بررسی کارآیی فرآیند اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2 در حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون از محیط آبی

قدرت‌اله شمس‌خرم‌آبادی[۱]، عیسی بلقدر[۲]، حاتم گودینی[۱]، سید فرزان آل نبی املشی[۳]، ستار حاتمی[۳]، علی گودرزی[۳]، محمدعلی دانش بحرینی[۳]، حامد شعبانی[۳]، دنیا رحمانی[۳]

۱- دانشیار، گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، خرم‌آباد، ایران.
۲- کارشناس ارشد، مرکز بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، خرم‌آباد، ایران.
۳- کارشناس، شرکت داروسازی اکسیر، بروجرد، ایران.

یافته / دوره شانزدهم / شماره ۱ / بهار ۹۳ / مسلسل ۵۹

چکیده

دریافت مقاله: ۹۲/۱۲/۲۰ ، پذیرش مقاله: ۹۳/۲/۱۱

مقدمه: حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در منابع آبی، نشانگر ناکارآمدی فرآیندهای متداول تصفیه در حذف آن‌ها می‌باشد. هدف از این مطالعه بررسی اثربخشی روش اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2 در حذف سفتریاکسون از محیط آبی در مقیاس آزمایشگاهی است.

مواد و روش‌ها: این تحقیق یک مطالعه تجربی است که در مقیاس آزمایشگاهی و در راکتوری با حجم ۵۸۰۰ میلی لیتر انجام شده است. محلول آبی حاوی آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون با غلظت‌های ۹، ۱۸ و ۲۷ میلی‌گرم در لیتر ساخته شد. اثر غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک، pH، زمان ماند، ولتاژهای مختلف لامپUV و غلظت H_2O_2 بر راندمان حذف این آلاینده از محیط آبی مورد مطالعه قرار گرفت. برای اندازه گیری غلظت سفتریاکسون از HPLC استفاده شد.

یافته‌ها: نتایج حاصل از این مطالعه نشان داده است که روش UV/H_2O_2 قادر به حذف ۷۵٪ سفتریاکسون از محلول آبی حاوی ۹ میلی‌گرم در لیتر، با زمان ماند ۳ ساعت می‌باشد. میزان حذف سفتریاکسون متأثر از پارامترهای pH، غلظت اولیه سفتریاکسون، غلظت H_2O_2 و شدت تابش اشعه UV می‌باشد. به طوری‌که در pHهای اسیدی (pH برابر ۳) و غلظت پایین سفتریاکسون (۹ میلی گرم بر لیتر)، غلظت H_2O_2 برابر ۱۵ میلی گرم در لیتر و شدت تابش بالا (۳۶ وات) راندمان بالاتری در حذف آنتی بیوتیک حاصل شده است.

بحث و نتیجه‌گیری: روش اکسیداسیون پیشرفته با استفاده از UV/H_2O_2 در شرایط مناسب محیطی قادر به حذف مؤثر آنتی بیوتیک سفتریاکسون از محیط‌های آبی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: اکسیداسیون پیشرفته، UV/H_2O_2، سفتریاکسون، محلول آبی.

آدرس مکاتبه: خرم‌آباد، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، دانشکده بهداشت، گروه بهداشت محیط.
پست الکترونیک: godini_h@yahoo.com

