

Effect of UV/H₂O₂ advanced oxidation processes for the removal of naphthalene from the water solution

Karimi B^{1*}, Rajaei M.S¹, Habibi M², Esvand M², Abdollahy M³

1- Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Arak University of Medical Sciences, Arak, Iran

2- Expert Environmental Health, Arak University of Medical Sciences, Arak, Iran

3- Expert of Chemistry Lab, Deputy of Food and Drug Laboratory, Arak University of Medical Sciences, Arak, Iran

Received: 10.Jul.2013, Accepted: 23.Oct.2013

Abstract

Background: Naphthalene is a polyaromatic hydrocarbon (PAH_s) present in many water sediments. This study evaluated the performance of UV/H₂O₂ reaction to decompose naphthalene in the aqueous solution.

Material and method: It was an experimental-laboratory study. A one liter cylindrical glass reactor was used for performing all degradation experiments. The radiation source was a low pressure mercury UV lamp emitting at 254 nm (30 W, UV-C) which was placed above a batch photoreactor for UV/H₂O₂ experiments and different concentrations of H₂O₂ (5, 10, 15, 20, 25 and 30 mg/L) were tested.

Result: In 15 mg/L naphthalene in UV/H₂O₂ system and reaction times 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 100 and 120 minutes, 15, 28, 31, 36, 42, 52, 56, 73 and 59.5% naphthalene removal efficiencies were observed and COD removal efficiencies in reaction times 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 100 and 120 minutes, 22, 38, 45, 61.5, 67.5, 70, 80, 88.5 and 76 % were observed. When the initial pH values were 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10 and 12 the naphthalene removal efficiency was approximately 75.8, 63.4, 62, 58.5, 44.8, 35.8 and 30%, respectively, with UV/H₂O₂ system.

Conclusion: The experimental results of this study suggested that the dosages with 20 mg/L H₂O₂ at pH= 3 with 2.8 W/cm² UV intensity (254 nm) provided the optimal operation conditions for the mineralization of naphthalene yielding a 73% mineralization efficiency after 100 minutes of reaction time.

Keywords: Aqueous Solution, Naphthalenes, UV Light

*Corresponding author:

Address: Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Arak University of Medical Sciences, Arak, Iran

Email: behrozkarimi@arakmu.ac.ir

بررسی فرآیند اکسیداسیون پیشرفته UV/H₂O₂ در حذف نفتالین از محیط آب

بهروز کریمی^{1*}، محمد صادق رجایی¹، مریم حبیبی²، مهری عیسوند²، مهدی عبدالهی³

1. مربی، کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی اراک، اراک، ایران

2. کارشناس بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی اراک، اراک، ایران

3. کارشناس آزمایشگاه معاونت غذا و دارو، دانشگاه علوم پزشکی اراک، اراک، ایران

تاریخ دریافت: 92/4/19 تاریخ پذیرش: 92/8/1

چکیده

زمینه و هدف: نفتالین از هیدروکربن‌های چند حلقه‌ای موجود در اغلب رسوبات آب است. هدف از این مطالعه ارزیابی عملکرد واکنش UV/H₂O₂ در تجزیه نفتالین از محلول آبی است.

مواد و روش‌ها: این تحقیق یک مطالعه تجربی - آزمایشگاهی است. 1 لیتر راکتور شیشه‌ای استوانه‌ای برای انجام تمام آزمایشات تجزیه مورد استفاده قرار گرفت. منبع تابش، لامپ UV کم فشار جیوه‌ای با طول موج 254 نانومتر (W, UV-C 30) که در بالای فتورآندکتور با جریان ناپیوسته جهت انجام آزمایش UV/H₂O₂ قرار داده شده بود. غلظت‌های مختلف H₂O₂ (5، 10، 15، 20، 25 و 30 میلی گرم بر لیتر) آزمایش شد.

یافته‌ها: در غلظت 15 میلی گرم در لیتر نفتالین و زمان‌های ماند 5، 10، 30، 40، 50، 60، 100 و 120 دقیقه راندمان حذف نفتالین در سیستم UV/H₂O₂ به ترتیب برابر با 15، 28، 31، 36، 42، 52، 56، 73 و 59/5 درصد و راندمان حذف COD در زمان‌های ماند 5، 10، 30، 40، 50، 60، 100 و 120 دقیقه به ترتیب برابر با 22، 38، 45، 61/5، 67/5، 70، 80، 88/5 و 76 درصد مشاهده شد. هنگامی که pH اولیه 3، 4، 5، 6، 7، 9، 10 و 12 بود به طور تقریبی راندمان حذف نفتالین به ترتیب 75/8، 63/4، 62، 58/5، 44/8، 35/8 و 30 درصد در سیستم UV/H₂O₂ می‌باشد.

نتیجه‌گیری: نتایج آزمایشات در این مطالعه نشان می‌دهد که دوز 20 میلی گرم بر لیتر H₂O₂ در pH=3 و شدت UV 2/8 W/cm² (254 نانومتر)، شرایط بهینه بهره‌برداری جهت معدنی شدن نفتالین با راندمان حذف 73 درصد بعد از 100 دقیقه زمان واکنش را فراهم می‌نماید.

واژگان کلیدی: نفتالین، اشعه ماوراء بنفش

*نویسنده مسئول: اراک، کوی گلستان، دانشگاه علوم پزشکی، ساختمان شماره 2، دانشکده بهداشت

Email: behrozkarimi@arakmu.ac.ir

مقدمه

احیای آلاینده‌ها از خاک و آب‌های زیرزمینی برای دواستداران محیط زیست اهمیت زیادی دارد. هیدروکربن‌های چند حلقه ای آروماتیک (PAHs) ترکیبات شیمیایی با 2 تا 7 حلقه‌ی بنزنی هستند که بسیار خطرناک بوده و سرطان‌زا می‌باشند (1). نفتالین جزء هیدروکربن‌های آروماتیک است که تجمع آن در محیط زیست از جمله مصب رودخانه‌ها و رسوبات، گزارش شده است. این ترکیب آلی در اثر آلودگی آب‌های زیر زمینی به ترکیبات نفتی می‌تواند وارد منابع آب آشامیدنی شده و از طریق زنجیره غذایی در بدن انسان و در بافت چربی تجمع یابد (2). اگر چه غلظت این ترکیب در آب بسیار کم است اما اثرات آن به شدت زیاد است (3). استاندارد ترکیبات هیدروکربن‌های آروماتیک از جمله نفتالین در آب 0/1 میلی‌گرم در لیتر است (4). از سایر منابع تولید هیدروکربن‌ها، می‌توان به سوزاندن هیدروکربن‌ها (مانند موتور اتومبیل‌ها، زایدات شیمیایی و الکترونیکی و ...) اشاره کرد (4). بنابراین حذف این ترکیبات خطرناک از آب‌های آلوده، رسوبات دریاچه، مخازن نفتی و ... بسیار ضروری به نظر می‌رسد. از روش‌های حذف ترکیبات هیدروکربن می‌توان به روش‌های بیولوژیکی و شیمیایی اشاره کرد. جذب در کربن فعال (Adsorption on activated carbon) (5)، بسترشن (6)، تولید گاز کردن (Biomass gasifiers) (7)، کاربرد همزمان اولتراسونیک و هضم بی‌هوازی مزوفیلیک و ترموفیلیک (Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion) (8)، تجزیه بی‌هوازی (biodegradation) (9)، کاتالیزورهای فلزی (10) و ... می‌توانند برای تجزیه این ترکیب خطرناک استفاده گردند. به علت این که ترکیباتی نظیر نفتالین جزء آلاینده‌های آلی با مقاومت بسیار بالا هستند، روش‌های

