محصولات جانبی گندزدایی در فرآیند کلرزنی نقش دارند. هدف از مطالعه حاضر بررسی اثر کاتیون های Mg^{2+}, Ca^{2+} بر کارآیی حذف اسید هیومیک توسط UV/TiO_2 بود.

روش بررسی: در این مطالعه نیمه تجزیه پارامترهای pH، زمان تماس، غلظت دی اکسید تیتانیوم (TiO_2)، غلظت Ca^{2+} و غلظت Mg^{2+} بر میزان حذف اسید هیومیک با استفاده از روش UV/TiO_2 بر روی آب سنتیک و آب خام زاینده رود اصفهان بررسی شد.

یافته ها: غلظت بهینه کاتالیست نانو ذره دی اکسید تیتانیوم جهت حذف اسید هیومیک 1 g/L بدست آمد. تحت شرایط اسیدی ($pH=3$) در زمان تماس 60 دقیقه بالاترین راندمان حذف به دست آمد. کارآیی حذف HA به روش UV/TiO_2 با افزایش زمان تماس کاهش یافت. در حضور یون های Ca^{2+} و Mg^{2+} میزان حذف HA به روش UV/TiO_2 افزایش یافت.

نتیجه گیری: فرآیند فتوکاتالیستی نانو ذره دی اکسید تیتانیوم منجر به کاهش قابل ملاحظه ای از مواد هیومیکی موجود در آب می شود. اگر آب یا فاضلاب حاوی میزان بالایی از ترکیبات مقاوم و سختی باشند، می توان با یک تصفیه فتوکاتالیتیکی مقدماتی این ترکیبات را شکسته و به محصولات جانبی قابل تجزیه تغییر شکل داد.

واژه های کلیدی: مواد آلی، کلسیم، منیزیم، نانو ذره دی اکسید تیتانیوم، اسید هیومیک، اکسیداسیون فتوکاتالیتیکی.

مقدمه:

اسید هیومیک (HA) مرکب از یک اسکلت از واحدهای عرضی آلکیل-آروماتیک است. یکسری گروه های تابعه متغیری نظیر کربوکسیلیک و فنیک، باعث شده اسید هیومیک در محلول های آبی بار منفی داشته باشد. حلایلت اسید هیومیک در بستر آبی همچنین به تعداد گروه های COOH و OH وابسته است (۴). غلظت مواد هیومیکی بر حسب منطقه متفاوت است که میزان آن ها در آب های طبیعی در محدوده $L/10-10\text{ mg/L}$ است (۵). مواد هیومیکی به عنوان پیش ساز محصولات جانبی گندزدایی

اسید هیومیک (HA) یک ترکیب کلیدی از مواد هیومیکی است که از تجزیه عناصر گیاهی و حیوانی آبزی آزاد می شود. حضور مواد هیومیکی در آب آشامیدنی می تواند طعم و رنگ نامطلوب ایجاد کند (۱). مواد آلی آب را به دو جزء اصلی هیدروفیلیک (آبدوست) و هیدروفوبیک (آبگریز) تقسیم می نمایند. اجزاء آب دوست مواد آلی، پتانسیل بالاتری در تشکیل هالواستیک اسیدها (Haloacetic Acid) و اجزاء آب گریز پتانسیل بالاتری در تشکیل تری هالومتان ها (Trihalomethans) دارند (۳،۲).

روش ها واکنش های فتوکاتالیتیکی TiO_2/UV تولید شود. از بین این روش ها TiO_2/UV مفید است (۱۰).

روش TiO_2/UV یک فرآیند خوش آته برای تصفیه و ضد عفونی است (۱۱). استفاده از TiO_2 غالباً بیشتر ناشی از ماهیت شیمیایی مناسب، غیر سمی بودن، پایداری بالا و هزینه نسبتاً کم آن است که می توان دوباره بدون اینکه کارآیی فتوشیمیایی آن به طور قابل ملاحظه ای از دست برود بازیافت نمود (۱۳، ۱۲).

Nefedov و همکاران در روسیه و **Yoon** همکاران در کره جنوبی گزارش دادند که یون های کاتیونی یک نقش مهمی را در جذب HA در محلول های آبی بازی می کنند و گزارش شده که جذب ایجاد شده از HA به وسیله ی یون کلسیم پلی است بین HA محلول و HA جذب شده در سطح TiO_2 که می تواند با افزایش pH افزایش یابد (۱۵، ۱۴).

Li و همکاران گزارش کردند که کاتیون های فلزی با اضافه کردن بارهای مثبت کارآیی نانوذرات TiO_2 را افزایش می دهند (۸). **Li** و همکاران ثابت کردند که کاتیون های منیزیم سرعت اکسیداسیون فتوکاتالیتیکی را با افزایش تولید فتوالکترون ها و حفره ها افزایش می دهد و از دوباره ترکیب شدن آن ها جلوگیری می کنند (۱۶).

Bertelli و همکاران در ایتالیا (۲۰۰۶) و **Hoffmann** و همکاران در آلمان (۱۹۹۵) گزارش دادند که استفاده از فتوکاتالیزورهای کاتالیستی نیمه هادی نظیر TiO_2 یک روش مناسب برای حذف ترکیبات آلی از آب است، در این فرآیند فتوکاتالیست فوتون های کافی را از اشعه UV جذب می کند تا اکسیدان های قوی شامل رادیکال OH^- تولید نماید که ترکیبات آلی جذب شده روی سطح کاتالیست را تجزیه کند (۱۷، ۱۸). **Wang** و همکاران در چین گزارش دادند که کاربرد فرآیند کاهش

(Disinfection By-product= DBPs) کلرزنی نقش دارند و مواد سرطان زایی را نظیر تری D/DBP مقادیر (MCL) Maximum contaminant level (MCLG) Maximum contaminant level goals برای تری هالومتان ها تعیین می نمایند. مرحله ای اول قانون MCLs و MCLG برای DBPs در مرحله ای اول این قانون به ترتیب (mg/L) $0.06/0.08$ است (۶).

