مطالعه کارایی و کینتیک تجزیه مترونیدازول توسط فرایند ازن زنی کاتالیزوری در حضور نانوذرات اکسید منیزیم

مجيد كرمانى ، فرشاد بهرامىاصل ً *، مهدى فرزادكيا ً، على اسرافيلى ؛ سهيلا سلحشور آرين ، حسين ارفعىنيا آ، آناهيتا دهقانى 🖌

تاريخ دريافت 1392/06/03 تاريخ پذيرش 1392/08/06

چکيده

پیش زمینه و هدف: محصولات دارویی به ویژه آنتیبیوتیکها از جمله آلایندههای نوپدیدی میباشند که به دلیل خاصیت تجمعی، اثرات سو، مختلف و ایجاد مقاومتهای دارویی، نگرانیهای عمدهای را در کنترل محیط زیست ایجاد نمودهاند. به عنوان نمونهای از این آنتیبیوتیکها میتوان به مترونیدازول (MTN) اشاره نمود. از اینرو هدف این پژوهش، بررسی راندمان حذف MTN از محلولهای آبی با استفاده از فرایند ازن زنی کاتالیزوری (COP)، در حضور نانوذرات MgO تولید شده به عنوان کاتالیست، تعیین گردید.

مواد و روش کار: تأثیر فاکتورهایی مانند pH محلول (۳– ۱۲)، زمان واکنش، دوز کاتالیست (۲۵/۰– ۴ گرم در لیتر) و غلظت اولیه مترونیدازول (۱–۴۰ میلی گرم در لیتر) بر روی راندمان حذف مورد مطالعه قرار گرفتند. کینتیک تجزیه، بهبود قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی و میزان معدنی سازی فرایند نیز مورد بررسی قرار گرفتند.

یافتهها: کینتیک تجزیه MTN بهترین سازگاری را با مدل درجه دوم کاذب (فرم خطی نوع دوم) داشت. pt و دوز کاتالیست بهینه نیز برای فرایند COP به ترتیب برابر با ۱۰ و ۲۵/۰ گرم در لیتر بدست آمدند و تحت شرایط بهینه، حذف ۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول بعد از ۲۰ دقیقه حاصل گردید. **بحث و نتیجه گیری**: نتایج حاصل نشان دادند که نانوذرات اکسید منیزیم قابلیت تسریع نمودن تجزیه MTN را دارد. همچنین فراینـد COP با اسـتفاده از نانوذرات MgO به طور قابل توجهی نسبت MOD5/COD را افزایش داده و موجب ۹۴ درصد معدنی سازی می گردد. **کلید واژهها**: ازن زنی کاتالیزوری، نانوذرات اکسید منیزیم، ترونیدازول

مجله پزشکی ارومیه، دوره بیست و چهارم، شماره دهم، ص ۸۵۰-۸۳۹ دی ۱۳۹۲

آدرس مکاتبه: تهران، دانشگاه علوم پزشکی ایران، دانشکده بهداشت، تلفن: ۹۳۵۵۱۲۶۳۶۱ Email: Farshadfba@gmail.com

مقدمه

در دهه اخیر حضور آلایندهها در منابع آبی به عنوان تهدیدی جدی برای محیط زیست مطرح می شود و نگرانی دولتها را در سراسر جهان بر می انگیزد که یکی از این آلایندهها، آلایندههای دارویی می باشند (۱). مواد دارویی و محصولات مراقبت فردی از جمله آلایندههای پدیدار شده در محیطهای آبی هستند که به

طور فزایندهای در آبهای زیر زمینی و سطحی یافت می شوند و بیشتر از طریق تخلیه فاضلابها و پسابها به منابع آبی، وارد این محیطها می شوند. سایر منابع آلاینده نیز شامل انتشار مستقیم از کارخانجات تولیدی، دفع نادرست زائدات دارویی از خانهها، دامپزشکیها و مراکز مراقبتهای پزشکی می با شند.

^۱ استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، مرکز تحقیقات آلودگی هوا، پژوهشکده محیط زیست، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران

[ً] دانشجوي كارشناسي ارشد مهندسي بهداشت محيط، دانشكده بهداشت، دانشگاه علوم پزشكي تهران، تهران (نويسنده مسئول)

^۳ دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران

^{*} استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران

^ہ کارشناس مھندسی بھداشت محیط

[ٔ] دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران

^۷ دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران

آلایندههای دارویی اغلب در تصفیه خانههای فاضلاب به طور کامل حذف نمی شوند و به همراه پساب وارد آبهای پذیرنده می شوند بنابراین قبل از تخلیه پساب یا فاضلاب به منابع آبی و یا ورود آنها به تصفیه خانهی آب شرب، آلایندههای دارویی بایستی حذف شوند (۲). از بین این آلایندههای دارویی میتوان به آنتی بیوتیکها اشاره نمود که اکثراً در طی دوره درمان به صورت ناقص متابولیز شده و بخش قابل توجهی از آنها به شکلهای فعال دارویی دفع میشوند که انتشار مداوم حتی در غلظتهای پایین ممکن است سبب ایجاد پایداری آنتیباکتریال گردد (۳). مترونیدازول به عنوان یکی از پرکاربردترین آنتیبیوتیکهای جهان (۴) با خاصیت آنتی باکتریایی و ضدالتهابی یکی از آنتی بیوتیکهای دسته نیترومیدازول بوده و برای درمان بیماریهای عفونی ناشی از باکتریهای بی هوازی و پروتوزوآها مورد استفاده قرار می گیرد (۱). مترونیدازول دارای ساختار حلقوی بوده (۲) و اثرات مختلفی بر روی انسان دارد که میتوان به پتانسیل سرطان زایی و جهش زایی اشاره نمود چرا که این آنتیبیوتیک سبب آسیب به DNA در لنفوسیتها میشود. بر اساس گزارش آژانس بینالمللی تحقیق بر روی سرطان (IARC) جهش زایی آنتی بیوتیک مترونیدازول (بررسی و تایید آن در سیستم باکتریایی)، ژنوتوکسیک بودن آن برای سلولهای انسانی و سرطان زایی آن برای حیوانات اثبات شده است اما سرطان زایی آن بر روی انسان علی رغم وجود برخی از تحقیقات و گزارشات تایید كننده اين امر، به دليل عدم كافي بودن حجم نمونه، ناكافي و كم بودن زمان مطالعه و نیز با توجه به حساسیت فردی افراد به این دارو هنوز اثبات نشده است و نیازمند مطالعات بیشتری میباشد (۴). به دلیل قابلیت تجزیه پذیری کم و حلالیت بالا در آب، این آنتی بیوتیک با روشهای متداول از آب حذف نمی شود و تجمع آن در محیطهای آبی سبب عوارض جانبی در انسان و محیط زیست خواهد شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مترونیدازول را نیز میتوان به صورت آنچه در جدول ۱ آمده است بیان کرد (۱). با توجه به موارد گفته شده ضرورت كنترل و حذف اين آلاينده مشخص مىشود و روشهای متعددی برای حذف آنتیبیوتیک مترونیدازول از محیطهای آبی پیشنهاد شده است که از آن دسته میتوان به استفاده از پرتو گاما (۵)، جذب سطحی، تجزیه نوری، تجزیه بيولوژيکی (۱)، کواگولاسيون و سانتريفوژ (۶)، اکسيداسيون شیمیایی توسط نمکهای آهن (Ferrate)، O₃/H₂O₂، فرایندهای فتوفنتون، فتوكاتاليست با TiO2، فوتوليز UV و UV/H2O2 اشاره نمود (۲). در حذف به روش جذب سطحی مترونیدازول جمع شده و از آب جدا می شود اما بایستی توجه کرد که در این روش آلاینده فقط از یک فاز به فاز دیگر منتقل می شود (از فاز محلول به جامد) و