بیولوژیکی دارای هزینه بالا و تاثیر کمی در تجزیه آن هستند. بنابراین استفاده از روش‌های شیمیایی بسیار مناسب‌تر است (10). از بین روش‌های مختلف شیمیایی، روش اکسیداسیون با ازن (11)، اکسیداسیون پیشرفته (UV/H₂O₂) و اولتراسونیک اخیراً مورد استفاده و توجه قرار گرفته است (12). روش‌های اکسیداسیون پیشرفته بر مبنای تولید رادیکال OH که قوی‌ترین عدد اکسیداسیون در بین گندزداها را به خود اختصاص داده و مبنای تجزیه مواد آلی است (13). در فرایند UV/H₂O₂، رادیکال OH عمدتاً هنگامی تشکیل می‌شود که H₂O₂ توسط تابش UV در محدوده طول موج 200-280 نانومتر تجزیه گردد. استفاده از پرتو تابشی UV و UV/H₂O₂ با موفقیت در تصفیه و تجزیه NOM استفاده شده است (14). در واقع اشعه ماوراء بنفش در طی عمل اکسیداسیون ترکیبات آلی نقش کاتالستی دارد، یعنی با جذب انرژی اشعه به وسیله ترکیبات آلی، تغییری در اتصال با ترکیبات شیمیایی به وجود می‌آید که منجر به آمادگی آنها برای اکسیداسیون شیمیایی می‌گردد. اشعه در ایجاد رادیکال‌های هیدروکسیل از آب اکسیژنه نیز نقش دارد و این رادیکال‌ها به علت دارا بودن پتانسیل اکسیدکنندگی بیشتر نسبت به آب اکسیژنه، مواد موجود در فاضلاب را به آسانی اکسید می‌نمایند (15). این روش از لحاظ زیست محیطی مطلوبتر است، چرا که ترکیبات باقی مانده مضر کمتری در آب از خود بر جای می‌گذارد و از طرفی سهولت کاربرد آن، از مزیت‌های این فرآیند است. این روش همچنین در تخریب مواد شیمیایی به خوبی عمل نموده و ترکیبات آلی موجود در فاضلاب را نیز کاهش می‌دهد. اما هزینه‌های بالای آن می‌تواند به عنوان یک عامل بازدارنده تلقی شود. پیچیدگی راه اندازی و هزینه‌های جانبی تصفیه از مهم‌ترین عیوب این روش به شمار می‌آیند. در این روش شدت نور ماوراء بنفش، مقدار آب اکسیژنه، pH و ساختار ماده آلی از

عوامل موثر در حذف ترکیبات آلی به حساب می‌آیند (16)، در مطالعه ای با عنوان تصفیه فاضلاب مصنوعی حاوی نفتالین با استفاده از نانو ذرات دی اکسید تیتانیوم تثبیت شده بر روی کربن فعال که توسط خدادادی و همکارانش در سال 1390 انجام شد، نتایج نشان دادند که فرآیند اکسیداسیون فتوشیمیایی UV/H₂O₂/TiO₂، با کاهش غلظت نفتالین بازدهی حذف افزایش پیدا نموده به طوری که در غلظت 100 ppm مقدار حذف نفتالین بعد از 3 ساعت برابر با 92 درصد است در صورتی که در غلظت 25 ppm تقریباً در 2 ساعت بازدهی حذف کامل است. در pH= 11 بیشترین بازدهی حذف نفتالین صورت گرفته و بعد از مدت 1/5 ساعت غلظت نفتالین از 100 ppm به 10ppm رسید. درصد حذف نفتالین با استفاده از این روش بالغ بر 90 درصد بوده است (17). پرتو فرابنفش نقش مهمی در فرآیند اکسیداسیون فتوشیمیایی دارد. افزایش شدت نور ماوراء بنفش موجب افزایش غلظت رادیکال هیدروکسیل شده و در نتیجه سرعت حذف مواد آلی را افزایش می‌دهد (18، 19). با این حال، به دلیل جذب شدید UV توسط آب جهت انجام تصفیه موثر، نیاز به دوز UV بالاتر و یا H₂O₂ با غلظت بیشتری خواهد بود (18). بنابراین استفاده همزمان از ترکیب UV/H₂O₂ با توجه به اثر هم افزایی این دو اکسید کننده، در مجموع تجزیه آلاینده‌های آلی را بهبود می‌بخشد. در مطالعه‌ای که توسط آلتون و همکاران در 2010 روی تجزیه ترکیب نفتالین دار J-Acid توسط فرآیند H₂O₂/UV-C انجام گرفت دیده شد با این روش سمیت این ترکیب کاهش می‌یابد. همچنین با این روش COD و TOC نیز بیش از 50 درصد کاهش خواهد یافت. همچنین اثر هم افزایی H₂O₂ روی UV-C در تجزیه مواد آلی نیز به اثبات رسیده است (19).

با توجه به این که وجود هیدروکربن‌های آلی خصوصاً نفتالین در پساب صنایع، واحدهای پتروشیمی و

معادن زغال سنگ موجب آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی می‌شود و تهدیدی برای سلامتی انسان و سایر حیوانات می‌گردد (20)، استفاده از روش‌های کاربردی برای تجزیه آنها اهمیت بسیار زیادی دارد. بنابراین هدف از این مطالعه، تجزیه ترکیب حلقوی آلی نفتالین توسط کاربرد مخلوطی از دو اکسید کننده UV و H₂O₂ در طی فرآیند اکسیداسیون پیشرفته UV/H₂O₂ می‌باشد.

مواد و روش‌ها

مواد شیمیایی مورد استفاده: نفتالین ساخت

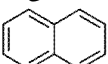
شرکت Merck آلمان، سولفات آهن FeSO₄ (7H₂O)، H₂O₂ (30 درصد وزنی)، NaOH، H₂SO₄، استیک اسید (CH₃COOH)، دی کرومات پتاسیم (K₂Cr₂O₇)، سولفات جیوه (HgSO₄)، سولفات نقره (Ag₂SO₄) و پتاسیم هیدروژن فتالات (KHP) (از شرکت MERCK)، پتاسیم دی کرومات، فرو سولفات آمونیوم 0/25 نرمال، اسید سولفوریک 0/1 مولار و هیدروکسید سدیم 0/1 مولار برای تنظیم pH، سولفات جیوه (HgSO₄)، دی اکسید تیتانیوم TiO₂ (متوسط اندازه اولیه ذرات 21 nm و سطح ویژه 50±15) و H₂O₂ (30 درصد) خریداری گردید.

نمونه فاضلاب: ابتدا محلول استوک 1000

میلی گرم در لیتر نفتالین تهیه گردید و در 4 درجه سانتی گراد و بدون رسیدن نور نگهداری شد. سپس از محلول مادر با توجه به غلظت مورد نیاز در مطالعه، حجم مورد نظر برداشت و مورد استفاده قرار گرفت. برای تهیه محلول، مقدار 1 گرم از پودر خالص رنگ را در حجم یک لیتر آب مقطر حل نموده، بدین ترتیب غلظت محلول مادر 1000 میلی گرم در لیتر به دست آمد. مشخصات هر نفتالین در جدول 1 آمده است. برای انحلال مناسب نفتالین، ابتدا از الکل متانول 99/8 درصد مرک به عنوان حلال استفاده

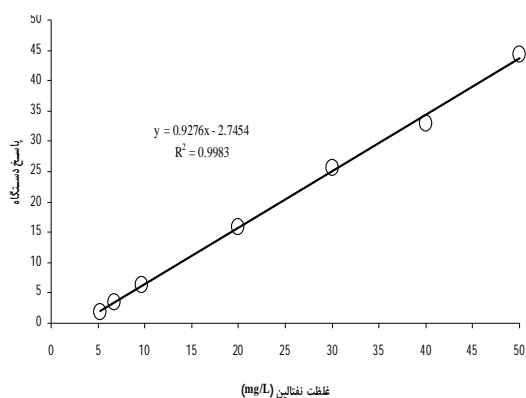
گردید و بعد به حجم مناسب رسید. غلظت‌های 5، 10، 15، 30 و 60 میلی گرم در لیتر نفتالین مورد بررسی قرار گرفت.