مرحله دوم قانون D/DBP مقادیر کمتری را پیشنهاد نموده و طبق این قانون MCLs برای تری هالومتان ها، $0.03 mg/L$ می باشد (۷). مصرف آب آشامیدنی کلرزنی شده با سرطان مثانه، سرطان دستگاه گوارش و برخی نارسایی های تولید مثلی در ارتباط است؛ لذا حذف اسید هیومیک قبل از کلرزنی آب آشامیدنی ضروریست (۱، ۳، ۸). تصفیه متداول نظیر انعقاد، ته نشینی، فیلتراسیون، تعویض یون، استفاده از کربن فعال یا تصفیه بیولوژیکی، روش های فتوکاتالیتیکی پیشرفته، جهت کاهش محتوای آبی آب به کار برده شده اند. فرآیند انعقاد به عنوان متداول ترین سیستم تصفیه آب همانگونه که در بسیاری از سیستم های تصفیه آب در ایران بهره برداری می شود برای حذف کاربورت بهینه شده است (۲). در بسیاری از کشورها اسید هیومیک قبل از کلرزنی به وسیله ی انعقاد با سولفات آلومینیوم و فیلتراسیون از آب حذف می شود. در فرآیند انعقاد دو مشکل مهم مطرح است: ۱- لجن تولید شده با غلظت بالای آلومینیوم، ۲- لزوم کنترل کیفیت آب تصفیه شده در روند انعقاد با غلظت بالای آلومینیوم و هزینه های مرتبط با آن (۹).

برای حل این مشکلات فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته مطرح شده اند. به طور معمول فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته رادیکال های اکسید کننده را استفاده می کنند تا ترکیبات آلی را به CO_2 و H_2O تجزیه نمایند. رادیکال هیدروکسیل می تواند در محلول های آبی با استفاده از H_2O_2/UV , O_3/UV , $www.SID.ir$

محتوای عنصر شامل: Nb ($\leq 80 \text{ ppm}$)، S ($\leq 120 \text{ ppm}$)، Ca ($\leq 75 \text{ ppm}$)، Mg ($\leq 120 \text{ ppm}$)، Si ($\leq 65 \text{ ppm}$) و Al ($\leq 17 \text{ ppm}$) بود.

با توجه به محدوده اسید هیومیک موجود در آب خام، محلول استوک اسید هیومیک تهیه گردید. برای این منظور ابتدا محلول با غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر اسید هیومیک با حل 1 g/L از نمک سدیم اسید هیومیک در 20 mL از محلول ۱ مولار سدیم هیدروکسید (NaOH) تهیه و از این محلول، ۵ محلول با غلظت های ۱، ۲، ۳، ۴، ۵ میلی گرم در لیتر (محدوده میزان اسید هیومیک آب خام) تهیه گردید. سپس میزان اسید هیومیک این محلول ها با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر قرائت گردید و منحنی کالیبراسیون رسم شده و غلظت اسید هیومیک نمونه واقعی تعیین گردید. سپس آزمایشات محلول سنتیک که غلظت اسید هیومیک آن برابر میانگین غلظت اسید هیومیک در آب خام بود، انجام گرفت. محلول استوک تهیه شده در دمای ۴ درجه سانتی گراد در تاریکی جهت آزمایشات بعدی ذخیره گردید.

به منظور بررسی کیفیت آب در نمونه های مورد نظر، ویژگی های فیزیکی و شیمیابی آب شامل: غلظت اسید هیومیک، pH، هدایت الکتریکی، کدورت، کلسیم، منیزیم، سختی کل، سولفات، کل جامدات محلول، کل کربن آلی براساس روش های استاندارد برای آزمایشات فیزیکی و شیمیابی آب بررسی شد (۲۰).

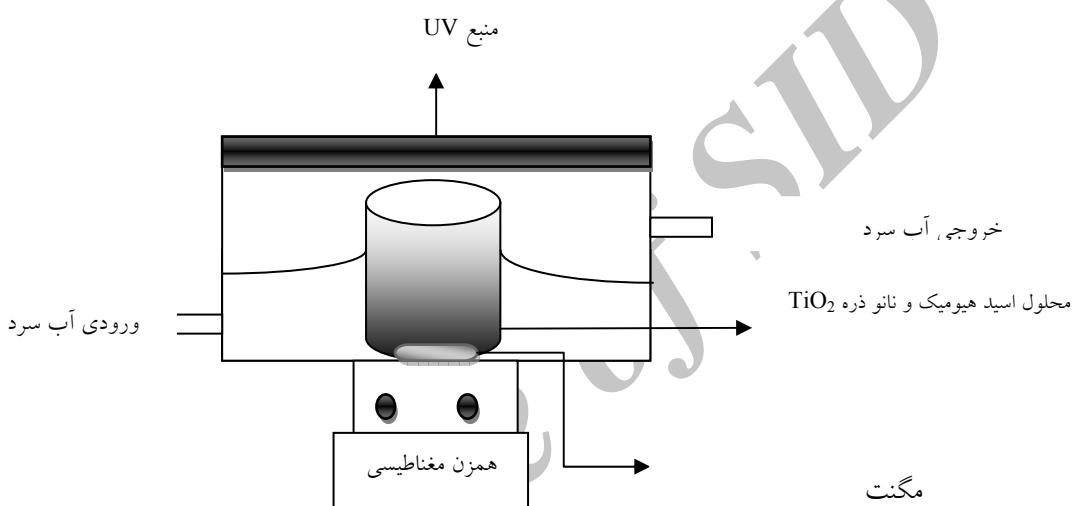
جهت انجام آزمایشات فتوکاتالیستی پارامترهای مختلفی از جمله pH (۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹) زمان تماس (۱۵، ۱۵۰، ۱۳۵، ۱۲۰، ۱۰۵، ۹۰، ۷۵، ۶۰، ۵۰ mg/1000mL)، غلظت اولیه نانو ذره TiO_2 (۰، ۰/۵ mg/1000mL)، (۰، ۰/۲۰، ۰/۸۰، ۰/۲۰۰ mg/1000mL)، (۱/۵) و چهار غلظت (۰/۰۵، ۰/۰۱، ۰/۰۰۵، ۰/۰۰۱) از کاتیون های Ca^{2+} و Mg^{2+} با استفاده از نمک CaCl_2 و MgCl_2 مورد آزمایش قرار گرفت. با تغییر در یک پارامتر و ثابت نگه داشتن سایر پارامترها تعداد نمونه ها برای آزمایشات سنتیک و واقعی ۵۶ نمونه به دست آمد. در هر آزمایش مقدار Lit ۱ از نمونه آب مورد

فتوكاتالیستیکی TiO_2 به طور اثر بخشی کاتیون های فلزی سمی مختلفی را نظیر (Hg(II)، Se(IV)، Zn(II)، Cd(II)، Cr(VI)) و (Cu(II)، Se(VI)) حذف می نماید (۱۹). هدف از این تحقیق بررسی اثر کاتیون های Mg^{2+} ، Ca^{2+} بر کارآیی حذف اسید هیومیک توسط فرآیند UV/TiO₂ بود.

