

استفاده همزمان فرایندهای فنتون و الکتروشیمیایی برای کاهش بار آلی لجن مازاد بیولوژیکی

کاکیک بدلیانس قلی‌کندی*^۱، حمیدرضا مسیحی^۲، مریم میرابی^۳

۱. دانشیار مهندسی محیط‌زیست، آب و فاضلاب، دانشگاه شهید بهشتی، پردیس فنی مهندسی شهید عباسپور

۲. کارشناس ارشد مهندسی عمران، آب و فاضلاب، دانشگاه شهید بهشتی، پردیس فنی مهندسی شهید عباسپور

masihi.hamidreza@gmail.com

۳. استادیار مهندسی محیط‌زیست، آب و فاضلاب، دانشگاه شهید بهشتی، پردیس فنی مهندسی شهید عباسپور

mirabi@pwut.ac.ir

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۸/۲۹

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۲۰

چکیده

با ارائه راهکارهای فراوان در راستای ارتقای سامانه‌های تثبیت لجن مازاد بیولوژیکی در چند دهه گذشته، این موضوع همچنان مورد توجه ویژه بسیاری از متخصصان مربوطه است. در این تحقیق، بر اساس نتایج بررسی‌های اولیه در خصوص قابلیت و مشکلات عملکردی روش‌های فنتون و الکتروشیمیایی در مقیاس آزمایشگاهی، به کارگیری سامانه ترکیبی (همزمان) روش فنتون-الکتروشیمیایی و پارامترهای مؤثر در عملکرد سامانه آزمایشگاهی مزبور شامل نسبت آهن به پراکسید هیدروژن، مقدار pH، مدت زمان ماند، غلظت پراکسید هیدروژن، شدت جریان و غلظت آهن باقیمانده بررسی شد. همچنین، بررسی مقایسه‌ای عملکرد روش فنتون با روش ترکیبی فنتون-الکتروشیمیایی انجام گرفت. مطابق نتایج و بررسی‌های انجام شده بهترین نسبت غلظت آهن به پراکسید هیدروژن برابر ۰/۵۸، مقدار بهینه pH برابر ۳/۱، بیشترین مدت زمان ماند ۶ ساعت با غلظت پراکسید هیدروژن برابر ۱۵۶۸ mg/L و شدت جریان ۶۵۰-۷۵۰ mA برای حذف بهینه VSS حاصل شد. همچنین، با توجه به نتایج حاصل می‌توان گفت که افزایش کارامدی حذف VSS دارای همبستگی تصاعدی با میزان مصرف انرژی است. با توجه به اهمیت بسزای استفاده مجدد از لجن حاصل به ویژه کشاورزی، غلظت آهن باقیمانده نیز بررسی شد. در این خصوص با افزایش غلظت آهن ورودی به سامانه آزمایشی، افزایش غلظت آهن در لایه لجن قابل مشاهده است. بررسی مقایسه‌ای سرعت تجزیه مواد آلی در سامانه ترکیبی به مراتب (حدود ۳ برابر) بیشتر است. بنابراین، می‌توان گفت گزینه فنتون-الکتروشیمیایی از بسیاری جوانب، راهکار مناسبی برای ارتقای عملکرد فرایند حذف VSS و کاهش بار آلی لجن مازاد بیولوژیکی است.

کلیدواژه

تصفیه فاضلاب شهری، روش فنتون و الکتروشیمیایی، کاهش بار آلی لجن، لجن مازاد بیولوژیکی.

۱. سرآغاز

(بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۸، Turovskiy, 2006; Bureau, et

al., 2012). در برخی موارد نیز راهبری روش‌های متعارف تثبیت لجن با مشکلاتی در خصوص آبیگری، حذف بو، حذف پاتوژن‌ها، حذف ترکیبات آلی و سمی و فلزات سنگین مواجه است (Bureau, et al., 2012).