جدول 1. مشخصات هیدروکربن نفتالین

نفتالین	ساختار شیمیایی
	
218 درجه سانتی‌گراد	نقطه جوش
80/5 درجه سانتی‌گراد	نقطه ذوب
C ₁₀ H ₈	فرمول شیمیایی
128/19 گرم بر مول	وزن مولکولی (گرم بر مول)
254 نانومتر	طول موج حداکثر جذب (نانومتر)
32 میلی‌گرم بر لیتر	حلالیت در 20 درجه سانتی‌گراد
20 متر مکعب آب به متر مکعب هوا	ثابت هنری

تابش نور می‌شود. لذا تمام آزمایشات در فاصله 10 سانتی‌متر از راکتور انجام گرفت. در هر مرحله غلظت‌های 5، 10، 15، 30 و 60 میلی‌گرم بر لیتر از محلول نفتالین وارد راکتور شده تحت تاثیر تابش UV و غلظت‌های H₂O₂ (5-30) میلی‌گرم بر لیتر قرار گرفت. در طی تابش پرتو UV، محلول با سرعت ثابت 80 دور در دقیقه هم زده شد و نهایتاً پس از گذشت زمان مانده‌های 5، 10، 30، 40، 50، 60، 100 و 120 دقیقه، 2 میلی‌لیتر از نمونه جهت بررسی غلظت نفتالین و COD توسط دستگاه اسپکتروفتومتر Dr5000 مورد بررسی قرار گرفت. شکل 1 شماتیکی از فرآیند فتوکاتالیستی را نشان می‌دهد. کلیه آزمایش‌ها شامل تعیین مقادیر بهینه pH و نیز زمان واکنش در مراحل مجزا و در دمای محیط انجام گرفت. در هر مرحله با ثابت نگه داشتن تمامی متغیرها و تنها با تغییر یک متغیر، مقدار برای پارامتر مورد نظر تعیین گردید.

مراحل آزمایش: این تحقیق یک مطالعه توصیفی - تحلیلی و از نوع تجربی - آزمایشگاهی است. مطالعه حاضر در مقیاس آزمایشگاهی و به صورت ناپیوسته انجام گرفت. آزمایش‌های مربوط به فرآیند اکسیداسیون پیشرفته در ظرف راکتور به حجم مفید 1 لیتر از جنس پیریکس و مجهز به همزن، محل تزریق و خروج نمونه و خروجی فاضلاب و.... استفاده گردید. منبع تابش 2 عدد لامپ UV-C کم فشار جیوه‌ای با طول موج 254 نانومتر (30W UV-C)، تولید شده توسط فیلیپس، هلند) که در بالای فتو راکتور با جریان ناپیوسته برای انجام آزمایش UV/H₂O₂ قرار داده شد بود. غلظت‌های مختلف H₂O₂ (5، 10، 15، 20، 25 و 30 میلی‌گرم بر لیتر) مورد آزمایش قرار گرفتند. مبنای افزودن حجم‌های پراکسید هیدروژن بر اساس مطالعات پیلوت قبلی بوده است. میزان شار انرژی توسط دو لامپ 2/8 وات بر سانتی‌متر مکعب می‌باشد. تغییر در فاصله بین لامپ UV و راکتور موجب تغییر در شدت



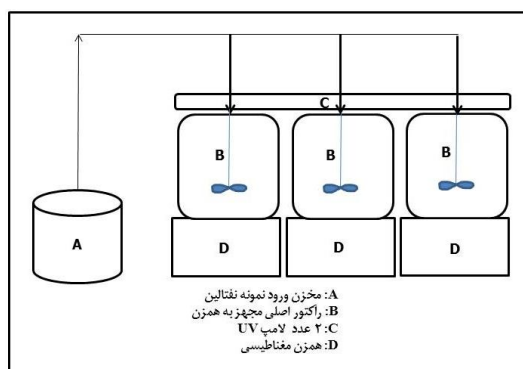
نمودار 1. منحنی کالیبراسیون برای نفتالین در دستگاه اسپکتروفتومتر

هر آزمایش در سه مرحله تکرار شد و نتایج به دست آمده با استفاده از نرم افزار آماری SPSS نسخه 14، اکسل 2010 آنالیز شدند. مقادیر میانگین برای هر پارامتر محاسبه و پس از مقایسه با استانداردها نمودارهای مربوطه ترسیم شد. با توجه به سنجش مقادیر ورودی و خروجی نفتالین از رآکتور، نیاز به بررسی اختلاف بین دو متغیر کمی - کمی در ورودی و خروجی خواهد بود. ابتدا از آزمون کولموگروف اسمیرنوف جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها استفاده شده و در صورت نرمال بودن داده‌ها ($>0/05$) معناداری آماری) از تست آماری آنووا استفاده گردد.

یافته‌ها

تأثیر پراکسید هیدروژن: چگونگی تغییرات

راندمان حذف نفتالین موجود در محلول واکنش نسبت به تغییرات H₂O₂ در نمودار 2 نشان داده شده است. با توجه به نمودار ملاحظه می‌گردد که با افزایش زمان ماند تا 30 دقیقه و افزایش غلظت پراکسید هیدروژن بر راندمان حذف نفتالین افزوده می‌شود. راندمان حذف نفتالین در زمان ماند 120 دقیقه هم کاهش می‌یابد و به حدود 40-55 درصد می‌رسد. بیشترین کاهش غلظت در زمان ماند 90 دقیقه می‌باشد.



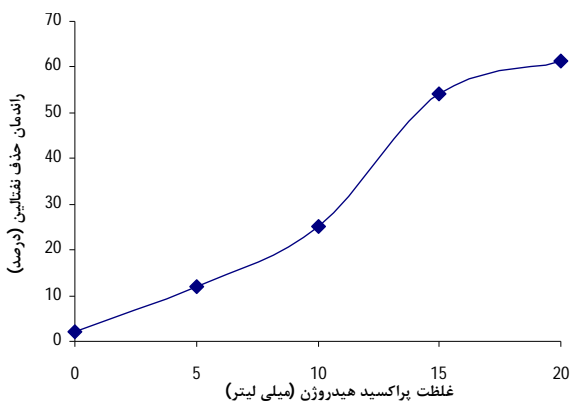
شکل 1. شماتیکی از فرآیند اکسیداسیون پیشرفته UV/H₂O₂

دستگاه‌های مورد استفاده: جهت سنجش

غلظت نفتالین از اسپکتروفتومتر در طول موج استفاده شد. نمودار 1 کالیبراسیون برای نفتالین در دستگاه اسپکتروفتومتر را نشان می‌دهد. پس از تریق محلول‌های استاندارد و رسم منحنی کالیبراسیون، غلظت نفتالین مورد سنجش قرار گرفت. برای اندازه‌گیری COD نمونه‌های ورودی و خروجی از رآکتور (مدل COD Hach (DR/5000 و دستگاه اسپکتروفتومتر (مدل Aquarius CECIL) استفاده شد. دستگاه pH متر (مدل HQ 40d HACH) برای تنظیم pH محیط واکنش مورد استفاده قرار گرفت. به منظور حذف اثر H₂O₂ روی COD، به محلول، 0/1 گرم اکسید منگنز به مدت 15 دقیقه قبل از اندازه‌گیری COD افزوده شد. COD با روش موجود در کتاب استاندارد بخش، APHA5220 سنجش گردید (21). جهت اندازه‌گیری غلظت H₂O₂ در محلول از روش تیتراسیون با پرمنگنات پتاسیم استفاده گردید. 250 میلی‌لیتر نمونه وارد دو بشر شد و به آن 100 میلی‌لیتر و 10 میلی‌لیتر H₂SO₄ 2 مولار افزوده شد و سپس محلول‌ها با استاندارد پرمنگنات پتاسیم 0/02 مولار تیترا شد و تیتراسیون تا ظهور رنگ صورتی ادامه یافت (22).