روش بورسی:

این پژوهش مطالعه کاربردی - نیمه تجربی است که در سال ۱۳۹۰ در مرکز تحقیقات مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی کرمان انجام گرفت. آزمایشات هم بر روی نمونه سنتیک و هم بر روی آب خام زاینده رود اصفهان انجام گرفت. برای نمونه برداری از بطری های شیشه ای به حجم ۵۰۰ میلی لیتر که با استفاده از ورق های آلومینیومی از نور خورشید حفظ می شدند استفاده گردید. بطری ها قبل از نمونه برداری با اسید نیتریک ۵٪ شستشو داده شدند و سپس با آب مقطر یون زدایی شدند. نمونه آب خام از رودخانه زاینده رود اصفهان قبل از ورود به تصفیه خانه بابا شیخعلی اصفهان جمع آوری شد. نمونه برداری به صورت تصادفی و در عمق میانی آب و در وسط رودخانه انجام گرفت. نمونه ها با نگهداری در مجاورت یخ با حداقل تماس روشنایی و هوا جهت آنالیز به آزمایشگاه انتقال داده شد و سپس آب خام از فیلترهای $0.2 \mu\text{m}$ از نوع Poly Tetra Fluoro Ethylene (PTFE) ساخت شرکت Mann (آلمان) برای حذف ذرات معلق در آب گذرانده شد و در دمای ۴°C در تاریکی ذخیره شد (۱۷). کلیه مواد مورد نیاز شیمیابی از شرکت مرک آلمان و شرکت آلدربیچ خریداری گردید. نانو ذره TiO_2 (rutile) پودر سفید رنگ با اندازه مؤثر ۲۰ nm سطح ویژه $40 \text{ m}^2/\text{g}$ چگالی ظاهری $0.46 \text{ g}/\text{m}^3$ و درجه خلوص ۹۹٪ بود که از شرکت نانو پارس لیما (تهران) تهیه شد. مشخصات نانو ذره مورد استفاده از نظر

فاصله ۱۰ سانتی متری از سطح محلول اسید هیومیک و نانو ذره TiO_2 یک منبع UV جیوه ای با شدت اشعه ۲۸۰W/cm² با ماکریتم طول موج ۳۶۰nm قرار گرفته است. راکتور از دو قسمت، ۱- محفظه واکنش: که دارای حجم مفیدی برابر با ۱۰۰۰ml بود که کل مراحل آزمایش در آن انجام گرفت و ۲- محفظه ثانویه: که محفظه اصلی را در بر گرفته و دارای حجم مفید ۲ لیتر بوده و آب به طور مداوم جهت کاهش دمای حاصل از تابش UV درون این محفظه جریان دارد، تشکیل شده است (تصویر شماره ۱).



تصویر شماره ۱: طرح شماتیک راکتور مورد استفاده جهت فرآیند فتوکاتالیستی دی اکسید تیتانیوم

و ماکریتم طول موج ۳۶۰nm انجام گرفت. بعد از انجام واکنش های سنتیک، آزمایشات طبیعی بر روی آب خام زاینده رود اصفهان انجام گرفت. روش های آزمایش از کتاب روش های استاندارد برای آزمایشات فیزیکی و شیمیایی آب چاپ بیست سال ۱۹۹۸ اقتباس شد (۲۳). پس از انجام آزمایشات برای تجزیه و تحلیل داده ها از نرم افزار اکسل و از ضریب هستگی پرسن با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۶ استفاده گردید.

یافته ها:

در بررسی کیفیت شیمیایی آب زاینده رود طی ۴ فصل (بهار، تابستان، پاییز، اسفند)، میانگین اسید هیومیک، PH، کلسیم و منیزیم آن به ترتیب 4mg/L , 138 ± 0.05 , 87 ± 0.05 و 82 ± 0.05 به دست آمد (جدول شماره ۱).

آزمایش را برداشت و با تغییر در یک پارامتر و ثابت نگه داشتن سایر پارامترها آزمایشات انجام گرفت. کلیه آزمایشات در دمای 20 ± 1 توسط همزن مغناطیسی (مدل Heidolph MR ۳۰۰۱) که با سرعت ۵۰۰ دور در دقیقه به طور یکنواخت در حرکت است. در یک راکتور بسته مجهز به سیستم گردش آب خنک کننده انجام گرفت.

در این تحقیق راکتور آزمایش جهت اکسیداسیون فتوکاتالیستی از جنس پلکسی گلس به حجم مفید ۱۰۰۰ میلی لیتر و با ابعاد $15\times 12\times 10$ سانتی متر ساخته شد که در

جهت جلوگیری از اثر پرتو UV و امکان بازتاب پرتو فرابنفش خروجی از راکتور و افزایش راندمان فرآیند اکسیداسیون فتوکاتالیستی محلول حاوی اسید هیومیک (HA)، راکتور به وسیله فویل آلومینیومی پوشیده شد.

در هر فاصله زمانی ۱۵ دقیقه مقدار ۲۰mL از مخلوط واکنش گرفته شده و نمونه ها به مدت ۱۵ دقیقه با دور ۴۰۰rpm سانتریفیوژ شده (مدل Centrifuge-۱۵۰)، سپس محلول رویی با فیلتر $0.2\mu\text{m}$ از نوع PTFE فیلتر گردید تا ذرات کاتالیست از مخلوط واکنش حذف گردد. مقدار اسید هیومیک باقیمانده توسط دستگاه اسپکتروفوتومتری UV-۱۸۰۰ (Schimadzu UV-1800) در طول موج ۲۵۴nm قرائت گردید. آزمایشات سه مرتبه تکرار و نتایج بر اساس میانگین این تکرارها گزارش گردید (۲۰). در کلیه مراحل، آزمایشات با شدت اشعه UV برابر با

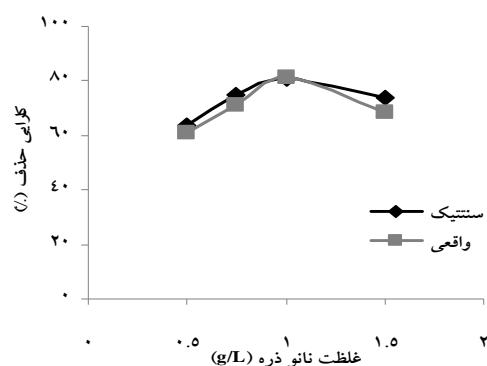
راندمان حذف HA به روش UV/TiO₂ در نمونه سنتیک و واقعی (به ترتیب با $I=0/5$ و $I=0/32$) رابطه مستقیم وجود دارد. یعنی با افزایش غلظت TiO₂ راندمان فرآیند UV/TiO₂ افزایش می‌یابد. بین غلظت‌های مختلف TiO₂ و راندمان حذف HA به روش UV/TiO₂ در نمونه سنتیک ($P=0/5$) و واقعی ($P=0/672$) بین فرآیند فتوکاتالیستی UV/TiO₂ و درصد حذف اسید هیومیک رابطه معنی داری وجود نداشت.