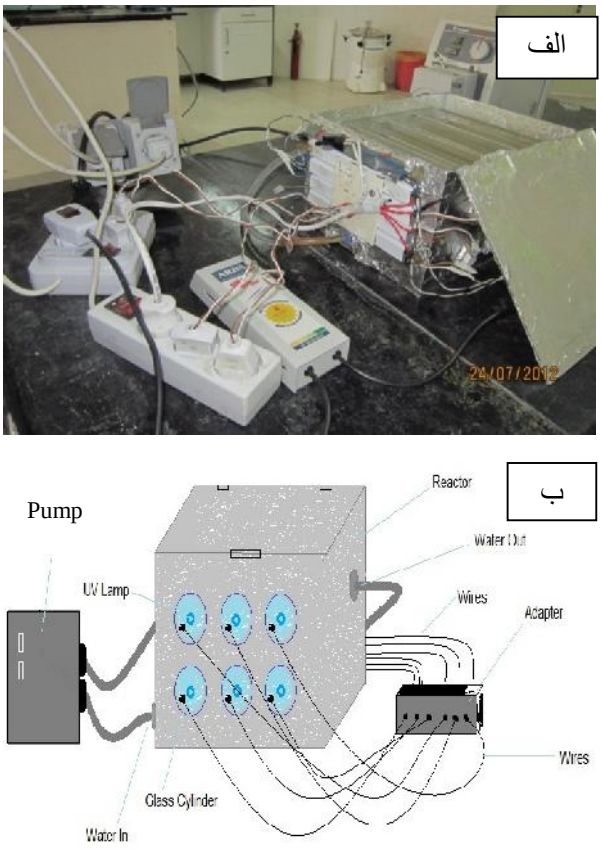
مقدمه

ترکیبات دارویی با ورود به محیط زیست و منابع طبیعی و تماس با بشر، می‌توانند باعث ایجاد خطرات بالقوه برای ارگانیسم‌های آبی و خاکی شوند. اگر چه باقیمانده آنتی‌بیوتیک‌ها در مقادیر جزیی وجود دارند، اما ممکن است باعث ایجاد مقاومت در جمعیت‌های باکتری‌ها شده و در آینده نزدیک، آنتی‌بیوتیک‌ها را در درمان بیماری‌های مختلف بی‌اثر سازند (۱). آنتی‌بیوتیک‌ها ترکیبات شیمیایی هستند که مانع رشد میکروارگانیسم‌ها شده و اغلب یک ریشه میکروبی دارند و ممکن است نیمه مصنوعی یا کاملاً مصنوعی باشند (۱). یکی از مهمترین آنتی‌بیوتیک‌های مورد استفاده در درمان عفونت‌ها، آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون می‌باشد. سفتریاکسون یکی از آنتی‌بیوتیک‌های سفالوسپورین نسل سوم می‌باشد و مانند دیگر سفالوسپورین‌های نسل سومی دارای طیف وسیعی از فعالیت علیه باکتری‌های گرم مثبت و گرم منفی می‌باشد. سفتریاکسون اغلب (به صورت مشترک با آنتی‌بیوتیک‌های آمینوگلیکوسید یا ماکرولید) برای درمان پنومونی فراگیر استفاده می‌شود. این دارو همچنین برای درمان مننژیت باکتریایی انتخاب می‌شود. در طب اطفال به‌طور رایج برای کودکان تب‌دار استفاده می‌شود. همچنین در درمان لپتوسپیروزیس، بیماری لنفاوی، سوزاک و یک آنتی‌بیوتیک روتین پیشگیری کننده در جراحی‌های ارتوپدی به کار می‌رود (۲). آنتی‌بیوتیک‌ها به علت مصرف بسیار زیاد در پزشکی و دامپزشکی، جایگاه مهمی در آلودگی محیط زیست دارند و ممکن است حتی در غلظت‌های کم، باعث ایجاد مقاومت‌های دارویی باکتریایی شوند (۳). جهت حذف آنتی‌بیوتیک‌ها از منابع آب از فرایندهای متعددی می‌توان استفاده کرد. از جمله این فرآیندها عبارتند از: فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته، تبادل یون، جذب کربن‌فعال، اسمز معکوس و تصفیه بیولوژیکی. برای حذف آنتی‌بیوتیک‌ها تصفیه بیولوژیکی چندان مؤثر نمی‌باشد زیرا آنتی‌بیوتیک‌ها باعث حذف میکروارگانیسم‌های موثر در تصفیه می‌گردد. از بین دیگر فرآیندها، فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته برای تصفیه فاضلاب حاوی ترکیبات دارویی کاربردی‌تر می‌باشد زیرا این روش فقط آلودگی‌ها را از یک فاز به فاز دیگر انتقال نمی‌دهند بلکه برخلاف روش‌های دیگر آلاینده‌های دارویی را کاملاً حذف می‌کند (۴). در سال‌های اخیر تکنولوژی‌های مختلف تصفیه پیشرفته برای حذف ترکیبات دارویی از جمله اکسیداسیون شیمیایی با ازن و O_3/H_2O_2، فیلتراسیون غشایی و جذب کربن فعال، بررسی شده‌اند (۴). هر چند این تکنولوژی‌ها قابل دسترس بوده‌اند، اما معایبی هم داشتند، برای مثال فرآیند اکسیداسیون بر پایه ازن باعث تجزیه بروماید به یون برومات که مشکوک به سرطانزایی است، می‌شود (۴،۵) و نیاز به تصفیه گاز خروجی و شناورسازی کربن‌های آلی فرار دارد در حالی‌که با جایگزین کردن اشعه UV به جای ازن در فرآیند UV/H_2O_2 برای حذف ترکیبات آلاینده آلی، دیگر این مشکلات وجود نداشته است (۴). لذا هدف اصلی این تحقیق، تعیین عملکرد روش اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2 در حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون از محیط آبی می‌باشد. اهداف فرعی شامل تعیین اثر روش اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2 در حذف سفتریاکسون از محیط آبی و همچنین تعیین اثر pH، غلظت دارو، زمان ماند و شدت های متفاوت تابش UV و غلظت H_2O_2 در حذف سفتریاکسون می‌باشد تا در صورت موفقیت‌آمیز بودن به عنوان روش پیش‌تصفیه فاضلاب‌های دارویی به کار برده شود.

مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع تجربی مداخله‌ای بوده که متغیر وابسته (غلظت نهایی آنتی‌بیوتیک) در مقابل پارامترهای عملیاتی و راهبردی که متغیرهای مستقلی مانند غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک، pH، زمان ماند، ولتاژهای مختلف لامپ UV و غلظت H_2O_2، می‌باشند، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته

است. مطالعه در یک راکتور آزمایشگاهی منقطع انجام گرفته است و نمونه‌گیری برای هر متغیر در هر بخش بصورت Grab sampling با اندازه‌گیری دقیق غلظت با Agilent 1200, HPLC (USA) مطابق کتاب روش‌های استاندارد برای آزمایش آب و فاضلاب انجام گرفته است (۶). این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی و بطور ناپیوسته صورت گرفته است. رآکتور مورد استفاده از جنس پلکسی‌گلاس با حجم کل ۵۸۰۰ سی سی بوده است. شکل و شمای راکتور مورد استفاده در این مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱. شکل (الف) و شمای (ب) راکتور مورد استفاده در مطالعه حذف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون از محیط آبی با استفاده از اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2

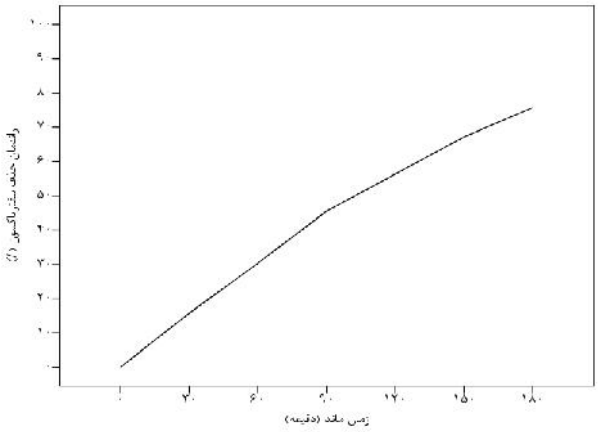
برای اجرای تحقیق، pH، غلظت آنتی‌بیوتیک، زمان ماند، ولتاژهای مختلف لامپ UV و غلظت H_2O_2، بررسی گردید. برای تعیین اثر pH چهار محدوده ۳، ۵، ۷و ۹ انتخاب گردید و برای تنظیم pH از NaOH و HCl یک نرمال استفاده شد. برای اندازه گیری pH از pH متر مدل Seveneasy شرکت Metler Toledo کشور سوئیس استفاده شد. برای مشخص‌کردن میزان تاثیر H_2O_2 در حذف آنتی‌بیوتیک، از غلظت‌های ۱، ۲، ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر H_2O_2 استفاده شد. برای مشخص نمودن میزان اثر غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک، آزمایش حذف آنتی‌بیوتیک با روش اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2 در ۳ غلظت اولیه ۹، ۱۸ و ۲۷ میلی‌گرم در لیتر سفتریاکسون با بهترین سطوح بدست آمده از pH، غلظت H_2O_2 و ولتاژ ثابت انجام شد. برای مشخص نمودن میزان اثر شدت‌های مختلف تابش UV، شدت تابش‌های ۱۲، ۲۴ و ۳۶ وات مورد ارزیابی قرار گرفت. این شدت تابش‌ها با بهترین مقادیر بدست آمده از pH، غلظت H_2O_2 و غلظت آنتی‌بیوتیک انجام شد.

پس از تعیین غلظت اولیه و غلظت باقیمانده آنتی‌بیوتیک در زمان‌های مختلف با استفاده از دستگاه HPLC و با مقایسه غلظت اولیه و غلظت‌های باقیمانده طی زمان‌های مختلف، درصد حذف برآورد شد. پس از انجام آزمایش‌های فیزیکوشیمیایی روی نمونه‌ها، نتایج بدست آمده مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. برای تجزیه و تحلیل اطلاعات از نرم افزار SPSS (Verssion, 20) و آنالیز واریانس یک طرفه استفاده شد.