تأثیر تابش UV بر حذف نفتالین: هدف از

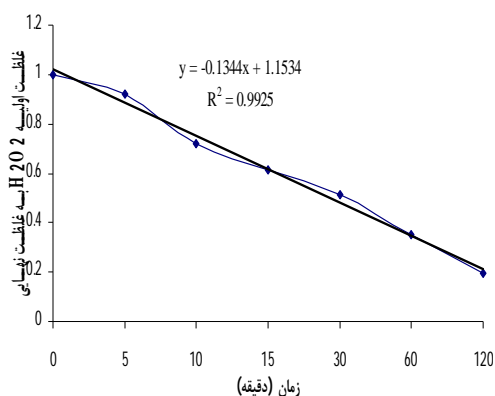
انجام این مرحله از آزمایش تعیین تأثیر پرتو UV (فتواکسیداسیون) در کاهش نفتالین از محیط آبی بوده است. برای این منظور پرتو UV با شدت تابش 2/8 وات بر سانتی متر مکعب در 6 سطح زمان مختلف بر حسب دقیقه شامل 5، 10، 15، 30، 60، 120 در غلظت‌های نفتالین 5، 10، 15، 30 و 60 میلی گرم در لیتر نفتالین در pH خنثی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از این آنالیز در جدول 2 نشان داده شده است.



نمودار 2. راندمان حذف نفتالین در حضور غلظت‌های مختلف پراکسید هیدروژن (pH 6-7)

جدول 2. راندمان حذف نفتالین به وسیله پرتو UV-C با شدت پرتو دهی 2/8 وات بر سانتی متر مکعب (pH خنثی)

غلظت نفتالین (میلی گرم در لیتر)					مراحل
60	30	15	10	5	زمان های تابش UV
0/024	0/019	0/012	0/012	0/08	5 دقیقه
0/03	0/05	0/08	0/08	0/1	10 دقیقه
0/01	0/03	0/5	0/6	0/8	15 دقیقه
2/3	3/5	4/6	5/9	8/2	30 دقیقه
7/2	8/3	9/7	11	13/1	60 دقیقه
20/9	22/7	23/9	25/3	27/7	120 دقیقه



نمودار 3. تجزیه پراکسید هیدروژن در فرایند UV/H₂O₂ (غلظت H₂O₂ اولیه 20 mg/L در حضور پرتو UV)

تأثیر UV/H₂O₂ بر حذف نفتالین: فتولیز

مستقیم H₂O₂ در طی فرآیند UV/H₂O₂ در آب خالص در اثر تابش پرتو UV در نمودار 3 آمده است. فتولیز مستقیم H₂O₂ منجر به تولید OH رادیکالی می‌گردد که نهایتاً نفتالین موجود در نمونه را تجزیه می‌نماید. همان طور که در نمودار 3 دیده می‌شود با افزایش زمان در اثر تابش پرتو UV غلظت اولیه H₂O₂ درون آب، رو به کاهش است به طوری که در زمان ماند 5 دقیقه 0/92 مقدار غلظت اولیه H₂O₂ به غلظت نهایی آن 0/92 و در زمان 60 دقیقه به 0/35 می‌رسد.

در این بخش به بررسی تأثیر همزمان زمان‌های ماند

5، 10، 15، 20، 30، 40، 50، 60، 100 و 120 دقیقه و غلظت

پراکسید هیدروژن بین 5-20 میلی گرم بر لیتر در pH خنثی

پرداختیم. در نمودارهای 4 و 5 تأثیر فرآیند UV/H₂O₂ در

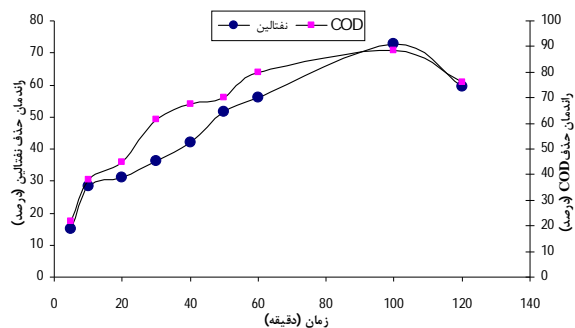
حذف نفتالین در زمان‌های ماند مختلف در pH خنثی آمده

نمودار 4. تاثیر زمان ماند و غلظت پراکسید هیدروژن در راندمان حذف نفتالین و COD در فرآیند UV/H₂O₂ (در pH خنثی)

تاثیر مقادیر pH اولیه محلول: از پارامترهای

دیگر موثر بر فرآیند pH می باشد. جدول 3 به بررسی تاثیر pH بر راندمان حذف نفتالین (درصد) در فرآیند UV/H₂O₂ می پردازد. با توجه به این که مقادیر تجزیه پراکسید هیدروژن و COD از کنتیک درجه اول پیروی می کنند، می توان میزان تجزیه نفتالین در زمان را به دست آورد که در جدول 2 علاوه بر راندمان حذف میزان تجزیه (در دقیقه) هم آمده است. راندمان حذف Fe⁰ در pH های 3، 4، 5، 7، 9، 10 و 12 به طور متوسط 53 درصد می باشد و میزان تجزیه نفتالین به طور متوسط (در دقیقه) $0/65 \times 10^{-3}$ می باشد.

است. همان طور که دیده می شود در غلظت 15 میلی گرم در لیتر نفتالین راندمان حذف در زمان های ماند 5، 10، 30، 40، 50، 60، 100 و 120 دقیقه به ترتیب برابر با 15، 28، 31، 36، 42، 52، 56، 73 و 59/5 درصد می باشد (نمودار 4). همچنین راندمان حذف COD در این زمان ماندها به ترتیب برابر با 22، 38، 45، 61/5، 67/5، 70، 80، 88/5 و 76 درصد می باشد (نمودار 5). در سایر غلظت های تقریباً نتایج مشابهی به دست آمد. با افزایش زمان ماند تا 100 دقیقه و افزایش غلظت H₂O₂ تا 20 میلی گرم بر لیتر بر راندمان حذف نفتالین افزوده می شود.



جدول 3. تاثیر مقادیر pH اولیه محلول در حذف و میزان تجزیه نفتالین از محیط آبی در فرآیند UV/H₂O₂ در مدت زمان 30 دقیقه، غلظت 15 میلی گرم در لیتر نفتالین و غلظت 20 میلی گرم در لیتر پراکسید هیدروژن

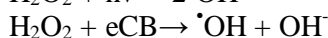
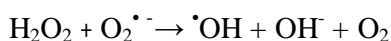
میزان تجزیه (min ⁻¹)	درصد حذف	pH نهایی	pH اولیه
$10^{-3} \times 1/34$	75/8	2/9	3
$10^{-3} \times 0/72$	63/4	3/56	4
$10^{-3} \times 0/56$	62/2	4/43	5
$10^{-3} \times 0/54$	58/4	6/55	7
$10^{-3} \times 0/42$	44/8	8/91	9
$10^{-3} \times 0/33$	35/8	9/83	10
$10^{-3} \times 0/20$	30	11/6	12

خلاصه ای از نتایج آنالیز آماری در جدول 4 آمده است.

جدول 4. آنالیز آنوا برای اکسیداسیون غلظت‌های مختلف نفتالین، زمان‌های ماند، غلظت H₂O₂ و فرآیند UV/H₂O₂

پارامترها	تعداد گروه‌ها	F	معناداری	F crit
غلظت نفتالین	6	0/086	0/715	3/284
زمان ماند	6	3/162	0/012	2/324
غلظت H ₂ O ₂	9	2/872	0/029	2/695
فرآیند UV/H ₂ O ₂	9	3/87	0/007	3/960

در برخورد با سایر ملکول‌های H₂O₂ رادیکال پراکسید و هیدروکسیل تولید می‌نماید.