تأثیر غلظت‌های مختلف نانو ذره دی اکسید تیتانیوم در حذف اسید هیومیک با استفاده از فرآیند UV/TiO₂ در نمونه واقعی و نمونه سنتیک با زمان ماند ۶۰min، غلظت اسید هیومیک L $1/38\text{mg/L}$ و $pH=7$ نشان داد در مقادیر بیشتر از 1g/L از نانو ذره تیتانیوم راندمان حذف اسید هیومیک توسط فرآیند UV/TiO₂ کاهش می‌یابد؛ لذا مقدار 1g/L به عنوان مقدار نانو ذره بهینه انتخاب شد (نمودار شماره ۱). بر اساس تعزیز و تحلیل آماری و با توجه به ضریب همبستگی پیرسون بین غلظت‌های مختلف TiO₂ و

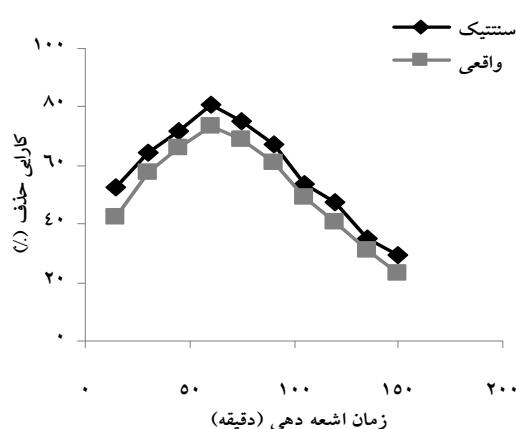
جدول شماره ۱: میانگین کیفیت شیمیایی آب خام زاینده رود طی ۴ فصل

پارامتر	واحد	مینیمم	ماکریم	میانگین \pm انحراف معیار
اسیدیته	pH	۷/۴	۸	$7/70 \pm 0/05$
کدورت	NTU	۱۵	۱۷	$16/16 \pm 0/72$
هدایت الکتریکی	$\mu\text{s}/\text{cm}$	۵۴۸/۵	۱۵۵۲	$549/75 \pm 0/44$
کلسیم	mg/L CaCO_3	۸۰	۸۴	$82/00 \pm 2/50$
منیزیم	mg/L CaCO_3	۴۹	۵۲/۵	$51/13 \pm 1/80$
سعختی کل	mg/L CaCO_3	۱۳۰	۱۳۶	$133/13 \pm 4/70$
سولفات	mg/L	۲۷/۵	۳۱	$29/00 \pm 1/63$
کل جامدات محلول	mg/L	۳۰۱/۵	۳۰۳/۶	$302/50 \pm 0/68$
کل کربن آلی (TOC)	mg/L	۴/۲	۵/۱	$4/68 \pm 0/14$
اسید هیومیک	mg/L	۱/۳	۱/۴۸	$1/38 \pm 0/01$

در تأثیر مقادیر pH متفاوت جهت حذف اسید هیومیک با استفاده از فرآیند UV/TiO₂ در نمونه واقعی و سنتیک تحت شرایطی که دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، غلظت اسید هیومیک L $1/38\text{mg/L}$ و زمان تماس ۶۰ دقیقه، در $3=pH=3$ بالاترین کارآیی حذف اسید هیومیک به دست آمد؛ بر این اساس برای فرآیند UV/TiO₂ در نمونه واقعی و سنتیک، $pH=3$ به عنوان pH بهینه انتخاب شد. بر اساس نتایج و با توجه به ضریب همبستگی پیرسون بین pH و راندمان حذف HA به روش UV/TiO₂ در نمونه سنتیک و واقعی به ترتیب با $I=0/863$ و $I=0/976$ رابطه معکوس وجود دارد. یعنی با افزایش pH راندمان فرآیند UV/TiO₂ کاهش یافته است (نمودار شماره ۲). بین pH و راندمان



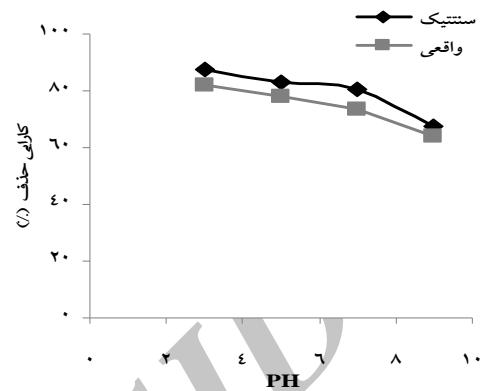
نمودار شماره ۱: بررسی اثر غلظت‌های مختلف نانو ذره دی اکسید تیتانیوم (TiO₂) بر روی کارآیی حذف اسید هیومیک (HA) در نمونه سنتیک و واقعی به روش UV/TiO₂. زمان ماند ۶۰ دقیقه، غلظت اسید هیومیک L $1/38\text{mg/L}$ و $pH=7$



نمودار شماره ۳: بررسی اثر زمان های اشعه دهنده متفاوت بر کارآیی حذف اسید هیومیک در نمونه سنتیک و واقعی به روش UV/TiO_2 تحت شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، غلظت اسید هیومیک $pH=7$ و $1/38\text{mg/L}$