یافته‌ها

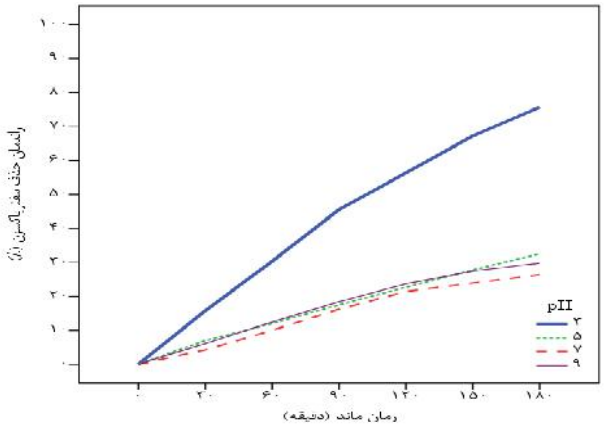
برای تعیین اثر زمان ماند در حذف سفتریاکسون، آزمایش حذف دارو با روش UV/H_2O_2، با ثابت نگهداشتن شدت تابش UV برابر ۳۶ وات و غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک برابر ۹mg/l، pH=۳ و غلظت H_2O_2 برابر ۱۵mg/l، در زمان‌های مختلف انجام شد. همان‌طور که در شکل ۲ مشخص است

آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون با غلظت اولیه ۹ میلی‌گرم در لیتر، با شرایط ثابت بالا، در مدت زمان سه ساعت، ۷۵٪ حذف شده است.



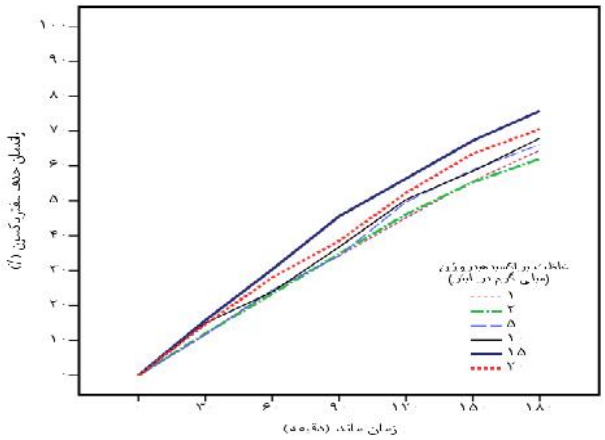
شکل۲. تغییرات میانگین درصد حذف سفتریاکسون در زمان‌های ماند مختلف (pH=۳، H_2O_2=۱۵mg/l، شدت تابش لامپUV=۳۶ وات و غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک=۹ mg/l)

نتایج نشان داد که pH نقش بسیار مهمی در حذف سفتریاکسون از محیط آبی دارد (شکل ۳) و با کاهش میزان pH راندمان حذف افزایش می‌یابد، ضمناً بیشترین راندمان حذف، درpH=۳ بدست آمده است.



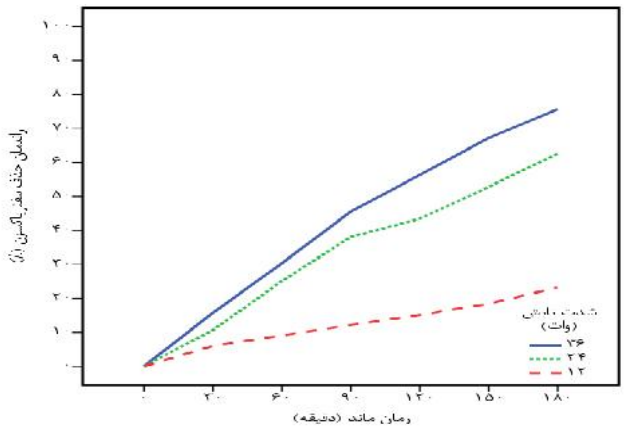
شکل۳. تغییرات میانگین درصد حذف سفتریاکسون در زمان‌های ماند مختلف و pH های متفاوت (H_2O_2=۱۵mg/l، شدت تابش لامپUV=۳۶ وات و غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک=۹ mg/l)

نتایج نشان داد که غلظت H_2O_2 نقش بسیار مهمی در حذف سفتریاکسون از محیط آبی دارد (شکل ۴) و با افزایش غلظتH_2O_2 راندمان حذف کاهش یافته است. ضمناً بیشترین راندمان حذف در غلظت H_2O_2=۱۵mg/l، بدست آمده است.



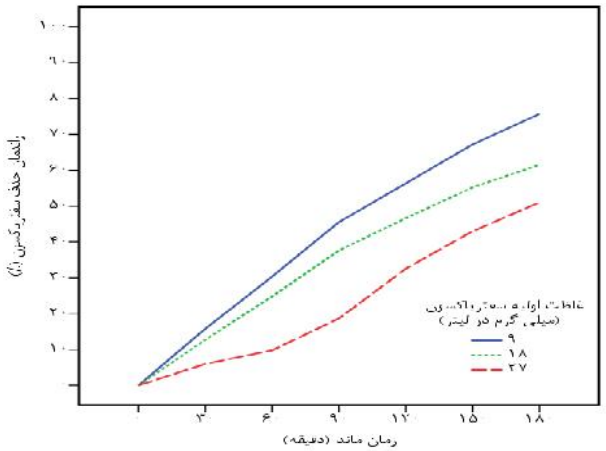
شکل ۴. تغییرات میانگین درصد حذف سفتریاکسون در غلظت‌های مختلف H_2O_2 و زمان‌های ماند متفاوت (pH=۳، شدت تابش لامپUV=۳۶ وات و غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک=۹ mg/l)

شدت تابشUV نیز می‌تواند نقش بسیار مهمی در حذف سفتریاکسون از محیط آبی داشته باشد (شکل ۵). به طوری که در شدت های تابش بالاتر میزان راندمان حذف افزایش می‌یابد.