البته در زمان ماند بیش از 90 دقیقه به دلیل اتمام

اکسید کننده در محیط، از راندمان حذف نفتالین کاسته می‌شود. همان گونه که در نمودارهای 2 و 3 دیده می‌شود، در زمان ماند 90 دقیقه و غلظت پراکسید هیدروژن 20 میلی گرم بر لیتر، حداکثر راندمان حذف نفتالین 62 درصد به دست آمد. وقتی که پراکسید هیدروژن کافی در محلول وجود دارد، تا زمانی که واکنش رادیکال HO₂[•] از OH[•] کمتر است، رقابت مواد آلی برای واکنش با رادیکال‌های هیدروکسیل وجود دارد. دانشور و همکاران (24) در خصوص حذف مواد آلی با استفاده از UV/H₂O₂ نشان دادند که با افزایش H₂O₂، میزان حذف مواد آلی افزایش یافته که با نتایج این مطالعات مطابقت دارد (24). دلیل این امر آن است که پراکسید هیدروژن در غلظت‌های بالاتر به عنوان یک عامل رباینده (Scavenger) برای رادیکال‌های هیدروکسیل عمل می‌نماید (25). در مطالعه انجام شده توسط کروتوف و همکاران در زمینه حذف ترکیبات آلی به کمک واکنش H₂O₂/UV نیز نسبت مشابهی گزارش گردید (26).

تأثیر تابش UV بر حذف نفتالین: دوز UV

مورد نیاز جهت حذف مواد آلی و گندزدایی، توسط پریرا و همکاران، 40-140 میلی ژول بر سانتی متر مربع که معادل 100-1/5 وات بر سانتی متر مربع تعیین گردید (27). در این مطالعه از 2 لامپ UV با طول موج 254 نانومتر و شدت

همان گونه که از نتایج آنالیز آماری مشخص است، افزایش غلظت‌های نفتالین تأثیر مطلوبی در فرآیند UV/H₂O₂ دارد، به طوری که افزایش غلظت نفتالین به کاهش راندمان حذف منجر می‌شود. از سوی دیگر افزایش غلظت H₂O₂ دارای نتایج معناداری در حذف نفتالین از محیط آبی می‌باشد (p=0/029). اما فرآیند UV/H₂O₂ دارای نتایج بهتری نسبت به کاربرد H₂O₂ به تنهایی می‌باشد (p=0/007).

بحث

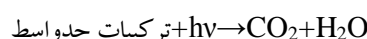
تأثیر پراکسید هیدروژن: نتایج بیانگر آن

است که با افزایش مقادیر پراکسید هیدروژن، میزان حذف نفتالین و COD در نمونه‌ها افزایش یافته است. بیشترین میزان حذف در غلظت 20 میلی گرم در لیتر پراکسید هیدروژن بوده است. در غلظت 30 میلی گرم در لیتر پراکسید هیدروژن، کاهش راندمان حذف را خواهیم داشت. همان گونه که در نمودارهای 2 و 3 دیده می‌شود، با افزایش غلظت پراکسید هیدروژن و زمان ماند، بر راندمان حذف نفتالین افزوده می‌شود. پراکسید هیدروژن به عنوان یک اکسید کننده قوی، نفتالین را به ترکیبات جانبی تجزیه می‌نماید. قدرت اکسیداسیون H₂O₂ در محدوده 1/78 الکترون و ولت قرار دارد. همچنین این اکسید کننده به دلیل تولید رادیکال هیدروکسیل و ممانعت از ایجاد حفره الکترونی (inhibition of electron/hole) موجب تجزیه ترکیبات آلی مطابق واکنش‌های زیر می‌گردد (23). الکترون رها شده از پراکسید هیدروژن جذب اکسیژن می‌گردد، اکسیژن رادیکالی O₂^{•-} ایجاد می‌گردد که خود

است. ریواس و همکارانش به بررسی قابلیت تجزیه پذیری اسفنتاین توسط فرآیند UV/H₂O₂ (UV در طول در موج 254 نانومتر) پرداختند. در زمان ماند 5 دقیقه و غلظت H₂O₂ برابر 10 میلی مول، 60 درصد حذف به دست آمد در حالی که در زمان ماند 10 دقیقه تجزیه کامل آلاینده اسفنتالین به دست آمد. غلظت 400 میلی مول از H₂O₂ راندمان حذف کاهش یافت. فتولیز مستقیم اسفنتاین نیز به آهستگی صورت گرفت (31).

تابش UV از طریق فتولیز H₂O₂ یا از طریق فرآیندهای نوری-القایی شبیه واکنش فوتوفنتون، موجب تولید رادیکالهای OH و فتولیز مستقیم مولکولهای هدف و تبدیل و تجزیه آن بر قطعات کوچکتر می گردد. مکانیسمهای زیر اتفاق می افتد (19).

ترکیبات حدواسط $x + hv \rightarrow$



در اثر فتولیز H₂O₂ (254 UV) رادیکال

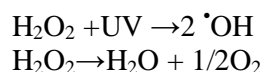
OH^{*} تولید می شود. در آب خالص، H₂O₂ توسط تابش UV می تواند به آب و اکسیژن تجزیه شود اما در این میان رادیکالهای OH^{*} و HO₂^{*} نیز تولید می گردند. در حضور ترکیبات آلی نظیر نفتالین، OH^{*} تولید شده توسط فتولیز H₂O₂ می تواند نفتالین را اکسید کند و نهایتاً منجر به معدنی شدن آن گردد. در این فرآیند ترکیبات آلی توسط ترکیبات رادیکالی نظیر OH^{*}، HO₂^{*}، H₂O₂/HO₂^{*} و H₂O₂/H₂O با پتانسیل اکسیداسیون 2/53، 1/43 و 1/76 ولت به ترتیب تجزیه می شوند (32). در این فرآیند، افزودن اشعه UV موجب افزایش قدرت اکسیداسیون H₂O₂ در تجزیه ترکیبات آلی به دلیل تشکیل رادیکالهای OH^{*} می گردد. در ابتدا آلایندههای آلی اشعه UV را جذب می کنند و تغییراتی در ساختار مولکولی نفتالین در حضور اکسیدان H₂O₂ ایجاد می شود. در مرحله بعد تابش UV به عنوان کاتالیزور موجب شکستن H₂O₂ به دو رادیکال OH می گردد. رادیکالهای تشکیل شده موجب شکستن باندهای C=C و O=O در ملکول نفتالین مطابق مکانیسمهای زیر می شود (33).

2/8 وات بر سانتی متر مربع استفاده گردید. با توجه به جدول 2، راندمان فرآیند فتوکاتالیستی برای غلظت اولیه نفتالین 5 میلی گرم بر لیتر، با افزایش زمان پرتودهی از 5 به 120، راندمان حذف از 0/08 به 27/7 می رسد. فتواکسیداسیون نفتالین توسط تابش نور UV در pH=7 در جدول 2 نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می گردد غلظت نفتالین با افزایش زمان تابش کاهش می یابد. طبق مطالعه ای که توسط ساباط و همکاران روی حذف PAHs صورت گرفت، با افزایش تعداد اتمهای کلر در ترکیبات آروماتیک، قدرت تجزیه ترکیبات آلی توسط تابش UV کاهش می یابد (28). در این مطالعه در زمان تابش 120 دقیقه، راندمان حذف نفتالین در غلظت های 5، 10، 15، 30 و 60 میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر با 33، 28، 25/6، 24 و 21 درصد بود. طبق گزارش وگنا، فتولیز مستقیم می تواند ترکیب آلی در کلروفنات را در طی 30 دقیقه تجزیه نماید و بعد از 30 دقیقه راندمان حذف دی کلوفن توسط لامپ UV 17 وات در طول موج 254 نانومتر با قدرت تابش 6⁻ 2/7×10 درصد رسید (29). UV از طریق شکستن باندهای -SO₂- و نیز C-S و N-H موجب شکستن ترکیبات آلی نظیر نفتالین و ترکیبات آروماتیک می گردد. هنگامی که دوز UV برابر 230 میلی ژول بر سانتی متر مربع بود، راندمان حذف ترکیبات آلی حلقوی بین 3 درصد برای دیکلروفن تا حدود 90 درصد برای توفیلین گزارش گردید (30).