در بررسی تأثیر مقادیر مختلف کاتیون های کلسیم و منیزیم در حذف اسید هیومیک با استفاده از فرآیند UV/TiO_2 در نمونه سنتیک و واقعی در شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، $pH=7$ ، زمان تماس 60 دقیقه و غلظت اسید هیومیک $1/38\text{mg/L}$ ، نتایج نشان می دهد که یون کلسیم و منیزیم باعث افزایش در کارآیی حذف اسید هیومیک می شود. بر این اساس و با توجه به ضریب همبستگی پیرسون بین غلظت های مختلف Ca^{2+} در محلول سنتیک و واقعی به ترتیب با $r=0.933$ و $r=0.919$ و راندمان حذف HA به روش UV/TiO_2 رابطه مستقیم وجود داشت. همین طور بین غلظت های مختلف Mg^{2+} در محلول سنتیک و واقعی به ترتیب با $r=0.924$ و $r=0.924$ و راندمان حذف HA به روش UV/TiO_2 رابطه مستقیم وجود داشت. در واقع با افزایش غلظت کاتیون های Ca^{2+} و Mg^{2+} راندمان فرآیند UV/TiO_2 افزایش یافت (نمودار شماره ۴). بین فرآیند فتوکاتالیستی UV/TiO_2 و درصد حذف اسید هیومیک در غلظت های مختلف Ca^{2+} در هر دو نمونه سنتیک و حقیقی رابطه معنی داری وجود نداشت ($P>0.05$). بین فرآیند فتوکاتالیستی UV/TiO_2 و درصد

حذف HA به روش UV/TiO_2 در نمونه سنتیک رابطه معنی داری وجود نداشت ($P=0.137$)؛ ولی در نمونه واقعی رابطه معنی دار به دست آمد ($P=0.024$).

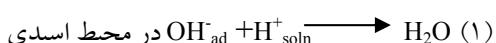


نمودار شماره ۴: بررسی اثر pH های متفاوت بر کارآیی حذف اسید هیومیک در نمونه سنتیک و واقعی به روش UV/TiO_2 در شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، غلظت اسید هیومیک $1/38\text{mg/L}$ و زمان تماس 60 دقیقه.

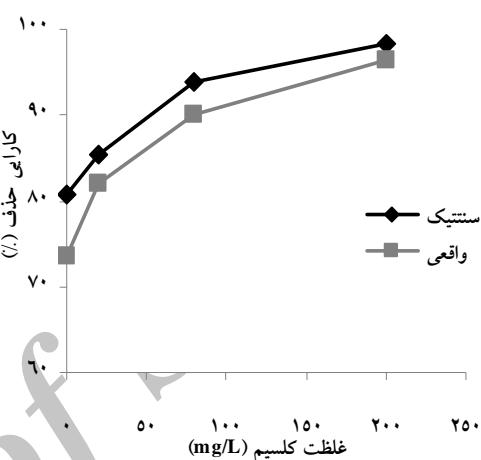
در تأثیر مقادیر زمان های اشعه دهنده متفاوت جهت حذف اسید هیومیک با استفاده از فرآیند UV/TiO_2 در نمونه سنتیک و واقعی تحت شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، غلظت اسید هیومیک $1/38\text{mg/L}$ و $pH=7$ در زمان اشعه دهنده 60 دقیقه بالاترین کارآیی حذف اسید هیومیک به دست آمد. بر این اساس برای فرآیند UV/TiO_2 در نمونه واقعی و سنتیک، زمان اشعه دهنده 60 دقیقه به عنوان زمان اشعه دهنده بهینه انتخاب شد (نمودار شماره ۳). بر اساس نتایج و با توجه به ضریب همبستگی پیرسون بین زمان اشعه دهنده و راندمان حذف HA به روش UV/TiO_2 در نمونه سنتیک و واقعی به ترتیب با $r=-0.672$ و $r=-0.614$ رابطه معکوس وجود داشت. یعنی با افزایش زمان اشعه دهنده راندمان فرآیند UV/TiO_2 کاهش یافته است. بین درصد حذف اسید هیومیک و زمان اشعه دهنده در فرآیند فتوکاتالیستی UV/TiO_2 در هر دو نمونه سنتیک و واقعی رابطه معنی داری وجود داشت ($P<0.05$).

بحث:

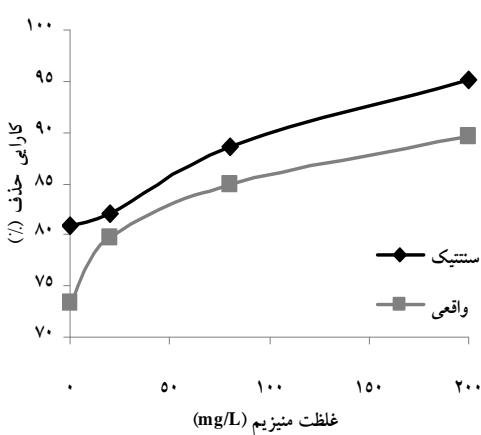
تأثیر غلظت های مختلف نانو ذره TiO_2 بر روی کارآبی حذف نشان می دهد که با افزایش غلظت TiO_2 تا حدود 1g/L حذف HA افزایش می یابد و بیش از این مقدار کارآبی حذف کاهش می یابد. غلظت بهینه کاتالیست TiO_2 جهت حذف 1HAg/L است. در ابتدا شاید فرض شود که با افزایش در غلظت نانو ذرات TiO_2 تعداد محل جذب نیز افزایش یافته و بر کارآبی حذف افزوده می شود در صورتی که افزایش غلظت نانو ذرات TiO_2 باعث افزایش کدروت و رنگ می گردد. با افزایش نانو ذرات TiO_2 و افزایش کدروت باعث بلوكه شدن اشعه UV گذرنده از عمق راکتور گردیده و افزایش نامحسوسی در راندمان حذف HA مشاهده می شود. بنابراین تأثیر همزمان این دو پارامتر باعث کاهش کارآبی حذف می شود. از دیگر دلایل افزایش کارآبی حذف تا غلظت 1g/L اثر مثبت محل های جذب در سطح نانو ذرات TiO_2 است. Yang و همکاران در کره جنوبی (2006) نیز به نتایج مشابهی با مطالعه حاضر رسیدند (10). Hung و همکاران در چین (2008) طی مطالعه ای بر روی تجزیه مواد آلی توسط اکسیداسیون فتوکاتالیتیکی با نانو ذره TiO_2 مشاهده نمودند که غلظت بهینه نانو ذرات TiO_2 در محدوده $1\text{-}10\text{ mg/L}$ است و با افزایش میزان کاتالیست از کارآبی حذف کاسته می شود (21). بر اساس نتایج، تحت شرایط اسیدی خصوصاً در $\text{pH}=3$ کاهش $82/16\%$ و $87/4\%$ در غلظت HA به ترتیب در نمونه سنتیک و واقعی مشاهده نمودیم. در سال 1980 Marrison روی ذرات TiO_2 نشان داد. جذب H^+ و OH^- در سطح TiO_2 موازن نشده و وابسته به pH محلول است.