شکل ۵. تغییرات میانگین درصد حذف سفتریاکسون به تفکیک شدت تابشUV و زمان‌های ماند مختلف (غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک = ۹mg/l، pH=۳، H_2O_2=۱۵mg/l)

برای بررسی تأثیر غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک در حذف سفتریاکسون (شکل ۶)، آزمایش حذف داروی مذکور با روش UV/H_2O_2، در زمان‌های ماند مختلف، pH=۳ و شدت تابش UV=۳۶ وات، H_2O_2=۵mg/l و غلظت‌های اولیه متفاوت از آنتی‌بیوتیک، انجام شد. نتایج نشان داد که غلظت اولیه آنتی‌بیوتیک نقش بسیار مهمی در حذف سفتریاکسون از محیط آبی دارد و با افزایش غلظت اولیه، راندمان حذف به میزان قابل توجهی کاهش می‌یابد. ضمناً بیشترین راندمان حذف در غلظت اولیه ۹ میلی‌گرم در لیتر بدست آمده است.



شکل ۶. تغییرات میانگین درصد حذف سفتریاکسون به تفکیک غلظت‌های اولیه مختلف آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون و زمان‌های ماند مختلف (H_2O_2=۱۵mg/l، pH=۳، شدت تابش UV=۳۶وات)

بحث و نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج حاصل از این مطالعه، سفتریاکسون با غلظت اولیه ۹ میلی‌گرم درلیتر و زمان ماند ۳ ساعت به میزان ۷۵٪ حذف شد. طبق نتایج حاصله از این تحقیق، زمان پیشنهادی برای انجام واکنش اکسیداسیون در حذف سفتریاکسون حداقل ۳ ساعت می‌باشد. دلیل این امر احتمالاً افزایش زمان ماند کافی برای تولید رادیکال فعال هیدروکسیل و ایجاد فرصت کافی برای واکنش و حمله رادیکال هیدروکسیل به مولکول‌های سفتریاکسون می‌باشد. قلم‌چی و رسولی‌فرد در سال ۲۰۱۱ جهت حذف سفیکسیم تری‌هیدراته با استفاده از اکسیداسیون پیشرفته اکسنده پروکسی‌دی‌سولفات و ایجاد رادیکال‌های فعال آن با استفاده از نانوذرات نقره تثبیت شده بر پایه سیلیکا، راندمان حذف ۹۴ درصد را در pH= ۳/۵۷ و در زمان ماند ۹۰ دقیقه بدست آوردند (۷). جانگ و همکاران نیز در سال ۲۰۱۲ تجزیه آنتی‌بیوتیک آموکسی‌سیلین را بوسیله فرآیندهای فتولیز مستقیم UV و UV/H_2O_2 بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که در زمان ماند ۸۰ دقیقه با روش اکسیداسیون پیشرفته UV/H_2O_2، بیش از ۹۹٪ ترکیب اولیه آموکسی‌سیلین تجزیه می‌شود (۸). جیائو و همکاران (۲۰۰۸) تجزیه تتراسایکلین که یک آنتی‌بیوتیک با حساسیت کم است را با استفاده از اشعه UV بررسی کردند. آن‌ها در زمان ماند بیش از ۳۰۰ دقیقه ۷۳٪ درصد از تتراسایکلین را حذف کردند (۹).

نتایج حاصل از این مطالعه، بیانگر آن است که اکسیداسیون و درصد حذف سفتریاکسون متأثر از pH محلول می‌باشد. بر اساس آزمون تحلیل واریانس یک طرفه بین میانگین درصد حذف سفتریاکسون در pHهای مختلف، اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P=۰/۰۰۹)، به طوری‌که بیشترین درصد حذف در pH=۳ و کمترین درصد حذف در pH های ۷ و ۹ مشاهده شده است. نتایج حاصل از این مطالعه با نتایج حاصل از مطالعه انجام شده توسط قلم‌چی و رسولی‌فرد در سال ۲۰۱۱ مطابقت دارد (۷). روما و همکاران در سال ۲۰۱۱ تجزیه و حذف سیپروفلوکساسین را با استفاده از روش UV/H_2O_2، در سه pH (۳، ۷ و۱۰) در محیط آبی بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که روش UV/H_2O_2 در pH=۳ بسیار موفقیت‌آمیز بوده است (۱۰). نادئو و همکاران در سال ۲۰۰۹ در یک تحقیق مشابه تجزیه داروهای دیکلوفناک، آموکسی‌سیلین و کاربامازپین را تحت تابش اشعه UV در محلول ساده (آب خالص حاوی فقط یک دارو) و سه محلول مخلوط (از ۳ داروی مذکور) همراه با پساب فاضلاب