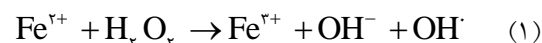
یکی از اهداف اصلی فرایندهای تصفیه فاضلاب و لجن مازاد حاصل از آن‌ها، حذف مواد آلی است. هزینه تثبیت لجن مازاد بیولوژیکی به کمک روش‌های متعارف، همچنین، آبیگری و دفع آن، بخش زیادی از هزینه‌های سرمایه‌گذاری و جاری را به خود اختصاص می‌دهد

در این تحقیق برای تعیین دقیق نتیجه‌گیری اولیه بالا، به تأثیر عملکردی روش ترکیبی فنتون و الکتروشیمیایی برای حذف بار آلی لجن مازاد بیولوژیکی از طریق بررسی میزان حذف VSS توجه شد. در این بررسی، تأثیر پارامترهای اصلی مؤثر در میزان کارآمدی حذف VSS شامل نسبت آهن به پراکسید هیدروژن، مقدار pH، مدت زمان ماند، غلظت پراکسید هیدروژن و میزان جریان الکتریکی ارزیابی شدند. انتخاب پارامترهای مذکور با توجه به تأثیر آن‌ها در میزان مصرف مواد شیمیایی، مصرف انرژی و راهبری بهینه سامانه مورد نظر انجام گرفت. برای دستیابی به ارزیابی صحیح از تأثیرگذاری فرایند الکتروشیمیایی در کارآمدی عملکردی سامانه، بررسی مقایسه‌ای عملکرد روش فنتون و ترکیبی فنتون و الکتروشیمیایی نیز انجام شد.

۲. مواد و روش بررسی

مطالعات و بررسی‌های پایلوتی در مقیاس آزمایشگاهی در زمستان ۱۳۹۱ و بهار ۱۳۹۲ انجام شد. نمونه‌های لجن مازاد مورد بررسی از محل لجن برگشتی در تصفیه‌خانه شهید محلاتی (سامانه لجن فعال با هوادهی گسترده) برداشت شد. مشخصات لجن مزبور در جدول ۱ ارائه شده است. راکتور آزمایشگاهی استوانه‌ای شکل از جنس پلکسی‌گلاس به حجم ۰/۹ لیتر حاوی ۴ الکتروود آند و کاتد از جنس گرافیت است. الکترودهای گرافیتی به ابعاد (۱mm*۶۰mm*۱۴۰mm) به علت بی‌تأثیر بودن و تجزیه آن‌ها استفاده شدند. عمق قرارگیری آن‌ها در لجن برابر ۱۰۰ میلی‌متر و سطح تماس هر الکتروود با لجن (۱۰۰mm*۶۰mm) بود. فاصله بین الکتروودها ۱/۵ سانتی‌متر در نظر گرفته شد (Nidheesh, et al., 2012). اختلاط در راکتور با استفاده از موتور الکتریکی (DC, 366 rpm, 6V - ri, zheng, zs) انجام شد. به علت تأثیر منفی همزن مغناطیسی در یون آهن و عملکرد کاتالیزوری آن در فرایند فنتون، از استفاده از آن صرف‌نظر شد. برای تنظیم آمپراژ سامانه منبع تغذیه دیجیتال از (V) 0-30 (A) 0-3, Mps, DC - 3003D استفاده شد (شکل ۱ و ۲).