حذف اسید هیومیک در غلظت های مختلف Mg^{2+} در محلول سنتیک رابطه معنی داری وجود داشت ($P=0.01$)؛ ولی بین فرآیند فتوکاتالیستی UV/TiO_2 و درصد حذف اسید هیومیک در غلظت های مختلف Mg^{2+} در محلول واقعی رابطه معنی داری وجود نداشت ($P=0.07$).



نمودار شماره ۴: تأثیر غلظت اولیه Ca^{2+} بر کارآبی حذف هیومیک در نمونه سنتیک و واقعی به روش UV/TiO_2 در شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، $\text{pH}=7$ زمان تماس 70 دقیقه و غلظت اسید هیومیک $1/37\text{mg/L}$.



نمودار شماره ۵: تأثیر غلظت اولیه Mg^{2+} بر کارآبی حذف هیومیک در نمونه سنتیک و واقعی به روش UV/TiO_2 در شرایط دی اکسید تیتانیوم 1g/L ، $\text{pH}=7$ زمان تماس 70 دقیقه و غلظت اسید هیومیک $1/37\text{mg/L}$.

افزایش یافته و رادیکال های تولید شده صرفه تجزیه این ترکیبات می شود. Quan و همکاران در چین (۲۰۰۶) که مطالعه ای بر روی تجزیه فتوکاتالیتیکی پنتا کلروفنل در محلول های آبی با استفاده از TiO_2 انجام دادند مشاهده نمودند که با افزایش زمان تماس تا ۱۲۰ دقیقه در pH های مختلف بر کارآیی حذف، افزوده شده و از غلظت آلاند پنتا کلروفنل کاسته می شود (۲۰۰۳). Al-Rasheed و Cardin در انگلستان (۲۰۰۶) ثابت کردند تحت شرایط بهینه در مدت زمان ۱ ساعت به ۹۵٪ از کارآیی حذف HA با روش اکسیداسیون فتوکاتالیتیکی دست می یابند (۲۷).

کلسیم و منیزیم از جمله کاتیون های مهم عامل سختی در آب می باشند. این کاتیون ها در رفتارهای جذب HA به داخل نانو ذرات TiO_2 و به علاوه اکسیداسیون فتوکاتالیتیکی HA مؤثرند. مولکول های HA نمی توانند به طور مؤثری بر روی سطح ذرات TiO_2 در $pH > 7$ جذب شوند؛ اما در حضور یون کلسیم و منیزیم پیشرفت قابل ملاحظه ای از جذب HA به داخل سطح نانو ذرات TiO_2 را مشاهده نمودیم. همانطور که از نتایج آزمایشات سنتیک و واقعی در یافته های آزمایش مشاهده می شود حضور یون های Ca^{2+} و Mg^{2+} به طور قابل ملاحظه ای سرعت جذب HA را به داخل ذرات TiO_2 افزایش می دهنند. در $pH = 7$ برای محلول سنتیک با زمان تماس ۶۰ دقیقه و غلظت $\text{TiO}_2 = 1\text{ g/L}$ در مقادیر $20, 40, 80, 200\text{ mg/L}$ از یون های Ca^{2+} و Mg^{2+} به ترتیب کارآیی حذف (۹۹/۶۰، ۹۶/۱۱، ۸۰/۱۲، ۸۵/۳۵، ۸۶/۸۵، ۳۶/۸۰، ۹۵/۸۸) درصدی را داشتیم. این به دلیل اینست که: ۱) یون های Ca^{2+} و Mg^{2+} بارهای منفی سطح TiO_2 و HA را که در مقادیر $pH > 7$ دریافت نموده، خنثی کرده و باعث کاهش نیروی دافعه بین مولکولی می شوند. ۲) یون کلسیم به صورت پلی بین HA معلق در محلول و جذب شده روی سطح TiO_2 عمل می کند (۱۵). در واقع با افزایش میزان غلظت یون های Ca^{2+} و Mg^{2+} میزان جذب HA به داخل سطح TiO_2 افزایش

در حقیقت جذب H^+ و OH^- در سطح TiO_2 وابسته به نقطه صفر ایزوکتریک ذرات TiO_2 روی سطح H^+ و OH^- است (۲۲). نقطه صفر ایزوکتریک TiO_2 در $pH = 6/3$ است (۲۳). در $pH > 6/3$ بارهای مثبت در ترکیب با $\text{TiO}_2 - \text{H}^+$ ($\text{TiO}_2 - \text{H}^+$) یک سطح مناسب برای جذب مولکول های HA با بار منفی ایجاد می کنند؛ اما در $pH < 6/3$ سطح TiO_2 اساساً دارای بار منفی $\text{TiO}_2(\text{OH})^-$ شده که یک شرایط نامناسب را جهت نزدیک شدن به مولکول های HA که دارای بار منفی هستند ایجاد می نماید. بنابراین در $pH < 6/4$ به TiO_2 HA و TiO_2 دلیل نیروی دافعه الکترواستاتیک بین سطح TiO_2 و HA حذف بسیار مشکل است. نتایج ما با مطالعات Fu و همکاران (۲۰۰۶) در چین و Bekbolet و همکاران در ترکیه (۲۰۰۲) مطابقت دارد (۲۴، ۲۵). Liu و همکاران در استرالیا (۲۰۰۸) نشان دادند که گروه های خاصی از ترکیبات آلی نظری کربوکسیلیک اسیدها جذب خوبی به داخل سطح ذرات TiO_2 در pH های اسیدی داشته اند در حالی که دیگر ترکیبات نظری الکل و ترکیبات آلیفاتیک اشباع شده زنجیر بلند جذب خوبی به داخل سطح ذرات TiO_2 ندارند (۱). Bekbolet و Selcuk در ترکیه (۲۰۰۸) در مطالعه ای که بر روی جذب فتوکاتالیستی و فتوالکتروکاتالیتیکی اسید هیومیک بر روی فتوآندهای پوشیده از TiO_2 داشتند، مشاهده نمودند که در pH کمتر از نقطه ایزوکتریک کارآیی حذف افزایش می یابد (۱۱).