بدون هیچ تجزیه و یا تخریبی تنها آلاینده تغلیظ می گردد و در نتیجه کاهش آلودگی رضایت بخش نمیباشد (۱). همچنین در روشهای فیزیکی مانند کواگولاسیون و سانتریفوژ معمولاً تولید آلایندههای ثانویه (۶) و در روشهای بیولوژیکی نیز نیاز به زمان بسیار طولانی و راندمان کم، استفاده از این روشها را با محدودیت مواجه میسازند. در مقابل، مواردی همچون سادگی، هزینه پایین و راندمان بالا موجب مىشوند تا فرايندهاى اكسيداسيون پيشرفته به یکی از تکنولوژیهای رایج برای حذف اکثر آلایندهها تبدیل شوند (۸, ۹). این فرایندها همچنین می توانند ترکیبات آلی را به طور کامل به آب و دی اکسید کربن تثبیت کنند (۱۰). تاکنون چندین نوع از فرايندهاى اكسيداسيون پيشرفته براى استفاده در تصفيه آب و فاضلاب گسترش یافته و مورد بررسی قرار گرفتهاند که اکثر آنها به استفاده از ازن به عنوان اکسیدان اصلی استوار میباشند. بایستی توجه نمود که فرایندهای ازن زنی با وجود اینکه میتوانند درصد بالایی از حذف را نشان دهد اما راندمان معدنی سازی پایینی داشته و طبق نتايج ناشى از مطالعات مىتوانند سبب توليد محصولات فرعى سمی نیز شوند. از اینرو اخیراً توجهات زیادی به سوی بررسی فرایند ازن زنی کاتالیزوری به عنوان یک سیستم جدید اکسیداسیون پیشرفته جلب شده است(۱۱) که افزودن کاتالیست به فرایند ازن زنى باعث افزايش ميزان اكسيداسيون، كاهش مدت زمان لازم، كاهش توليد محصولات فرعى و سمى، افزايش قابليت استفاده به عنوان یک فرایند تصفیه کامل و یا پیش تصفیه ارزان می گردد. فرایند ازن زنی کاتالیزوری میتواند به دو صورت همگن (هموژن) و غیرهمگن (هتروژن) مورد استفاده قرار گیرد (۹, ۱۲) که در هر دو روش مولكولهاى آلى توسط اكسيداسيون مستقيم توسط مولكول هاى ازن و/يا اكسيداسيون غيرمستقيم توسط راديكال ها معدنی سازی می شوند (۱۴, ۱۴). از بین این دو روش فرایند ازن زنی كاتاليزورى غيرهمگن (هتروژنيكى) به دلايلى همچون هزينه پايين، دارا بودن پتانسیل جهت احیاء کاتالیست و عدم ایجاد آلودگی ثانویه به عنوان روشی مناسب برای تصفیه فاضلاب شناخته شده است (۱۵). از اصلی ترین کاتالیست های پیشنهادی و بکار برده شده در این روش نیز می توان به اکسیدهای فلزی (MnO₂, TiO₂ و...)، فلزات یا اکسیدهای فلزی تقویت شده(Cu/Al₂O₃, Cu/TiO₂, Ru/CeO₂, Co/SiO_2 , TiO_2/Al_2O_3 , Fe_2O_3/Al_2O_3 , و برخی از مواد متخلخل (CoO_x/Al_2O_3 , MnO_x/ZrO_2 گرانولی، زئولیت، سرامیک لانه زنبوری و غیره) اشاره نمود (۳). اکسیدهای فلزی زمین نیز که دارای خاصیت قلیایی بوده و در اندازه نانو می اشند به دلیل خاصیت جذب تخریبی، واکنش پذیری بالای سطح، ظرفیت جذب بالا (۱۱)، سهولت و هزینه پایین تولید از مواد

معدنی که به وفور یافت میشوند (۱۶)، مساحت سطح بالای نانوذرات و وجود سایتهای فعال بیشتر جهت فعل و انفعالات شیمیایی مناسب (۱۷)، مواد امید بخشی جهت استفاده به عنوان کاتالیست بشمار میروند که از آن جمله میتوان به نانوذرات اکسید منیزیم اشاره کرد. مشاهده شده است که استفاده از اکسید منیزیم به همراه ازن زنی میتواند سبب تسریع حذف فنل و COD از محلولهای آبی شود (۱۱) با این حال توانایی کاتالیزوری نانو ذرات MgO در فرایند ازن ازنی کاتالیزوری جهت حذف هیچ آنتیبیوتیکی بررسی و گزارش نشده است. هدف از این مطالعه تولید نانو ذرات اکسید منیزیم و استفاده از این نانو ذرات به عنوان کاتالیست در فرایند ازن زنی کاتالیزوری غیرهمگن در یک راکتور نیمه بسته[^]

مواد و روش کار

مترونیدازول و استونیتریل به ترتیب از کارخانجات سیگما آلدریچ و سمچون (کره جنوبی)، نیترات منیزیم و سایر مواد شیمیایی دیگر بکار برده شده نیز از کارخانه مرک آلمان تهیه شدند. به منظور آماده سازی کاتالیست (نانوذرات اکسید منیزیم) از

به مصور محد سری تعییم رودر نیترات منیزیم استفاده گردید. به روش سادهی کلسینه کردن پودر نیترات منیزیم اندر ۲۰۰ درجه سانتی گراد خشک کرده و سپس در ۵۰۰ درجه سانتی گراد به مدت ۲ ساعت کلسینه نمودیم (۱۱).