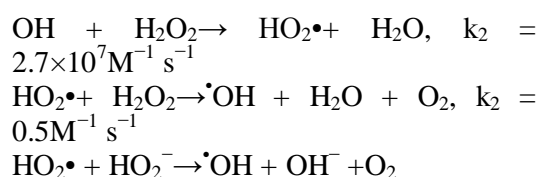
تأثیر UV/H₂O₂ بر حذف نفتالین: همان

طور که در نمودار 5 دیده می شود، در زمان ماند 5 تا 120 دقیقه و در غلظت اولیه نفتالین 20 میلی گرم بر لیتر و pH خنثی راندمان حذف نفتالین بین 15 تا 72 درصد می باشد. در زمانهای ماند بیش از 100 دقیقه، راندمان حذف کاهش یافت به طوری که در زمان ماند 120 دقیقه، راندمان حذف از 72 درصد به مقدار 59/5 درصد کاهش یافت. این بیانگر این مطلب است که با افزایش زمان ماند از مقادیر موثر پراکسید هیدروژن کاسته شده است به طوری که در واکنش با UV مقادیر موثری رادیکال هیدروکسیل تولید نشده

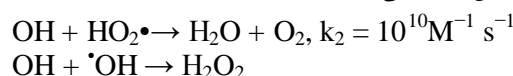
واکنش‌های آغازین:



ادامه واکنش‌ها



واکنش‌های نهایی:



در مطالعه شمر و لیندن تجزیه ترکیبات PAH

توسط فتولیز مستقیم توسط لامپ UV کم فشار صورت پذیرفت. مقدار راندمان حذف 6-15 درصد در تابش UV با مقدار 1000 میلی ژول بر سانتی متر مربع و غلظت اولیه PAH معادل 0/3-0/4 میلی گرم بر لیتر به دست آمد. به هر حال با افزودن 0/3 میلی مول (10 میلی گرم بر لیتر) از H₂O₂ راندمان حذف به طور معنی داری افزایش یافت و با افزایش غلظت H₂O₂ به مقدار 0/75 میلی مول میزان حذف افزایش یافت. افزایش بیشتر H₂O₂ موجب کاهش راندمان حذف در طی فرآیند UV/H₂O₂ گردید (34).

تاثیر pH بر فرآیند H₂O₂/UV در حذف نفتالین: در این پژوهش تأثیر pH‌های مختلف در حذف نفتالین مورد بررسی قرار گرفت. به طوری که کمترین میزان حذف (با مقدار ثابت پراکسید هیدروژن اضافه شده) در pH قلیایی (pH=10-12) رخ داده که نشان دهنده بیشترین میزان غلظت نفتالین در این pH است. در pH اسیدی راندمان حذف نفتالین به 73 درصد رسید. بنابر این این pH به عنوان معیاری در حذف مواد آلی توسط پراکسید هیدروژن مورد توجه قرار می‌گیرد در همه آزمایشات، تجزیه نفتالین به طور تقریبی از معادله کینتیک درجه اول پیروی می‌کند به طوری که بر اساس این معادله داریم $\ln \frac{c_t}{c_0} = kt + y$ که y ثابت می‌باشد. t زمان واکنش بر حسب دقیقه، k ثابت سرعت واکنش (min⁻¹) و c_t و c₀ غلظت اولیه نفتالین و غلظت پس از انجام واکنش بر حسب میلی گرم در زمان t = t و t = 0 می‌باشد. مقادیر K حاصل

از تجزیه نفتالین برابر $1/34 \times 10^{-3}$ تا $0/54 \times 10^{-3}$ در مقادیر pH 3 و 12 و در زمان ماند 30 دقیقه می‌باشد. یعنی در pH‌های کمتر سرعت واکنش‌ها بیشتر است. همان طور که در جدول 3 دیده می‌شود با کاهش pH محلول و افزایش زمان تجزیه نفتالین شرایط اسیدی در محیط حاکم می‌شود که بیانگر تجمع ترکیبات اسیدی حد واسط در طی فرآیند UV/H₂O₂ است. مشابه چنین نتایجی از مطالعه‌ای که زازو و همکاران در سال 2005 در تجزیه فنل به دست آمد (35). برای حذف نفتالین در فرآیند UV/H₂O₂ مقدار pH بین 4-6 ایده‌آل است. راندمان حذف نفتالین با غلظت بین 20 میلی گرم بر لیتر توسط روش UV/H₂O₂ بیشتر از UV و H₂O₂ به تنهایی است. در pH 3-4 راندمان حذف نفتالین توسط فرآیند UV/H₂O₂ می‌تواند تا 63-76 درصد به دست آید در حالی که در فرآیند تابش UV و H₂O₂ به تنهایی در همان غلظت نفتالین و در pH=4 راندمان حذف کمتر از 55 درصد و 50 درصد به دست آمد. علت این است که در محیط اسیدی، پتانسیل احیای سیستم کاهش می‌یابد. بدین طریق تولید رادیکال OH افزایش می‌یابد تنظیم pH اولیه فاضلاب در سطح بهینه مستلزم مصرف میزان قابل توجهی اسید می‌باشد، که بر اقتصادی بودن فرآیند تأثیر می‌گذارد. مطالعه انجام شده توسط آویسارو همکاران در رابطه با تصفیه ترکیب سولفامتوکسازول توسط UV و بررسی تأثیر pH، نشان داد که افزایش pH از 5 به 7 می‌تواند سبب کاهش سرعت تجزیه سولفامتوکسازول می‌گردد (36). تبدیل سریع و آسان H₂O₂ به رادیکال OH در نتیجه تابش UV موجب افزایش راندمان تجزیه نفتالین و تبدیل آن به ترکیبات خطی و بی‌خطر از مزایای استفاده از UV/H₂O₂ است (37).

تاثیر زمان ماند در فرآیند UV

H₂O₂ در حذف نفتالین: همان طور که در نمودارهای 3 و 4 مشاهده می‌شود در تمام غلظت‌های مورد بررسی، ابتدا با افزایش مقدار H₂O₂ و زمان ماند به غلظت نفتالین از 20 میلی گرم بر لیتر به مقدار 5، 6، 8 و 10 میلی گرم بر لیتر کاهش یافت. سپس با افزایش بیشتر در غلظت واکنش‌گرها،

راندمان حذف به میزان کمتری افزایش یافته است، هر چند که در مورد غلظت 50 میلی گرم بر لیتر نفتالین، تغییرات چندانی در میزان حذف نفتالین رویت نگردید. در مطالعه‌ای که توسط استپنوسکی و همکاران روی تجزیه فتوشیمیایی 1,2-DCE در غلظت (حدود 200 گرم در لیتر) از پساب فاضلاب‌های پتروشیمی صورت گرفت مشخص گردید زمان ماند بسیار طولانی (24-3 ساعت) لازم است تا تمام آلاینده‌های حذف گردد. همچنین مشخص گردید ترکیبی از تابش UV همراه با H₂O₂ موجب بهبود تجزیه 1,2-DCE در مقایسه با کاربرد H₂O₂ به تنهایی خواهد داشت (38). توجه شود که فرآیند اکسیداسیون در روش UV/H₂O₂ وابسته به شرایط بهره‌برداری واکنش است که می‌تواند در عملکرد تصفیه در حذف نفتالین تاثیرگذار باشد. متغیرها تاثیر گذار شامل غلظت نفتالین، سایر ترکیبات آلی موجود در نمونه، انتقال نور UV به محلول که توسط سنجش کدورت یا رنگ مشخص می‌شود. وجود مواد معدنی محلول (از قبیل کربنات‌ها و آهن)، هم چنین غلظت H₂O₂ به کار رفته و pH محلول در حین فرآیند بسیار اهمیت دارد (38, 39).