زمان اشعه دهی یکی از متغیرهای مؤثر در افزایش عملکرد سیستم های فتوکاتالیستی است. با توجه به نتایج حاصله مشاهده شد در زمان تماس ۶۰ دقیقه به حداقل میزان حذف می رسیم و سرعت حذف با افزایش زمان تماس کاهش می یابد. این امر را می توان به دلیل تجزیه سریع اسید هیومیک در ۶۰ دقیقه ابتدایی فرآیند توسط رادیکال های آزاد تولید شده ناشی از برانگیختگی الکترونی نانو ذرات TiO_2 دانست. با افزایش زمان ماند از تولید رادیکال هیدروکسیل کاسته نشده بلکه با تعزیز HA غلظت مواد آلی حد واسط

نتیجه گیری:

تجزیه HA به طور قابل ملاحظه ای در pH کمتر از ۶ افزایش می یابد و همین طور با افزایش کاتیون های کلسیم و منیزیم کارآبی حذف افزایش می یابد. اضافه کردن کاتیون های Ca^{2+} و Mg^{2+} در محلول آبی باعث ایجاد شرایط مناسبی جهت حذف HA در سطح TiO_2 می شود و از این رو حذف فتوکسیداسیون افزایش می یابد. سرعت تجزیه HA همینطور تابعی از غلظت TiO_2 در محلول است. در نهایت می توان اذعان نمود که فرآیند فتوکاتالیستی TiO_2 منجر به کاهش قابل ملاحظه ای در مواد هیومیکی موجود در آب می شود. این فرآیند قادر است مولکول HA را تجزیه نموده و یا دوباره ساختار HA را بازد و آن را تبدیل به مواد آلی غیر قابل تجزیه و بیشتر به مواد آلی قابل تجزیه تبدیل نماید. این فرآیند در سیستم های کوپل شده فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی در تصفیه خانه های آب و فاضلاب مهم است. اگر آب یا فاضلاب حاوی میزان بالای از ترکیبات مقاوم و سختی بالا باشند با یک تصفیه فتوکاتالیستی مقدماتی این ترکیبات شکسته و به محصولات جانبی قابل تجزیه تغییر شکل می دهند و این باعث افزایش کارآبی مرحله تجزیه بیولوژیکی شده در نتیجه منجر به کاهش هزینه های تصفیه ای می شود.

تشکر و قدردانی:

این تحقیق حاصل پایان نامه دانشجویی در مقطع کارشناسی ارشد می باشد که در مرکز تحقیقات مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی کرمان و با حمایت مالی معاونت تحقیقات و فناوری این دانشگاه انجام گرفته و است. بدینوسیله مراتب تشکر محققین از حمایت های بی دریغ آنان اعلام می گردد.

می یابد. این حاکمی از این است که احتمالاً تأثیر خنثی سازی بارهای منفی سطح جاذب و ماده جذب شونده بیش از سایر پارامترها می تواند باشد؛ زیرا با افزایش غلظت کاتیون های Ca^{2+} و Mg^{2+} میزان بار مثبت ناشی از این دو کاتیون نیز افزایش می یابد. نتایج حاصله با نتایج آزمایشات Li و همکاران در هنگ گنگ که بر روی اکسیداسیون فتوکاتالیستی HA با افزایش کاتیون های قوی انجام دادند مطابقت داشت (۱۶). Dionasiou و همکاران ثابت کردند که کاتیون های قوی در محلول حاوی TiO_2 ظرفیت جذب و مکانیسم جذب را تحت تأثیر قرار می دهند؛ اما سرعت اکسیداسیون فتوکاتالیستی را به طور قابل ملاحظه ای تحت تأثیر قرار نمی دهند (۲۸). Chen و همکاران گزارش دادند که یون های منیزیم اکسیداسیون فتوکاتالیستی ۲- کلروفنل را افزایش می دهند؛ اما سرعت معدنی شدن ۲- کلروفنل را به طور قابل ملاحظه ای تحت تأثیر قرار نمی دهند (۲۹). با توجه به نتایج آزمایش مشاهده می شود که کارآبی حذف در نمونه سنتیک بالاتر از نمونه های واقعی است این به دلیل این است که در نمونه سنتیک به جز اسید هیومیک هیچ گونه ماده آلی دیگری وجود ندارد؛ اما در نمونه واقعی علاوه بر وجود اسید هیومیک وجود سایر ترکیبات آلی (کل کربن آلی TOC) و سایر عوامل مداخله گر نظیر کدبورت، میکرووارگانیسم ها و عوامل فیزیکوشیمیایی محیطی (نور خورشید، دما، pH و) نیز وجود داشته که بخشی از رادیکال های هیدروکسیل تولیدی و حفره های ناشی از برانگیختگی الکترونی صرف تجزیه این ترکیبات می شود. بنابراین راندمان محلول واقعی نسبت به محلول سنتیک تحت شرایط بهینه حذف کمتر است.

منابع:

- Liu S, Lim M, Fabris R, Chow C, Chiang K, Drikas M, et al. Removal of humic acid using TiO_2 photocatalytic process- Fractionation and molecular weight characterization studies. J Chemosphere. 2008; 72(2): 263-71.
- Mesdaghinia A, Mahvi AH, Vaezi F, Rafiei MT. Using coagulation process in optimizing natural organic matter. J Wat Waste Wat. 2006; 57: 1-7.