جدول شماره(۱): خصوصیات فیزیکی و شیمیایی MTN (1)

Molecular formula	C ₆ H ₉ N ₃ O ₃		
Molecular weight (g mol ⁻¹)	171.2		
Water solubility (g L ⁻¹)	9.5		
pKa	2.55		
V_{p} (Pa)	4.07×10^{-7}		
K _H (mol dm ⁻³ atm ⁻¹)	5.92×10^7		
Melting point (°C)	159-163		
Molecular structure	ОН		

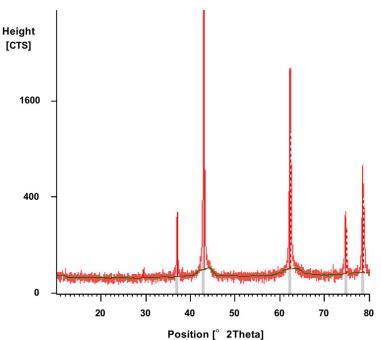
به منظور انجام آزمایش، راکتوری از جنس استیل ضد زنگ با حجم ۱ لیتر مورد استفاده قرار گرفت. تجهیزات دیگر بکار برده شده عبارت بودند از: ازن ژنراتور (آردا مدل COG-OM نوع IA، با ظرفیت ۵ گرم ازن در هر ساعت)، دیفیوزر شیشهای، منبع تأمین کننده اکسیژن با خلوص بالا، فلومتر، شیرها و اتصالات، سیستم

كنترلى براى ازن خروجي و پمپي جهت هم زدن راكتور. تمامي آزمایشها در دمای ۲۲ ± ۳ درجه سانتی گراد، حجم نمونه ۵۰۰ میلی لیتر و دوز ازن ۱/۵ گرم در ساعت انجام شدند. محلول یدید پتاسیم نیز برای کنترل ازن خروجی از راکتور بکار برده شد. برای محاسبه pHzpc نانوذرات اكسيد منيزيم از روش pH drift استفاده شد (۱۸). با استفاده از عکس اسکن میکروسکوپی الکترون و روش پراش اشعه ایکس مورفولوژی و الگوی نانوذرات ساخته شده مورد بررسی قرار گرفتند. غلظت مترونیدازول با استفاده از کروماتوگرافی مايع با كارايي بالا (HPLC, CECIL, 4100) مجهز به دتكتور (UV/VIS model 4200) و ستون C18ec (۵ میکرومتر، ۲۵۰ در ۴/۶ میلی متر) در طول موج ۲۳۰ نانومتر قرائت شد. فاز متحرک ترکیبی با درصد حجمی ۲۰ به ۸۰ از استونیتریل و آب با دبی ۱ میلی لیتر در دقیقه و حجم تزریق ۲۰ میکرولیتر بود. غلظت ازن نیز در گاز خروجی با استفاده از روش تیتراسیون یدومتری اندازه گیری شد (۱۹). به منظور بررسی قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی و میزان معدنی سازی فرایند COP، تحت شرایط بهینه بدست آمده برای فرايند نمونههايى از ورودى و خروجى فرايند به منظور انجام آزمایشهای اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD5)، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) و کربن آلی کل (TOC) طبق روشهای استاندارد (۱۹) برداشته شدند که مقایسه نسبتهای BOD5/COD در ورودی و خروجی راکتور، بیانگر تغییرات قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی و مقایسه TOC ورودی و خروجی بیانگر میزان معدنی سازی بودند. اندازه گیری TOC نیز با آنالیزکننده کل کربن آلی (Shimadzu, TOC-VCSH) صورت گرفت. جهت تعیین کینتیک تجزیه مترونیدازول از چندین مدل کینتیکی موجود استفاده گردید و مدلی که بیشترین تطابق را با فرایند داشت به عنوان مدل کینتیکی فرایند معرفی گردید.

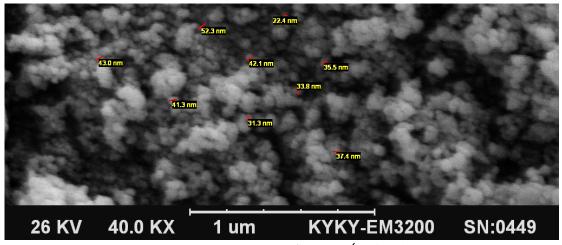
يافتهها

مقدار pHzpc برای نانوذرات اکسید منیزیم برابر با ۱۲/۳ بدست آمد. این خصوصیت بر روی تجزیه ازن و راندمان فرایند تأثیر میگذارد. شکل ۱ الگوی نانوذرات اکسید منیزیم ساخته شده را نشان میدهد که مکعبی و خالص میباشند (۲۰). بر اساس معادله شرر نیز متوسط اندازه نانوذرات ۴۳ نانومتر بدست آمد. شکل ۲ خصوصیت کلوخه مانند و متخلل نانوذرات را نشان میدهد. مساحت سطح نانوذرات ساخته شده نیز با استفاده از ایزوترم جذب- واجذب نیتروژن، ۱۳۷ مترمربع به ازای هر گرم بدست آمد.

⁸ Semi Batch



شكل شماره(۱): الكوى XRD نانوذرات اكسيد منيزيم ساخته شده.



شكل شماره(۲): عكس SEM نانوذرات اكسيد منيزيم ساخته شده.

۱- بررسی تأثیر pH محلول

جهت بررسی تأثیر pH، دامنهی در نظر گرفته شده تحت شرایط ثابت سایر عوامل تأثیرگذار، ۳ تا ۱۲ تعیین گردید. تغییرات راندمان حذف مترونیدازول به عنوان تابعی از pH محلول در شکل۳ نشان داده شده است.

زمان واکنش به عنوان زمان مورد نیاز برای رسیدن به اهداف مورد نظر در یک فرایند تصفیه، یکی از متغیرهای مهم به منظور طراحی و راهبری یک فرایند اکسیداسیون محسوب میشود. از اینرو بعد از بهینه سازی pH، فاز دوم را به بررسی راندمان حذف مترونیدازول به عنوان تابعی از زمان واکنش در pH برابر با ۱۰ اختصاص دادیم. نتایج بدست آمده در شکل۴ نشان داده شدهاند. مدلهای کینتیکی درجه صفر، درجه اول، درجه اول کاذب، درجه

۲- تأثير زمان واكنش

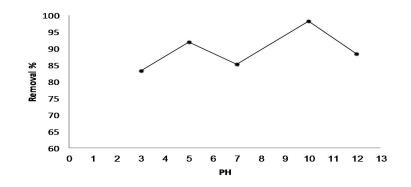
دوم، درجه دوم کاذب (فرم خطی نوع ۱، ۲، ۳ و ۴)، الوویچ، کسر قدرت و انتشار درونی نیز برای بدست آوردن کینتیک تجزیه مترونیدازول مورد بررسی قرار گرفتند (۲۱). انواع و مدلها و معادلات خطی آنها در جدول۲ و نتایج بررسی مدلها در جدول۳ خلاصه شدهاند.