علی‌رغم مزایای فراوان فرآیند UV/H₂O₂ برخی محدودیت‌ها نیز وجود دارد. جذب مولی UV توسط H₂O₂ در طول موج 300-200 نانومتر کم است و نیاز به دوز بالایی از H₂O₂ در زمان تماس بیشتری با UV خواهد بود. در نتیجه نیاز به لامپ قوی‌تری با رنج گسترده‌تری از طول موج نیاز است. بنابر این نیاز به مصرف بیشتر انرژی نسبت به فرآیند UV یا H₂O₂ به تنهایی است. از سوی دیگر فرآیند UV/H₂O₂ می‌تواند تحت تاثیر ترکیبات حذف کننده رادیکال مانند کربنات‌ها در شرایط قلیایی قرار می‌گیرد (pH=8-9) (40). در غلظت زیاد، H₂O₂ می‌تواند به عنوان حذف کننده رادیکال OH عمل کرده و سرعت واکنش فرآیند اکسیداسیون را کاهش می‌دهد. در غلظت کم H₂O₂، تولید رادیکال‌های OH ناکافی خواهد بود که منجر به اکسیداسیون کندتر می‌گردد (15). شمر و لیندن در مطالعه‌ای که جهت تجزیه PAHs توسط فرآیند

UV/H₂O₂ انجام دادند مشخص گردید راندمان این فرآیند در آب‌های طبیعی کمتر از مطالعات آزمایشگاهی است. افزایش زمان ماند تا 30 دقیقه راندمان فرآیند را افزود ولی افزایش بیشتر در زمان ماند نتوانست افزایش راندمان را موجب شود (14, 15). ترکیباتی نظیر فسفات‌ها، سولفات‌ها، و کلرایدها می‌توانند با واکنش با رادیکال OH مانع از واکنش‌های اکسیداسیون در فرآیند UV/H₂O₂ شوند. با این حال تنها قلیائیت ناشی از یون‌های بی‌کربنات بود که موجب کاهش میزان تجزیه ترکیبات PAHs همانند نفتالین شد (23). کربنات‌ها و بی‌کربنات‌ها در رقابت با مواد آلی در طی واکنش با OH عمل می‌کنند و از این رو موجب کاهش غلظت آنها می‌شوند. هم چنین حضور ترکیبات NOM نیز راندمان حذف را کاهش می‌دهد. هم چنین در کاربردهای عملی این فرآیند روی آب‌های آلوده انجام تست سمیت جهت تعیین ترکیبات جانبی لازم است. بنابراین بررسی ترکیبات موجود در آب قبل و بعد از انجام اکسیداسیون با UV/H₂O₂ لازم است (14). مشاهدات حاصل از این تحقیقات به وضوح نشان می‌دهد که انتخاب پارامترهای بهینه جهت دستیابی به بیشترین میزان تجزیه بسیار اهمیت دارد. لذا قبل از کاربرد عملی این روش به دست آوردن پارامترهای بهینه مقیاس آزمایشگاهی ضروری به نظر می‌رسد. در پایان با توجه به نتایج حاصل از پژوهش که نشان‌دهنده کارایی فرآیند H₂O₂/UV در کاهش نفتالین است، پیشنهاد می‌گردد کارایی فرآیند تلفیقی این روش همراه با فرآیند تصفیه بیولوژیکی به منظور حذف یا افزایش تجزیه پذیری ترکیبات آروماتیک نظیر نفتالین در مقیاس واقعی، مورد بررسی قرار گیرد. همچنین شناسایی ترکیبات قطبی احتمالی ناشی از انجام واکنش نیز مورد بررسی قرار گیرد.

نتیجه‌گیری

با توجه به افزایش غلظت مواد آلی در آب‌های سطحی، در سال‌های اخیر استفاده از مواد اکسید کننده نظیر پراکسید هیدروژن و UV به عنوان عوامل گندزدای در دسترس، توصیه می‌گردد. تابش UV به پراکسید هیدروژن

2. Goel RK, Flora JR, Ferry J. Mechanisms for naphthalene removal during electrolytic aeration. *Water research*. 2003;37(4):891-901. Epub 2003/01/18.
3. Cabal Álvarez B, Ovín Ania MC, Parra Soto JB, Pis Martínez JJ. Importance of the Hydrophobic Character of Activated Carbons on the Removal of Naphthalene from the Aqueous Phase. 2007.
4. Law AM, Aitken MD. Bacterial chemotaxis to naphthalene desorbing from a nonaqueous liquid. *Applied and environmental microbiology*. 2003;69(10):5968-73. Epub 2003/10/09.
5. Karimi B, Rajaei M-S, Ganadzadeh MJ, Mashayekhi M, Jahanbakhsh M. Evaluation of nitrate removal from water by Fe/H₂O₂ and adsorption on activated carbon. *Arak University of Medical Sciences Journal*. 2013;15(10):67-76.
6. Paria S, Yuet PK. Adsorption of Non-ionic Surfactants onto Sand and Its Importance in Naphthalene Removal. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2006;46(1):108-13.
7. Devi L, Ptasiniski KJ, Janssen FJJG. Pretreated olivine as tar removal catalyst for biomass gasifiers: investigation using naphthalene as model biomass tar. *Fuel Processing Technology*. 2005;86(6):707-30.
8. Benabdallah El-Hadj T, Dosta J, Marquez-Serrano R, Mata-Alvarez J. Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal. *Water research*. 2007;41(1):87-94. Epub 2006/11/23.
9. Rockne KJ, Strand SE. Anaerobic biodegradation of naphthalene, phenanthrene, and biphenyl by a denitrifying enrichment culture. *Water research*. 2001;35(1):291-9. Epub 2001/03/22.
10. Karimi B, Rajaei M-S, Koulivand A, Cheshmeh Soltani RD. Performance evaluation of advanced Fe⁰/Fe²⁺/Fe³⁺/H₂O₂ process in the reduction of nitrate and organic matter from aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*. 2013;1-9.
11. Karimi B, Ehrampoush MH, Ebrahimi A, Mokhtari M. The study of leachate treatment by using three advanced oxidation process based wet air oxidation. *Iranian journal of environmental health science & engineering*. 2013;10(1):1. Epub 2013/02/02.

موجب فتولیز H₂O₂ از طریق فرآیندهای نوری - الفیایی شبیه واکنش فوتوفتوتون می گردد و موجب تولید رادیکال های OH و فتولیز مستقیم مولکول های نفتالین و تبدیل و تجزیه آنها بر قطعات کوچک تر می گردد. به طوری که استفاده از فرآیند H₂O₂/UV می تواند تا حداکثر 72 درصد موجب تخریب نفتالین گردد. این در حالی است که تابش پرتو UV به تنهایی دارای حداکثر راندمان 28 درصد می باشد. همچنین با افزایش زمان ماند تا 100 دقیقه و افزایش غلظت H₂O₂ تا 20 mg/L بر راندمان حذف نفتالین تا مقدار 73 درصد افزوده می شود. به طور کلی نتایج آزمایشات در این مطالعه نشان می دهد که دوز 20 میلی گرم بر لیتر از H₂O₂ در pH=3 و شدت UV برابر با 2/8 وات بر سانتی متر مربع، شرایط بهینه بهره برداری جهت معدنی شدن نفتالین را با مقدار 73 درصد راندمان معدنی شدن بعد از 100 دقیقه زمان واکنش را فراهم می نماید.