3. Zaozoli M, Mesdaghinia A. Properties of the components of organic matter in surface water sources, Tehran. Iran J Health Environ. 2008; 1(1): 1-7.
4. Xue G, Liu H, Chen Q, Hills C, Tyrer M, Innocent F. Synergy between surface adsorption and photocatalysis during degradation of humic acid on TiO₂/activated carbon composites. J Hazard Mater. 2011; 186(1): 765-72.
5. Danae Doulia Ch, Leodopoulos K, Gimouhopoulos F. Rigas. adsorption of humic acid on acid-activated greek bentonite. J Colloid Interf Sci. 2009; 340(2): 131-41.
6. Qasim SR, Edward MM, Guang Z. Water works engineering: planning design and operation prentice. New Dheli: Hall Inc; 2002.
7. USEPA. Enhanced coagulation and Enhanced precipitative softening Guidance Manual.: USA: EPA. 1999.
8. Li XZ, Li FB, Fan CM, Sun YP. Photoelectrocatalytic degradation of humic acid in aqueous solution using a Ti/TiO₂ mesh photoelectrode. Water Res. 2002; 36(9): 2215-24.
9. Wisznioski J, Robert D, Surmacz-Gorska J, Miksch K, Weber J-V. Photocatalytic decomposition of humic acids on TiO₂: Part I: Discussion of adsorption and mechanism. J Photochem Photobiol A: Chem. 2002; 152(1-3): 267-73.
10. Yang JK, Lee SM. Removal of Cr(VI) and humic acid by using TiO₂ photocatalysis. Chemosphere. 2006; 63(10): 1677-84.
11. Selcuk H, Bekbolet M. Photocatalytic and photoelectrocatalytic humic acid removal and selectivity of TiO(2) coated photoanode. Chemosphere. 2008; 73(5): 854-8.
12. Lin C, Lin KS. Photocatalytic oxidation of toxic organohalides with TiO₂/UV: the effects of humic substances and organic mixtures. Chemosphere. 2007; 66(10): 1872-7.
13. Liu H, Zhou Y, Huang H, Feng Y. Phthalic acid modified TiO₂ and enhanced photocatalytic reduction activity for Cr(VI) in aqueous solution. J Desalin. 2011; 278(1-3): 434-7.
14. Nefedov VI, Teterin M, Yu A, Lebedev AM. Electron spectroscopy for chemical analysis investigation of the interaction of uranyl and calcium ions with Has. J Inorg Chim Acta. 1998; 273: 234-37.
15. Yoon SH, Lee CH, Kim KJ, Fane AG. Effect of calcium ion on the fouling of nanofilter by HA in drinkingwater production. J Water Res. 1998; 32 (7): 2180-86.
16. Li XZ, Fan CM, Sun YP. Enhancement of photocatalytic oxidation of humic acid in TiO₂ suspensions by increasing cation strength. Chemosphere. 2002; 48(4):453-60.
17. Bertelli M, Selli E. Reaction paths and efficiency of photocatalysis on TiO₂ and of H₂O₂ photolysis in the degradation of 2-chlorophenol. J Hazard Mater. 2006; 138(1); 46-52.
18. Hoffmann MR, Martin ST, Choi WD, Bahnemann W. Environmental application of semiconductor photocatalysis. Chem Rev. 1995; 95: 69-96.
19. Wang L, Wang N, Zhu L, Yu H, Tang H. Photocatalytic reduction of Cr(VI) over different TiO₂ photocatalysts and the effects of dissolved organic species. J Hazard Mater. 2008; 152(1): 93-9.
20. Clesceri Lenore S, Greenberg AE, Eaton Andrew D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Baltimore: United Book Press Inc; 1998.
21. Huang X, Leal M, Li Q. Degradation of natural organic matter by TiO₂ photocatalytic oxidation and its effect on fouling of low-pressure membranes. Water Res. 2008; 42(4-5): 1142-50.
22. Marrison SR. Electrochemistry at semiconductor and oxidation metal electrodes. Kluwer Academic: Plenum Pub; 1980.
23. O'Shea KE, Cardona C. The reactivity of phenol in irradiated aqueous suspensions of TiO₂ mechanistic changes as a function of solution pH. J Photochem Photobiol A: Chem. 1996; 91(1): 67-72.
24. Fu J, Ji M, Zhao Y, Wang L. Kinetics of aqueous photocatalytic oxidation of fulvic acids in a photocatalysis-ultrafiltration reactor (PUR). Sep Purif Technol. 2006; 50(1): 107-113.
25. Bekbolet M, Suphandag AS, Uyguner CS. An investigation of the photocatalytic efficiencies of TiO₂ powders on the decolourisation of humic acids. J Photochem Photobiol Chem. 2002; 148(1-3):121-28.
26. Quan X, Ruan X, Zhao Y, Chen S. Photoelectrocatalytic degradation of pentachlorophenol in aqueous solution using a TiO₂ nanotube film electrode. J Environmental Pollution 2007; 147(2):409-14.

27. AL- rasheed R ,Cardine DJ. Photocatalytic degradation of humic acid in saline waters. Part 1. Artificial seawater: influence of TiO₂, temperature, pH, and air-flow. *J Chemosphere* 2003;51(9): 925-33.
28. Dionasiou DD, Suidan MT, Bekou E, Baudin I, Laine JM. Effect of ionic strength and hydrogen peroxide on the photocatalytic degradation of 4-chlorobenzoic acid in water. *Appl Catal B*. 2000; 26 (3):153–71.
29. Chen JN, Chan YC, Lu MC. Photocatalytic oxidation of chlorophenols in the presence of manganese ions. *Water Sci Technol*. 1999; 39 (10–11):225–30.

Archive of SID

Effect of cations Ca^{2+} and Mg^{2+} on the removal efficiency of humic acid by UV/TiO₂

Malakootian M^{1*}, Yaghmaeian K², Mansoori F³

¹Environmental Health Engineering Research Center, Environmental Health Dept., Kerman University of Medical Sciences, Kerman, I.R. Iran; ²Environmental Health Dept., Tehran University of Medical Sciences, Tehran, I.R. Iran; ³Student, Environmental Health Dept., Kerman University of Medical Sciences, Kerman, I.R. Iran.

Received: 20/Jan/2013 Accepted: 20/Aug/2014

Background and aims: Humic acid (HA) is released from degradation of plant and animal components. Humic substances contribute to chlorination as precursors of disinfection by-products. This study was conducted to investigate the effect of cations Ca^{2+} and Mg^{2+} on the removal efficiency of humic acid by the titanium dioxide nanoparticle (UV/TiO₂).

Methods: In this quasi-experimental study, the effect of different variables such as pH, contact time, various concentrations of TiO₂, Ca^{2+} , and Mg^{2+} on the removal efficiency of humic acid by the UV/TiO₂ on synthetic water and raw water of Zayandehroud in Isfahan was studied. The results obtained were analyzed using Pearson correlation coefficient test and SPSS software.

Results: Optimal concentration of the TiO₂ catalyst for removal of HA was 1g/L. The removal efficiency was the highest in acidic conditions (pH=3) within 60 minutes of contact time. The removal efficiency of HA by the UV/TiO₂ decreased with increase of contact time. The presence of Ca^{2+} and Mg^{2+} ions increased the rate of HA removal by the UV/TiO₂.

Conclusion: TiO₂ photocatalytic process results in a significant reduction in humic materials in water. If water or wastewater contains a high amount of resistant compounds and hardness, these compounds can be broken by a preliminary photocatalytic catharsis and transform to degradable by-products.

Keywords: Organic materials, Calcium, Magnesium, Titanium dioxide nanoparticle, Humic acid, Photocatalytic oxidation.

Cite this article as: Malakootian M, Yaghmaeian K, Mansoori F. Effect of cations Ca^{2+} and Mg^{2+} on the removal efficiency of humic acid by UV/TiO₂. J Shahrekord Univ Med Sci. 2014; 16(4): 9-20.

*Corresponding author:

Environmental Health Engineering Research Center, Environmental Health Dept., Kerman University of Medical Sciences, Kerman, I.R. Iran. Tel: 00983413205074, E-mail: m.malakootian@yahoo.com