۳- تأثير دوز كاتاليست

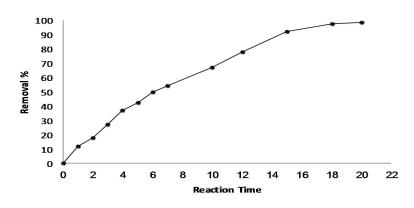
به منظور بررسی و بهینه سازی دوز کاتالیست، راندمان حذف مترونیدازول در حضور مقادیر مختلفی از نانوذرات اکسید منیزیم (بین ۰ تا ۴ گرم در لیتر) مورد بررسی قرار گرفت. تمامی آزمایشات در این فاز تحت شرایط ثابت (۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول، PH برابر با ۱۰ و زمان واکنش ۱۵ دقیقه) انجام گرفتند. تغییرات راندمان حذف مترونیدازول به عنوان تابعی از غلظت کاتالیست در شکل ۶ آورده شده است.

ظرفیت جذب کاتالیست یکی از فاکتورهای مهمی است که

میتواند راندمان ازن زنی کاتالیزوری را تحت تأثیر قرار دهد. به منظور بررسی خاصیت جذب کاتالیست، ۲۵/۰ گرم در لیتر نانوذرات اکسید منیزیم به ۵۰۰ میلی لیتر از محلول مترونیدازول تحت شرایط بهینه بدست آمده (۴۰ میلی گرم در لیتر مترونیدازول، H4 اولیه برابر با ۱۰ و زمان واکنش ۲۰ دقیقه) افزوده شد، با این تفاوت که ازنی وارد راکتور نگردید. با اندازه گیری غلظت باقی مانده مترونیدازول بعد از ۲۰ دقیقه واکنش، میزان جذب مترونیدازول توسط دوز بهینه کاتالیست کمتر از ۱ درصد بدست آمد که قابل پشم پوشی بود. به خاطر مسائل اقتصادی همچنین بایستی قابلیت استفاده مجدد کاتالیست مورد بررسی قرار گیرد. به این منظور بعد از انجام فرایند ازن زنی کاتالیزوری، نانوذرات با استفاده از فیلتر گرفتند و نتایج آزمایشات مکرر نشان دادند که نانوذرات اکسید منیزیم میتوانند تا شش بار بدون کاهش کارایی مورد استفاده قرار گیرند که توجیه کننده فرایندی اقتصادی میباشد.



شکل شماره(۳): تأثیر pH اولیه بر روی حذف مترونیدازول (غلظت ۴۰ میلی گرم در لیتر مترونیدازول، دوز کاتالیست ۱ گرم در لیتر، زمان واکنش ۲۰ دقیقه).



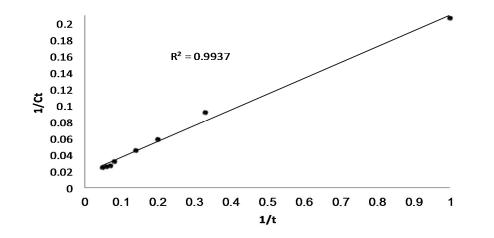
شکل شماره (۴): تأثیر زمان واکنش بر روی حذف مترونیدازول (۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول، او اولیه ۱۰، دوز کاتالیست ۱ گرم در لیتر).

Kinetic models Equations		Linear expression	Plot	Parameters	
Elovich	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta t)$	$q_t = \beta \ln(\alpha \beta) + \beta \ln t$	q_t vs. ln t	β = slope, α = (slope) ⁻¹ exp(intercept/slope)	
Fractional power	$q_t = kt^v$	$\ln q_t = \ln k + v \ln t$	ln qt vs. ln t	$k = \exp(\text{intercept}), v = \text{slope}$	
Zero order	$q_t = q_e - k_0 t$	$q_t = q_e - k_0 t$	qt vs. t	$q_e = intercept, k_0 = -(slope)$	
First order	$q_e = q_t \exp(k_1 t)$	$\ln(q_e/q_t) = k_1 t$	$ln(q_t)$ vs. t	$q_e = intercept, k_1 = -(slope)$	
Pseudo-first order	$q_t = q_e [1 - \exp(-k_{1p}t)]$	$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_{1p}t$	$ln(q_e - q_t)$ vs. t	$q_e = \exp(\text{intercept}), k_{1p} = -(\text{slope})$	
Second order	$q_t = q_e / (1 + q_e k_2 t)$	$q_t^{-1} = q_e^{-1} + k_2 t$	q_t^{-1} vs. t	$q_e = (intercept)^{-1}, k_2 = slope$	
Pseudo-second order	$q_{\rm t} = k_{\rm 2p} q_{\rm e}^2 t / (1 + q_{\rm e} k_{\rm 2p} t)$	$\begin{split} & \text{Type(I) } t/q_t = 1/k_{2p}q_e^2 + t/q_e \\ & \text{Type(II) } 1/q_t = (1/k_{2p}q_e^2)(1/t) + (1/q_e) \\ & \text{Type(III) } q_t = q_e - (1/k_{2p}q_e)q_t/t \\ & \text{Type(IV) } q_t/t = k_{2p}q_e^2 - k_{2p}q_eq_t \end{split}$	$t/q_t vs. t$ $1/q_t vs. 1/t$ $q_t vs. q_t/t$ $q_t/t vs. q_t$	$\begin{array}{l} q_e = \text{slope}^{-1}, k_{2p} = (\text{slope}^2)/\text{intercept} \\ q_e = \text{intercept}^{-1}, k_{2p} = (\text{intercept}^2)/\text{slope} \\ q_e = \text{intercept}, k_{2p} = -1/(\text{slope} \times \text{intercept}) \\ q_e = -\text{intercept}/\text{slope}, k_{2p} = (\text{slope}^2)/\text{intercept} \end{array}$	
Intraparticle diffusion	$q_t = k_{\rm p} t^{0.5}$	$q_t = k_{\rm p} t^{0.5}$	<i>q</i> _t vs. t ^{0.5}	$k_{\rm p} = {\rm slope}$	

جدول شماره (۲): مدلهای کینتیکی و معادلات خطی آنها (۲۱).