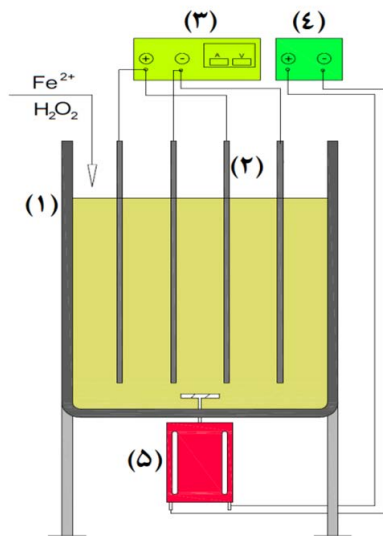
در روش‌های اکسیداسیون پیشرفته از جمله فنتون، رادیکال هیدروکسیل به‌منزله عامل اصلی اکسیداسیون (عامل اصلی تخریب مواد شیمیایی آلی) تولید می‌شود. رادیکال هیدروکسیل سریع و غیرانتخابی واکنش نشان می‌دهد و از تمامی ترکیبات آلی، الکترون می‌گیرد. پراکسید هیدروژن و آهن به‌منزله دو عامل اصلی فرایند فنتون شناخته شده‌اند (Nidheesh, et al., 2012). تأثیر پراکسید هیدروژن به‌منزله ماده ضد عفونی‌کننده قوی مشهود است و افزایش قدرت اکسیداسیون آن با استفاده از کاتالیزور Fe^{2+} بر اساس واکنش ۱ مدت‌هاست که در مباحث شیمی آب به آن توجه شده است (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۵).



با توجه به سینتیک واکنش روش الکتروشیمیایی، سرعت تجزیه ترکیبات آلی مقاوم و مواد سمی به مراتب (حدوداً تا ۱۰۰ برابر) بیشتر از روش‌های بیولوژیکی است (Ugur, et al., 2007). بدین علت در سال‌های اخیر در خصوص تصفیه آب و فاضلاب به روش مذکور توجه روزافزون شده است (Pozzo, et al., 2005). عملکرد اصلی این روش در راکتور مورد مطالعه را می‌توان مطابق واکنش ۲ نمایش داد.



نتایج آزمایش‌های اولیه انجام‌شده از سوی گروه تحقیق نشان دادند که کارآمدی فرایند فنتون در مدت زمان ماند کم بسیار محدود است و در عین حال به مصرف بیشتر مواد شیمیایی خصوصاً آهن نیاز دارد. لزوم کنترل دما هنگام راهبری فرایند از دیگر مشکلات شایان ذکر است. از سوی دیگر باید به قابلیت محدود روش الکتروشیمیایی در خصوص حذف مواد از طریق فرایند انعقادسازی (کوآگولاسیون) اشاره کرد. در مقابل به کارگیری ترکیبی این دو روش امکان افزایش کارآمدی فرایند همراه کاهش هم‌زمان مدت زمان ماند را فراهم می‌کند.

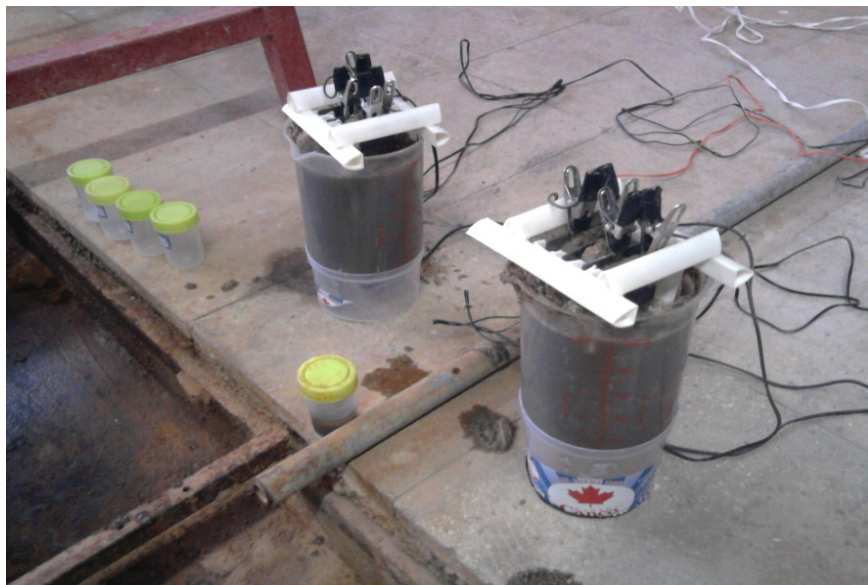


شکل ۱. طرح‌واره راکتور آزمایشگاهی فنتون-الکتروشیمیایی
(۱) راکتور فنتون و الکترو شیمیایی، ۲. الکتروود (آند و کاتد)،
۳. منبع تغذیه متغیر، ۴. منبع تغذیه با خروجی ثابت، ۵. همزن-
موتور الکتریکی)