شهری ارزیابی کردند. آن‌ها دریافتند که با کاهش PH (اسیدی شدن محیط)، میزان تجزیه داروها افزایش می‌یابد (۱۱). المولا و چادوری نیز در سال ۲۰۰۹ گزارش نمودند که در pH کم به علت تشکیل یون‌های اکسونیم[1]، پراکسیدهیدروژن ثابت‌تر است و یون‌های اکسونیوم پایداری H_2O_2 را بهبود می‌بخشند (۱۲). همچنین بابو و همکاران در سال ۲۰۰۸ به این نتیجه رسیدند که افزایش بیش از اندازه pH باعث افزایش تشکیل یون‌های HO_2^- و مصرف رادیکال‌های OH بوسیله یون‌های کربنات و بی‌کربنات می‌شود (۱۳).

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داده است که اکسیداسیون و درصد حذف سفتریاکسون متأثر از غلظت H_2O_2 محلول می‌باشد. بر اساس آزمون تحلیل واریانس یک طرفه بین درصد حذف سفتریاکسون و غلظت‌های مختلف H_2O_2، اختلاف معناداری وجود داشته (P=۰/۰۰۳)، به طوری که بیشترین درصد حذف در H_2O_2 با غلظت ۱۵میلی‌گرم در لیتر بدست آمده است. جانگ و همکاران در سال ۲۰۱۲ تجزیه آموکسی‌سیلین را بوسیله فرآیندهای فتولیز مستقیم UV و UV/H_2O_2 بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که در دوز مشابه UV، ثابت سرعت تخریب آموکسی‌سیلین بطور قابل توجهی با افزایش غلظت H_2O_2 افزایش می‌یابد و هنگامی که H_2O_2 ۱۰mM اضافه شود میزان تجزیه تا ۶ برابر در مقایسه با فتولیز مستقیم با UV یعنی زمانی که از H_2O_2 استفاده نمی‌شود، افزایش می‌یابد و تجزیه بالای ترکیب اولیه آموکسی‌سیلین (بیش از ۹۹٪)، صورت می‌گیرد (۸). روما و همکاران در سال ۲۰۱۱ تجزیه و حذف سیپروفلوکساسین را با استفاده از روش‌های تصفیه فتولیز تنها و UV/H_2O_2 در محیط آبی بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که اضافه کردن H_2O_2 به UV باعث دو برابر شدن سرعت تجزیه نسبت به UV بدون H_2O_2 می‌شود (۱۰).

ایل‌هو و همکاران در سال ۲۰۰۹ فرآیند تجزیه نوری مواد دارویی و محصولات مراقبت فردی را با استفاده ازUV و UV/H_2O_2 بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که اضافه کردن H_2O_2 در طول تصفیه با UV برای بهبود تجزیه مواد دارویی و محصولات مراقبت فردی، بسیار مؤثر است (۱۴).

در مطالعات مشابه زیادی که توسط ورا و همکاران در سال۲۰۱۱ (۱)، وگنا و همکاران در سال ۲۰۰۴ (۱۵)، ارسلان-آلاتان و همکاران در سال ۲۰۰۴ (۱۶)، شیمر و همکاران در سال ۲۰۰۶ (۱۷)، پریئرا و همکاران درسال ۲۰۰۷ (۱۸) و یائو و همکاران در سال۲۰۱۳ (۱۹)، صورت گرفته همگی به این نتیجه رسیدند که به طور کلی H_2O_2 نقش مهمی در اکسیداسیون آنتی‌بیوتیک ایفا می‌کند. به عبارت دیگر یکی از عوامل مهم در واکنش‌های اکسیداسیون پیشرفته که بر سرعت واکنش‌های شیمیایی نیز مؤثر است H_2O_2 می‌باشد. ترکیب فتولیز با پراکسیدهیدروژن که یک اکسیدان قوی است به علت تولید رادیکال‌های هیدروکسیل، باعث آسان‌تر شدن تجزیه شده و راندمان فرآیند بالا می‌رود. ضمناً در تحقیقات انجام شده توسط محققین مذکور، با توجه به ساختار شیمیایی داروی مورد تجزیه و خصوصیات ماتریکس آب و سایر شرایط، از غلظت‌های مختلف H_2O_2 استفاده شده است.