جدول شماره (۳): نتایج بررسی مدلهای کینتیکی حذف مترونیدازول با استفاده از رگرسیون خطی (۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول، pH اولیه ۱۰، دوز کاتالیست ۱ گرم در لیتر).

	واحد		ثابت واكنش	\mathbf{R}^2		مدلهای کینتیکی	
	h^{-1}		- •/• • ١٨۵	./95.4		درجه صفر	
	h^{-1}		- • /• 940	·/٨١٧٧		درجه اول	
	h^{-1}		./۲۲۵۲	./944.		درجه اول كاذب	
	h^{-1}		-818	·/۵٧٣١		درجه دوم	
	h^{-1}		٠/٩	•/٩٧٧۶	نوع خطی ۱		
	h^{-1}		118	•/٩٩٣٧	نوع خطی ۲	درجه دوم کاذب	
	h^{-1}		1/1	./9747	نوع خطی ۳		
	h^{-1}		./٩۴	./9747	نوع خطی ۴		
	h ^{-0.5}		•/• \ • Y	•/٩٩٢١		انتشار درونى	
	h^{-1}		./	./9497		الوويچ	
h⁻ ^v	.1 ۵ . ۵	•/٩٩٣١			كسر قدرت		

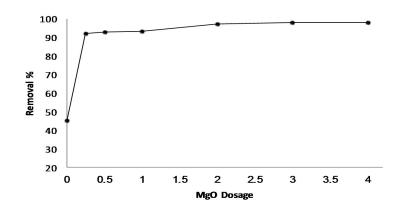


۱ **شکل شماره (۵)**: سازگاری کینتیک تجزیه مترونیدازول با استفاده از COP (۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول، pH اولیه ۱۰، دوز کاتالیست ۱ گرم در لیتر) با مدل کینتیکی درجه دوم کاذب (فرم خطی نوع ۲).

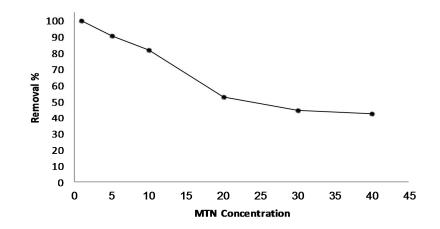
4- تأثير غلظت اوليه

فاضلابهای صنایع داروسازی اغلب دارای غلظتهای مختلفی از آنتی بیوتیکها می باشند. با این وجود اکثر فرایندهای ازن زنی کاتالیزوری غلظت معینی از آلاینده را مورد بررسی قرار می دهند. از این رو بررسی راندمان حذف مترونیدازول به عنوان تابعی از غلظت

اولیه آنتیبیوتیک بسیار مهم میباشد. تأثیر غلظت اولیه مترونیدازول (۱ تا ۴۰ میلیگرم در لیتر) در فرایند ازن زنی کاتالیزوری تحت شرایط ثابت (pH اولیه ۱۰ و زمان واکنش ۵ دقیقه) مورد بررسی قرار گرفت که نتایج در شکل ۷ نشان داده شدهاند.



شکل شماره (۶): تأثیر دوز نانوذرات اکسید منیزیم بر روی حذف مترونیدازول (۴۰ میلی گرم در لیتر، pH اولیه ۱۰، زمان واکنش ۱۵ دقیقه).



شکل شماره(۷): تأثیر غلظت اولیه مترونیدازول بر روی راندمان حذف مترونیدازول (pH اولیه ۱۰، زمان واکنش ۵ دقیقه، دوز کاتالیست ۱/۲۵ گرم در لیتر).

5- بررسی قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی و میران معدنیسازی محلولهای ورودی و خروجی COP

نسبت COD ₅ /COD فاضلاب معمولاً بیانگر قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی آن میباشد. فاضلابی که این نسبت برای آن برابر با ۱۴ یا بالاتر باشد، فاضلابی با قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی خوب نامیده میشود (۱۱). قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی محلولهای ورودی و خروجی راکتور، در غلظت ورودی مترونیدازول

برابر با ۴۰ میلیگرم در لیتر (غلظت انتخابی) مورد بررسی قرار گرفتند.

میزان نسبت BOD₅/COD در محلول ورودی برابر با ۱۰۹۰ بدست آمد که تأییدی بر پایداری و مقاومت بالای مترونیدازول در برابر تجزیه بیولوژیکی بود. این نسبت در محلول خروجی بعد از گذراندن مرحله تصفیه (در PH برابر با ۱۰، دوز MgO برابر با ۲۵/۰ گرم در لیتر و زمان تماس برابر با ۲۰ دقیقه) به ۱/۴۳ افزایش یافت.

نتيجه حاصله نشان مىدهد كه قابليت تجزيه پذيرى بيولوژيكى مترونیدازول بعد از زمان واکنش ۲۰ دقیقه به طور قابل توجهی افزایش یافته و محلول خروجی به پسابی با قابلیت تجزیه پذیری بيولوژيكى بالا تبديل شده است. بنابراين مىتوان نتيجه گرفت كه پساب خروجی از فرایند ازن زنی کاتالیزوری با استفاده از نانوذرات اکسید منیزیمی که محلولهای آلوده به آنتیبیوتیکهای گروه نیترومیدازول را تصفیه می کند به راحتی می تواند در رآ کتورهای بیولوژیکی تصفیه ثانویه شود. به عبارتی دیگر، میتوان از فرایند COP در حضور کاتالیست نانوذرات MgO به عنوان یک سیستم پیش تصفیه در سیستمهای تصفیه بیولوژیکی موجود که اکنون قادر به تصفیه محلولهای ورودی نیستند استفاده نمود. فرزادکیا و همکارانش(۲۲) با استفاده از فرایند فتوکاتالیستی "نانوذرات ZnO/UV"، قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی مترونیدازول را بعد از ۱۸۰ دقیقه از صفر به ۰/۰۹۱ افزایش دادند. البته بایستی اشاره نمود که این راندمان کم در افزایش قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی بیشتر به دلیل خاصیت ذاتی نانوذرات ZnO بوده است.