جدول ۱. مشخصات کیفی لجن مازاد بیولوژیکی تحت بررسی در
تصفیه‌خانه شهید محلاتی

| پارامتر (واحد) | مقدار |
|---------------------------|--------------|
| pH | ۷/۳۳ - ۶/۵۳ |
| Temperature (°C) | ۱۵/۶ - ۱۳/۸ |
| COD ^۱ (mg/lit) | ۱۱۱۶۴ - ۶۰۵۱ |
| VSS ^۲ (mg/lit) | ۷۷۸۲ - ۳۵۳۶ |
| VS ^۳ (mg/lit) | ۸۳۸۲ - ۴۰۸۶ |
| TSS ^۴ (mg/lit) | ۸۴۳۲ - ۴۰۸۸ |
| VSS/TSS | ۰/۹۲ - ۰/۸۶ |

همچنین، مواد مصرفی شامل سولفات آهن، پراکسید هیدروژن و اسید سولفوریک غلیظ (برای تنظیم pH) شرکت Merk و کاغذ صافی واتمن (شماره ۴۲) استفاده شد.

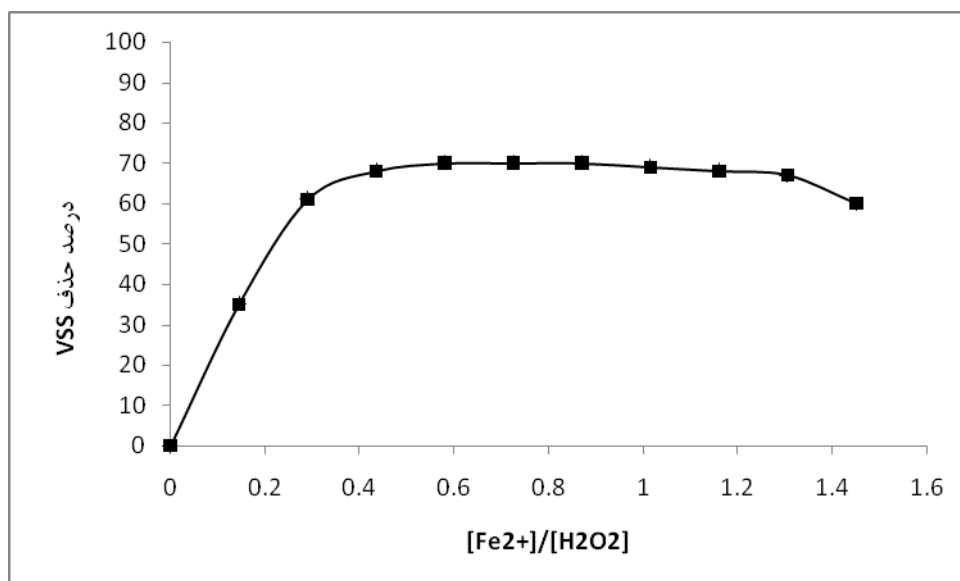


شکل ۲. راکتور آزمایشگاهی فنتون-الکتروشیمیایی

نمونه‌گیری ساعتی از عمق ۱۰۰ میلی‌متری راکتور آزمایشگاهی دو عامل VSS، pH و آمپر اندازه‌گیری می‌شدند. کلیه آزمایش‌ها مطابق روش استاندارد متد (APHA, 1999) صورت گرفته و هر مجموعه‌ای از آزمایش برای کنترل خطاهای آن ۳ بار تکرار شد.