تشکر و قدردانی

این مطالعه حاصل طرح تحقیقاتی با عنوان بررسی تاثیر فرآیند اولتراسونیک بر روش اکسیداسیون پیشرفته در تجزیه نفتالین از آب و شماره مصوب 829 می باشد. بدین وسیله مراتب تشکر و قدردانی خود را از معاونت و مدیریت محترم پژوهشی دانشگاه به لحاظ حمایت مالی پروژه و تمامی کسانی که بدون همکاری ایشان انجام این تحقیق میسر نبود اعلام می دارم. همچنین از تمامی اساتید محترم دانشکده بهداشت، مسئول آزمایشگاه شیمی آب و فاضلاب و تمامی افرادی که به نحوی ما را در انجام این پروژه تحقیقاتی یاری نموده اند صمیمانه تشکر و قدردانی نموده و از خداوند متعال خواستار توفیقات روز افزون این عزیزان می باشم.

منابع

1. Parales RE, Lee K, Resnick SM, Jiang H, Lessner DJ, Gibson DT. Substrate specificity of naphthalene dioxygenase: effect of specific amino acids at the active site of the enzyme. *Journal of bacteriology*. 2000;182(6):1641-9. Epub 2000/02/29.

21. Association APH. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: General Books LLC; 2012.
22. Cornish BJPA, Lawton LA, Robertson PKJ. Hydrogen peroxide enhanced photocatalytic oxidation of microcystin-LR using titanium dioxide. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2000;25(1):59-67.
23. karimi B, Ehrampoush MH, Mokhtari M, Ebrahimi A. [Leachate Treatment Using Wet Air Oxidation Processes]. *Iran J Health & Environ*. 2011;4(1):23-34.
24. Daneshvar N, Rabbani M, Modirshahla N, Behnajady MA. Photooxidative degradation of Acid Red 27 (AR27): modeling of reaction kinetic and influence of operational parameters. *Journal of environmental science and health Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 2004;39(9):2319-32. Epub 2004/10/14.
25. karimi B, Ehrampoush MH, Mokhtari M, Ebrahimi A. Comparisons of Three Advanced Oxidation Processes in Organic Matter Removal from Esfahan Composting Factory Leachate. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2011;4(2):149-58.
26. Kruithof JC, Kamp PC, Martijn BJ. UV/H₂O₂ Treatment: A Practical Solution for Organic Contaminant Control and Primary Disinfection. *Ozone: Science & Engineering*. 2007;29(4):273-80.
27. 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. *Environmental science & technology*. 2007;41(5):1682-8. Epub 2007/04/03.
28. Sabate J, Bayona JM, Solanas AM. Photolysis of PAHs in aqueous phase by UV irradiation. *Chemosphere*. 2001;44(2):119-24. Epub 2001/07/11.
29. Vogna D, Marotta R, Andreozzi R, Napolitano A, d'Ischia M. Kinetic and chemical assessment of the UV/H₂O₂ treatment of antiepileptic drug carbamazepine. *Chemosphere*. 2004;54(4):497-505. Epub 2003/10/29.
30. Kim I, Tanaka H. Photodegradation characteristics of PPCPs in water with UV treatment. *Environment international*. 2009;35(5):793-802. Epub 2009/02/19.
31. Rivas FJ, Beltran FJ, Acedo B. Chemical and photochemical degradation of
12. Psillakis E, Goula G, Kalogerakis N, Mantzavinos D. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous solutions by ultrasonic irradiation. *Journal of hazardous materials*. 2004;108(1-2):95-102. Epub 2004/04/15.
13. Ebrahimi A, Karimi B, Mokhtari M, Ehrampoush M, Amin M. Catalytic oxidation of hydrogen peroxide and the adsorption combinatory process in leachate waste pretreatment from composting factory. *International Journal of Environmental Health Engineering*. 2012;1(1):15-.
14. rajaei ms, salemi z, karimi b, ghanad zadeh mj, mashayekhi m. Effect of household water treatment systems on the physical and chemical quality of water in 2011-2012. *Arak University of Medical Sciences Journal*. 2013;16(3):0-.
15. Shemer H, Linden KG. Photolysis, oxidation and subsequent toxicity of a mixture of polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters. *Journal of photochemistry and photobiology A, Chemistry*. 2007;187(2-3):186-95. Epub 2007/04/15.
16. Kanel S, Neppolian B, Jung H, Choi H. Comparative Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Using Iron Oxide and Hydrogen Peroxide in Soil Slurries. *Environmental Engineering Science*. 2004;21(6):741-51.
17. Khodadadi A, Ganjidoust H, Ijad panah H. [Treatment and Kinetic of Synthetic Wastewater Containing □-naphthol by Nano Titanium Oxide Coated on Activated Carbon]. *Iranian Journal of Health & Environment*. 2012;4(4):401-10.
18. Hodoshima S, Arai H, Takaiwa S, Saito Y. Catalytic decalin dehydrogenation/naphthalene hydrogenation pair as a hydrogen source for fuel-cell vehicle. *International Journal of Hydrogen Energy*. 2003;28(11):1255-62.
19. Arslan-Alaton I, Olmez-Hanci T, Kartal Z. H₂O₂/UV-C Treatment of the Economically Important Naphthalene Sulfonate J-Acid: Process Optimization, Kinetic Evaluation and Activated Sludge Inhibition. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*. 2010;13(1):27-35.
20. Karimi B, Ehrampoush M, Mokhtari M, Ebrahimi A. Treatment of row leachate using catalytic wet oxidation processes in combination hydrogen peroxide, a case study of Isfahan composting factory leachate. *Water and Wastewater*. 2013;24(86):110-6.

- removal of a mixture of SMX, OTC and CIP from water. *Journal of hazardous materials*. 2010;175(1-3):1068-74. Epub 2009/12/01.
37. Wang Y-p, Wang L-j, Peng P-y, Lu T-h. Treatment of naphthalene derivatives with iron-carbon micro-electrolysis. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*. 2006;16(6):1442-7.
38. Stepnowski P, Siedlecka EM, Behrend P, Jastorff B. Enhanced photo-degradation of contaminants in petroleum refinery wastewater. *Water research*. 2002;36(9):2167-72. Epub 2002/07/11.
39. Daneshvar N, Behnajady MA, Zorriyeh Asghar Y. Photooxidative degradation of 4-nitrophenol (4-NP) in UV/H₂O₂ process: influence of operational parameters and reaction mechanism. *Journal of hazardous materials*. 2007;139(2):275-9. Epub 2006/07/25.
40. Kang SF, Yen HY, Liao CH, Yao YC. Decolorization and Mineralization of Textile Effluent by H₂O₂/Ultraviolet Processes. *Environmental Engineering Science*. 2010;27(4):357-63.
- acenaphthylene. Intermediate identification. *Journal of hazardous materials*. 2000;75(1):89-98. Epub 2000/06/01.
32. Lee B-D, Nakai S, Hosomi M. Application of Fenton Oxidation to Remediate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons-Contaminated Soil. *JOURNAL OF CHEMICAL ENGINEERING OF JAPAN*. 2002;35(6):582-6.
33. Rosenfeldt EJ, Linden KG, Canonica S, von Gunten U. Comparison of the efficiency of *OH radical formation during ozonation and the advanced oxidation processes O₃/H₂O₂ and UV/H₂O₂. *Water research*. 2006;40(20):3695-704. Epub 2006/11/03.
34. Shemer H, Linden KG. Aqueous photodegradation and toxicity of the polycyclic aromatic hydrocarbons fluorene, dibenzofuran, and dibenzothiophene. *Water research*. 2007;41(4):853-61. Epub 2007/01/16.
35. Zazo JA, Casas JA, Mohedano AF, Gilarranz MA, Rodríguez JJ. Chemical Pathway and Kinetics of Phenol Oxidation by Fenton's Reagent. *Environmental science & technology*. 2005;39(23):9295-302.
36. Avisar D, Lester Y, Mamane H. pH induced polychromatic UV treatment for the