آنالیزهای TOC نشان دادند که TOC برای ۴۰ میلیگرم در لیتر مترونیدازول (محلول ورودی راکتور) و محلول خروجی راکتور (در شرایط آزمایش pH برابر با ۱۰، دوز MgO برابر با ۲۵/۰ گرم در لیتر و زمان تماس برابر با ۲۰ دقیقه) به ترتیب برابر با ۱۷ و ۱/۱ میلیگرم در لیتر بودند. به عبارتی میتوان گفت که تصفیه MTN با استفاده از COP در حضور MgO میزان معدنی سازی در حدود ۹۳/۵ درصد دارد. معدنی سازی بالا ریسکهای محیطی ناشی از تخلیه پسابها را کاهش خواهد داد.

بحث

تخریب آلاینده در فرایند ازن زنی میتواند دو مسیر را طی کند؛ مسیر اکسیداسیون مستقیم (با استفاده از مولکولهای ازن) و مسیر اکسیداسیون غیر مستقیم (با استفاده از رادیکالهای تولید شده تحت تأثیر ازن) که سیستم اکسیداسیون غیر مستقیم به دلیل حضور رادیکالهای هیدروکسیل و قدرت بالای اکسیداسیون این رادیکال نسبت به مولکولهای ازن، راندمان بالایی در مقایسه با اکسیداسیون مستقیم دارد. میزان تجزیه ازن تحت شرایط قلیایی افزایش پیدا میکند که باعث تولید رادیکالهای فعال بیشتری میگردد (۲۳) از اینرو انتظار داریم راندمان حذف مترونیدازول به ترتیب در شرایط قلیایی بیشترین (به دلیل غالب بودن اکسیداسیون غیر مستقیم) در شرایط اسیدی اندکی کمتر از قلیایی (به دلیل غالب بودن اکسیداسیون مستقیم) و در شرایط خنثی کمترین مقدار (حد

همان طور که در شکل۳ دیده می شود در pH برابر با ۳ راندمان حذف مترونیدازول ۸۳/۳ درصد بدست آمده است. با افزایش pH از ۳ به ۵ بر خلاف انتظار، راندمان افزایش یافته و به حدود ۹۲ درصد میرسد (یعنی بر خلاف انتظار در حالت کاملاً اسیدی اندکی کمتر از حالت اسیدی ضعیف است). راندمان حذف با افزایش pH به ۷ کاهش یافته و به حدود ۸۵/۲ درصد میرسد. با افزایش و رساندن pH به ۱۰، راندمان حذف نیز به حداکثر مقدار خود یعنی ۹۸/۳ درصد میرسد. اما دوباره با یک حالت غیر منتظره با افزایش pH از ۱۰ به ۱۲ راندمان حذف به جای افزایش، کاهش یافته و به ۸۸/۴ درصد رسیده است. کاهش غیرمنتظره راندمان حذف را در شرایط کاملاً اسیدی و کاملاً قلیایی (pH برابر با ۳ و ۱۲) میتوان با توجه به دو پارامتر pKa و pHzpc توضيح داد. ميزان pKa براي مترونیدازول برابر با ۲/۵۵ و میزان pHzpc برای نانوذرات اکسید منیزیم برابر با ۱۲ میباشد. به عبارتی میتوان گفت که مترونیدازول در pH کمتر از ۲/۵۵ و نانوذرات اکسید منیزیم در pH کمتر از ۱۲ دارای بار مثبت، بالاتر از این مقادیر دارای بار منفی و در نزدیکی و خود این مقادیر بدون بار میباشند. از اینرو در pH های ۱۲ و ۲/۵۵ و نزدیکیهای آنها تمایل دو ماده مترونیدازول و نانوذرات اکسید منیزیم به دلیل خنثی بودن بار سطحی یکی از این دو ماده نسبت به یکدیگر کاهش یافته و باعث کاهش راندمان حذف می گردد. از طرفی نیز این موضوع تائید کننده انجام واکنشهای کاتالیزوری در سطح کاتالیست میباشد که با توجه به مساحت سطح بالای کاتالیست می تواند مکانیسم اصلی تجزیه محسوب گردد. سوئی و همکارانش نتايج متفاوتی را برای ازن زنی کاتاليزوری آنتیبيوتيک سپروفلاکسین با استفاده از نانوتیوبهای کربن پوشانده شده با اکسید منگنز بدست آوردند (۲۶).

با توجه به نتایج بدست آمده pH مناسب برای ادامه آزمایشات ۱۰ در نظر گرفته شد و به منظور اثبات غالب بودن اکسیداسیون غیرمستقیم در شرایط قلیایی، از ترت بوتانول به عنوان گیرانداز رادیکال استفاده شد(۲۵, ۲۷, ۸۸). تحت شرایط ثابت و pH برابر با ۱۰، آزمایش یکبار در عدم حضور و بار دیگر در حضور مقدار مشخصی از ترت بوتانول انجام گرفت و کاهش شدید راندمان حذف به هنگام افزودن ترت بوتانول تائید کننده غالب بودن سیستم رادیکالی در فرایند بود.

با توجه به شکل۴ افزایش زمان واکنش باعث افزایش راندمان حذف می گردد به طوری که فرایند ازن زنی کاتالیزوری بعد از ۱۵ دقیقه به راندمان حذف ۹۲ درصد و بعد از ۲۰ دقیقه به راندمان حذف ۹۹ درصد می رسد. با توجه به جدول۳ مشخص می گردد که کینتیک حذف مترونیدازول بهترین هم خوانی را با مدل درجه دوم

کاذب (فرم خطی۲) با ثابت واکنش ۱/۶ در ساعت دارد که در شکل۵ نشان داده شده است. اما متأسفانه مطالعهای جهت مقایسه نتایج بدست آمده یافت نگردید. نتایج ارائه شده در این بخش مشخص میکند که به خاطر مساحت سطح و واکنش پذیری بالا (۲۹, ۲۰)، میکند که به خاطر مساحت سطح و واکنش پذیری بالا (۲۹, ۲۰)، می کند که به خاطر مساحت کریب (۲۰)، نانوذرات اکسید منیزیم کاتالیستی امید بخش برای ازن زنی کاتالیزوری محلولهای آلوده به مترونیدازول می باشند.