نتایج نشان داده است که اکسیداسیون و درصد حذف سفتریاکسون متاثر ازشدت تابش UV می‌باشد. بیشترین درصد حذف در شدت تابش ۳۶ وات و کمترین درصد حذف در شدت تابش ۱۲وات به دست آمده است.

نادئو و همکاران در سال ۲۰۰۹ در یک تحقیق مشابه تجزیه داروهای دیکلوفناک، آموکسی‌سیلین و کاربامازپین را تحت تابش اشعه UV در محلول‌های مختلف ارزیابی کردند. آن‌ها دریافتند

1. $H_3O_2^+$

که با افزایش شدت تابش، میزان تجزیه داروها افزایش می‌یابد (۱۱).

پارادوس-جویا و همکاران نیز در سال ۲۰۱۱ تجزیه نوری آنتی‌بیوتیک نیترومیدازول را با کمک اشعهUV در محیط‌های آبی بررسی کردند. آن‌ها در تحقیق خود متوجه شدند، به علت اینکه در زمان گندزدایی از UV با شدت تابش کم استفاده می‌شود، نیترومیدازول کامل حذف نمی‌شود، لذا بایستی یا زمان تماس با UV را افزایش داد یا شدت تابش را بیشتر کرد (۲۰).

بر اساس آزمون تحلیل واریانس یک طرفه بین درصد حذف آنتی‌بیوتیک و غلظت‌های اولیه مختلف آنتی‌بیوتیک، اختلاف معناداری وجود دارد (P=۰/۰۰۳)، به طوری که بیشترین درصد حذف سفتریاکسون در غلظت اولیه ۹ میلی‌گرم در لیتر و کمترین درصد حذف در غلظت ۲۷ میلی‌گرم در لیتر به دست آمده است.

بهروزی و همکاران در سال ۲۰۱۱ حذف آنتی‌بیوتیک مترونیدازول از پساب کارخانجات داروسازی را با روش UV/H_2O_2 در یک فتورآکتور پیوسته استوانه‌ای بررسی کردند. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که کاهش غلظت آنتی‌بیوتیک بر افزایش میزان حذف تأثیر مثبت دارد، چون افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک به معنی افزایش ماده تحت تابش است که اولاً به زمان بیشتری برای انجام فرآیند نیاز دارد، ثانیاً ماده به عنوان فیلتر عمل می‌کند و در نتیجه باعث کاهش نفوذ تابش اشعه UV می‌شود. درنتیجه روند افزایش سرعت فرآیند با روند افزایش غلظت ماده (آنتی‌بیوتیک) دو نقطه مقابل یکدیگر می‌باشند (۲۱). در یک تحقیق مشابه دیگر، شائوجان و همکاران در سال۲۰۰۸، تجزیه تتراسایکلین را با استفاده از اشعه UV بررسی کردند. آن‌ها دریافتند که سرعت فتولیز به غلظت اولیه تتراسایکلین وابسته است. بدین صورت که با افزایش غلظت اولیه تتراسایکلین از ۱۰mg/l به ۴۰mg/l، سرعت فتولیز به صورت چشمگیری کاهش می‌یابد (۲۲).

به طور کلی با انجام این تحقیق نتایج زیر حاصل گردید:

- عامل UV همراه با H_2O_2 برای حذف سفالوسپورین‌ها بخصوص سفتریاکسون موثر است و استفاده از این روش می‌تواند مقدار قبل توجهی (۷۵٪) از آنتی بیوتیک سفتریاکسون را از محلولی با غلظت ۹ میلی گرم در لیتر از این آنتی بیوتیک تحت شرایط مناسب در طی زمان تماس ۳ ساعت حذف نماید. برای حذف بیشتر آنتی بیوتیک از محیط‌های آبی با غلظت های بیشتر و یا راندمان بیشتر پیشنهاد می‌گردد زمان‌های ماند طولانی‌تر نیز توسط محققین دیگر مورد بررسی قرار گیرد.

- هرچه زمان انجام واکنش بیشتر شده، درصد حذف بیشتر شده است به طوری که در بالاترین زمان ماند (۳ ساعت) بالاترین راندمان حذف حاصل شده است.

- محیط اسیدی برای حذف سفتریاکسون، از محیط خنثی و قلیایی بهتر بوده است.

- هر چه غلظت پراکسیدهیدروژن بیشر شده، البته تا حد محدودی، درصد حذف بیشتر شده است.

- هر چه شدت تابش لامپ افزایش یابد درصد حذف بیشتر خواهد شد.

تشکر و قدردانی

از مدیرعامل محترم شرکت داروسازی اکسیر بروجرد، مسئول محترم امور اداری و مدیر محترم آزمایشگاه کنترل و سایر پرسنل محترم آزمایشگاه آن شرکت، و همچنین از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی لرستان و مسئول محترم آزمایشگاه دانشکده بهداشت، به خاطر تصویب، تأمین بودجه و همکاری صمیمانه در انجام این تحقیق سپاسگزاری می‌شود.