همان طور که در شکل۶ دیده میشود راندمان حذف از ۴۵/۲ درصد در غیاب کاتالیست به ۹۲/۴ درصد در حضور ۲۵/۰ گرم در لیتر کاتالیست افزایش یافته است. واکنشهای زیر که در حضور اکسید منیزیم و ازن صورت میگیرند میتوانند عامل احتمالی این افزایش راندمان در حضور نانوذرات اکسید منیزیم باشند. در این واکنشها، نانوذرات MgO به عنوان آغاز گر جهت تولید رادیکال عمل کرده و جذب ازن بر روی سطح آن باعث تخریب ازن و تولید رادیکالهای فعال میشود. با افزودن نانوذرات اکسید منیزیم، PH محلول قلیایی شده و در این شرایط قلیایی جایگاه اسید لوئیس رادیکال اکسیژن در حضور آب، رادیکال اکسیژن تولید میکند که این رادیکال اکسیژن در حضور آب، رادیکال هیدروکسید تولید کرده و

 $O_3 + (MgO - s) \rightarrow (MgO - s^{O_3})$ $(MgO - s^{O_3}) \rightarrow (MgO - s^{O^{\bullet}}) + O_2$

 $(MgO - s^{O^{\bullet}}) + 2H_2O + O_3 \rightarrow (MgO - s^{\bullet OH}) + 3^{\bullet}OH + O_2$ اندیکس s بیانگر جایگاه اسید لوئیس بر روی سطح اکسید منیزیم می باشد (۱۱).

با افزایش کاتالیست تا حدود ۳ گرم در لیتر راندمان حذف به حدود ۹۸ درصد می رسد. افزایش بیشتر غلظت کاتالیست تا ۴ گرم در لیتر تأثیر چندانی در راندمان حذف نمی گذارد. بنابراین مقدار اندکی از دوز کاتالیست برای کاتالیز کردن و افزایش تجزیه مترونیدازول کافی می باشد که می توان با توجه به مساحت سطح بالای نانوذرات اکسید منیزیم توجیه نمود. براساس نتایج بدست آمده و با در نظر گرفتن مسائل اقتصادی ۲۵/۱۰ گرم در لیتر نانوذرات اکسید منیزیم به عنوان دوز بهینه کاتالیست برای آزمایشات بعدی در نظر گفته شد. موسوی و همکارانش ۵ گرم در لیتر پودر منیزیم را

به منظور افزایش تجزیه و حذف رنگزای راکتیو قرمز ۱۹۸ به راکتور ازن زنی افزوده بودند (۱۱). با این وجود چندین پارامتر شامل نوع کاتالیست، واکنش دهنده و شرایط آزمایش میتوانند دوز کاتالیست را به طور قابل توجهی تحت تأثیر قرار دهند.

طبق شکل ۲، راندمان حذف مترونیدازول در فرایند ازن زنی کاتالیزوری برای غلظتهای اولیه ۱، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی گرم در لیتر بعد از ۵ دقیقه به ترتیب برابر با ۱۰۰، ۶۰/۶، ۲/۱۸، ۲/۱۸، ۴۴/۵ و ۴۲/۲۹ درصد میباشند. این یافتهها نشان میدهند که با افزایش غلظت اولیه آنتی بیوتیک، راندمان حذف کاهش می یابد. این امر می تواند با افزایش دبی ازن ورودی و/یا زمان ازن زنی جبران گردد.

نتيجه گيرى

نتایج این مطالعه نشان دادند که فرایند ازن زنی کاتالیزوری با استفاده از نانوذرات اکسید منیزیم میتواند به عنوان یک پیش تصفیه و یا تصفیه کامل برای فاضلابها یا محلولهای آبی حاوی مترونیدازول مورد استفاده قرار گیرند. افزودن نانوذرات اکسید منیزیم تحت شرایط بهینه (PH برابر با ۱۰، دوز کاتالیست برابر با ۲۵ میلیگرم در لیتر و زمان واکنش ۲۰ دقیقه) میتواند راندمان حذف مترونیدازول را نسبت به زمانیکه نانوذره ای اضافه نشده است حذف مترونیدازول را نسبت به زمانیکه نانوذره ای اضافه نشده است حذف مترونیدازول با حلوه دوم ۲۰ درصد افزایش دهد. کینتیک تجزیه مترونیدازول با استفاده از این روش نیز از مدل کینتیکی درجه دوم کاذب (فرم خطی نوع دوم) پیروی کرده، راندمان معدنی سازی ای در حدود ۹۴ درصد داشته و به طور قابل توجهی قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی را افزایش میدهد.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از طرح تحقیقاتی با عنوان پایش محیطی و بررسی کارایی فرایند ازن زنی کاتالیزوری غیر همگن با استفاده از کاتالیست نانوذرات اکسید منیزیم در حذف مترونیدازول از فاضلاب سنتتیک، مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تهران در سال ۱۳۹۲، به کد ۲۱۵۲۳ میباشد که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی تهران اجرا شده است.

References:

 Fang Z, Chen J, Qiu X, Qiu X, Cheng W, Zhu L. Effective removal of antibiotic metronidazole from water by nanoscale zero-valent iron particles. Desalination 2011;268(1–3):60-7.

 Shemer H, Kunukcu YK, Linden KG. Degradation of the pharmaceutical Metronidazole via UV, Fenton and photo-Fenton processes. Chemosphere 2006;63(2):269-76.

- Sui M, Xing S, Sheng L, Huang S, Guo H. Heterogeneous catalytic ozonation of ciprofloxacin in water with carbon nanotube supported manganese oxides as catalyst. J Hazard Mater 2012;227-228:227–36.
- Bendesky A, Menéndez D, Ostrosky-Wegman P. Is metronidazole carcinogenic? Mutat Res 2002;511(2):133–44.
- Dantas RF, Rossiter O, Teixeira AKR, Simões ASM, da Silva VL. Direct UV photolysis of propranolol and metronidazole in aqueous solution. Chemical Engineering J 2010;158(2):143-7.
- Huiyan W, Gaoke Z, Yuanyuan G. Photocatalytic Degradation of Metronidazole in Aqueous Solution by Niobate K6Nb10.8O30. J Natural Sci 2010;15:4.
- Gonçalves AG, Órfão JJM, Pereira MFR. Catalytic ozonation of sulphamethoxazole in the presence of carbon materials: catalytic performance and reaction pathways. J Hazard Mater 2012;239-240:167–74.
- Robinson T, McMullan G, Marchant R, Nigam P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. Bioresour Technol 2001;77(3):247–55.
- Hammad Khan M, Jung JY. Ozonation catalyzed by homogeneous and heterogeneous catalysts for degradation of DEHP in aqueous phase. Chemosphere 2008;72(4):690-6.
- Harrelkas F, Paulo A, Alves MM, El Khadir L, Zahraa O, Pons MN, et al. Photocatalytic and combined anaerobic–photocatalytic treatment of textile dyes. Chemosphere 2008;72(11):1816-22.
- 11. Moussavi G, Mahmoudi M. Degradation and biodegradability improvement of the reactive red

198 azo dye using catalytic ozonation with MgO nanocrystals. Chemical Engineering J 2009;152(1):1-7.