References

1. Vera H, Lúcia S. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueousmatrices -A-review. J Environ Manage. 2011;92:2304-2347.
2. Rind FMA, Laghari MGH, Memon AH, Mughal UR, Almani F, Memon N, et al. Spectrophotometric Determination of Ceftriaxone Using 4-Dimethylaminobenzalehyde. Pak J Anal Environ Chemosphere. 2008;9:43-48.
3. Elmolla S, Chadhuri M. Comparison of different advanced oxidation processes for treatment antibiotic aqueos solution. Desalination. 2010;256:43-47.
4. Yuan F, Hu C, Hu X, Qu J, Yang M. Degradation of selected pharmaceuticals in aqueous solution with UV and UV/H2O2. Water Res. 2009;43:1766-1774.
5. Heeb MB, Criquet J, Zimmermann-Steffens SG. Oxidative treatment of bromide-containing waters: Formation of bromine and its reactions with inorganic and organic compounds- a critical review. Water Res. 2014;48:15-42.
6. APHA, AWWA, CFWP. Standarad method for examination of water and waste water. 21th edition, American Public Health Association,Washington DC; 2005.
7. Ghalamchi L, Rasouli-Fard MH. Evaluation of removal of cefixime tri-hydrat in contaminated waters by advanced oxidation.The 5th national conference and exhibition on environmental engineering, Tehran, Iran, 2011. (In Persian)
8. Jung Y, GikimW, Yoon Y, Kang JW, Min Hong Y, Wook Kim H. Removal of amoxicillin by UV and UV/H2O2 processes. Sci Total Environ. 2012; 420: 160-167.
9. Jiao S, Zheng S, Yin D, Wang L, Chen L. Aqueous photolysis of tetracycline and toxicity of photocatalytic products to luminescent bacteria. Chemosphere. 2008; 73: 377-382.
10. Roma M, Weller M, Wentzell S. Removal of Ciprofloxacin from Water using Adsorption, UV Photolysis and UV/H2O2 Degradation. Worcester Polytechnic Institute, Worcester; 2011.
11. Naddeo V, Meric S, Kassinos D, Belgiorno V, Guida M. Fate of pharmaceuticals in contaminated urban wastewater effluent under ultrasonic irradiation. Water Res. 2009;43:4019-4027.
12. Elmolla E, Chaudhuri M. Optimization of Fenton process for treatment of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution. J Hazard Mater. 2009;170: 666-672.
13. Bobu M, Yediler A, Siminiceanu I, Schulte-Hostede S. Degradation studies of ciprofloxacin on a pillared iron catalyst. Appl Catal Environ. 2008; 83:15-23.
14. Ilho K, Naoyuki Y, Hiroaki T. Photodegradation of pharmaceuticals and personal care products during UV and UV/ H2O2 treatments. Chemosphere. 2009;77: 518-525.
15. Vogna D, Marotta R, Napolitano A, Andreozzi R, Dischia M. Advanced oxidation of the pharmaceutical drug diclofenac with UV/H2O2 and ozon. Water Res. 2004;38:414-422.

16. Arslan-Alaton I, Dogruel S. Pre-treatment of penicillin formulation effluent by advancedoxidation processes. J Hazard Mater. 2004; 112: 105-113.
17. Shemer H, Kunukcu YK, Linden KG. Degradation of the pharmaceutical metronidazole via UV, Fenton and photo-Fenton processes. Chemosphere. 2006;63: 269-276.
18. Pereira VJ, Weinberg HS, Linden KG, Singer PC. UV degradation kinetics and modeling of pharmaceutical compounds in laboratory grade and surface water via direct and indirect photolysis at 254 nm. Environ Sci Technol. 2007; 41:1682-1688.
19. Yao H, Sun P, Minakata D, Crittenden JC, Huang CH. Kinetics and modeling of degradation of ionophore antibiotics by UV and UV/H2O2. Environ Sci Technol. 2013;47:4581-4589.
20. Prados-Joya G, Sa´nchez-Polo M, Rivera-Utrilla J, Ferro-garcı´a M. Photodegradation of the antibiotics nitroimidazoles in aqueous solution by ultraviolet radiation. Water Res. 2011;45: 393-403.
21. Behrouzi-Navid M, Olya ME, Monakchian K. Removal of Metronidazole in pharmaceutical industrial effluents by UV/H2O2. The 5th national conference and exhibition on environmental engineering, Tehran, Iran; 2011. (In Persian)
22. Shaojun J, Shourong Z, Daqiang Y, Lianhong W, Liangyan C. Aqueous oxy-tetracycline degradation and the toxicity change of degradation compounds in photo-irradiation process. J Environ Sci. 2008; 20: 806-813.