- Erol F, Özbelge TA. Catalytic ozonation with non-polar bonded alumina phases for treatment of aqueous dye solutions in a semi-batch reactor. Chemical Engineering J 2008;139(2):272-83.
- He K, Dong YM, Li Z, Yin L, Zhang AM, Zheng YC. Catalytic ozonation of phenol in water with natural brucite and magnesia. J Hazard Mater 2008;159(2):587-92.
- Liotta LF, Gruttadauria M, Di Carlo G, Perrini G, Librando V. Heterogeneous catalytic degradation of phenolic substrates: Catalysts activity .J Hazard Mater 2009;162(2–3):588-606.
- Zeng Y-F, Liu Z-L, Qin Z-Z. Decolorization of molasses fermentation wastewater by SnO2catalyzed ozonation. J Hazard Mater 2009;162(2– 3):682-7.
- Moussavi G, Mahmoudi M. Removal of azo and anthraquinone reactive dyes from industrial wastewaters using MgO nanoparticles. J Hazard Mater 2009;168(2–3):806-12.
- Absalan G, Asadi M, Kamran S, Sheikhian L, Goltz DM. Removal of reactive red-120 and 4-(2pyridylazo (resorcinol from aqueous samples by Fe3O4 magnetic nanoparticles using ionic liquid as modifier. J Hazard Mater 2011;192(2):476-84.
- Lopez-Ramon MV, Stoeckli F, Moreno-Castilla C, Carrasco-Marin F. On the characterization of acidic and basic surface sites on carbons by various techniques. Carbon 1999;37(8):1215-21.
- Eaton AD, Franson MAH, Association APH. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. American Public Health Association; 2005.
- 20. Nagappa B, Chandrappa GT. Mesoporous nanocrystalline magnesium oxide for

environmental remediation. Microporous Mesoporous Mater 2007;106(1–3):212-8.

- Behnamfard A, Salarirad MM. Equilibrium and kinetic studies on free cyanide adsorption from aqueous solution by activated carbon. J Hazard Mater 2009;170(1):127–33.
- 22. Farzadkia M, Esrafili A, Baghapour MA, Shahamat YD, Okhovat N. Degradation of metronidazole in aqueous solution by nano-ZnO/UV photocatalytic process. Desalination and Water Treatment. 2013(ahead-of-print):1-6.
- 23. De Witte B, Dewulf J, Demeestere K, Van Langenhove H. Ozonation and advanced oxidation by the peroxone process of ciprofloxacin in water. J Hazard Mater 2009;161(2–3):701-8.
- 1. DeWitte B, Dewulf J, Demeestere K, Van De Vyvere V, De Wispelaere P, Van Langenhove H. Ozonation of ciprofloxacin in water: HRMS identification of reaction products and pathways. Environ Sci Technol 2008;42(13):4889–95.
- 1. Joshi R, Adhikari S, Patro BS, Chattopadhyay S, Mukherjee T. Free radical scavenging behavior of folic acid: evidence for possible antioxidant

activity. Free Radic Biol Med 2001;30(12):1390– 9.

- 26. Dao YH, De Laat J. Hydroxyl radical involvement in the decomposition of hydrogen peroxide by ferrous and ferric-nitrilotriacetate complexes at neutral pH. Water Res 2011;45(11):3309-17.
- Ma J, Graham NJ. Degradation of atrazine by manganese-catalysed ozonation—influence of radical scavengers. Water Res 2000;34(15):3822-8.
- De Laat J, Boudiaf N, Dossier-Berne F. Effect of dissolved oxygen on the photodecomposition of monochloramine and dichloramine in aqueous solution by UV irradiation at 253.7 nm. Water Res 2010;44(10):3261-9.
- Kasprzyk-Hordern B, Ziółek M, Nawrocki J. Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment. Applied Catalysis B: Environmental 2003;46(4):639-69.
- Wu C-H, Kuo C-Y, Chang C-L. Decolorization of C.I. Reactive Red 2 by catalytic ozonation processes. J Hazard Mater 2008;153(3):1052-8.

DEGRADATION EFFICIENCY AND KINETIC STUDY OF METRONIDAZOLE BY CATALYTIC OZONATION PROCESS IN PRESENCE OF MGO NANOPARTICLES.

Majid Kermani¹, Farshad Bahrami Asl², Mehdi Farzadkia³, Ali Esrafili⁴, Soheila Salahshur Arian⁵, Hossein Arfaeinia⁶, Anahita Dehgani⁷

Received: 25 Aug, 2013; Accepted: 28 Oct, 2013

Abstract

Background & Aims: Pharmaceutical products, particularly antibiotics, due to their cumulative and inappropriate effects and creating drug resistances, as inevitably pollutants, have been created a major concern in environmental control. Metronidazole (MTN) is one of these antibiotics. Hence, the aim of this study was investigation of MTN removal efficiency by catalytic ozonation process (COP) in presence of produced magnesium oxide nanocrystals as catalyst.

Material & Methods: The influences of several operational factors for their effects on removal were evaluated, including solution pH (3-12), reaction time, MgO dosage (0.25-4 g/L) and initial MTN concentration (1-40 mg/L). Also degradation kinetic, biodegradability improvement and mineralization rate were studied for the COP.

Results: For degradation kinetic the best compatibility was with pseudo-second order (liner type II) model. The optimum pH and MgO dosage for COP were determined to be 10 and 0.25 g/L, respectively. Under optimum condition the complete removal of 40 mg/L MTN solution was observed after 20 min.

Conclusion: The results illustrate that MgO nanocrystals markedly accelerated the MTN degradation in and the COP significantly increased BOD₅/COD ratio and caused 94% MTN mineralization. *Key Words*: Catalytic Ozonation, MgO nanoparticles, Metronidazole (MTN).

Address: Department of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran. *Tel*: +9355126361 *Email*: Farshadfba@gmail.com

SOURCE: URMIA MED J 2013: 24(10): 850 ISSN: 1027-3727

⁵B.S of Environmental Health Engineering

¹ Asistant Professor of Environmental Health Engineering Department, School of Public Health, Iran University of medical sciences, Center for Air Pollution Research (CAPR), Institute for Environmental Research (IER), Tehran University of Medical Sciences, Tehran

² MSc Student of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran (Corresponding Author)

³ Associated Professor of Environmental Health Engineering Department, School of Public Health, Iran University of Medical sciences, Tehran

⁴ Asistant Professor of Environmental Health Engineering Department, School of Public Health, Iran University of medical sciences, Tehran

⁶ MSc Student of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran

⁷ MSc Student of Environmental Health Engineering, Tehran University of Medical Sciences, Tehran