۳. نمونه‌گیری و انجام آزمایش‌ها

ابتدا pH لجن با استفاده از اسید سولفوریک و سود تنظیم، سپس، سولفات آهن و پراکسید هیدروژن به سامانه تزریق می‌شد. الکترودها پس از اتصال به منبع تغذیه درون راکتور قرار می‌گرفتند. سپس، آمپر و ولتاژ تنظیم می‌شدند. پس از



شکل ۳. منحنى نتايج آزمایش رابطه میزان حذف VSS و نسبت [Fe²⁺]/[H₂O₂]

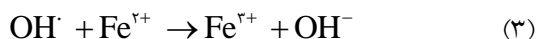
(مدت زمان ماند ۴ ساعت، غلظت پراکسید هیدروژن ۱۲۵۵ mg/L، جريان ۶۰۰ mA، pH=۳)

۴. نتايج

۴.۱. تأثیر نسبت [Fe²⁺]/[H₂O₂]

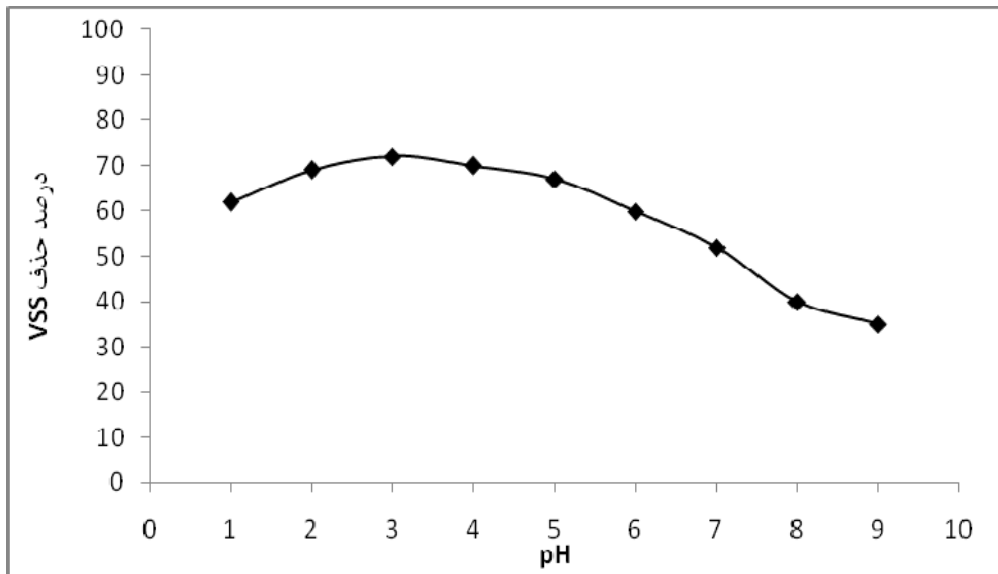
همان گونه که در شکل ۳ مشاهده می شود در صورت نبود یون Fe²⁺ در محیط، کارامدی سامانه برابر صفر است. کارامدی سامانه مورد بررسی به علت افزودن یون Fe²⁺ مطابق واکنش ۱ به علت تولید رادیکال هیدروکسیل افزایش می یابد و سبب اکسیداسیون مواد آلی می شود. با افزایش نسبت [Fe²⁺]/[H₂O₂] از صفر به ۰/۱۴۵، کارامدی حذف VSS به ۳۵ درصد فزونی می یابد و در نهایت حداکثر کارامدی سامانه برابر ۷۰ درصد در نسبت [Fe²⁺]/[H₂O₂]=۰/۵۸ حاصل می شود. شایان یادآوری است که کارامدی سامانه در صورت افزایش این نسبت تا ۰/۸۷ تغییر محسوسى نشان نمی دهد (کارامدی تقریباً ثابت). افزایش بیش از حد غلظت Fe²⁺ بر اساس واکنش ۳ سبب مصرف رادیکال هیدروکسیل می شود که کاهش کارامدی سامانه را به دنبال خواهد داشت (Sankara, Narayanan, et al., 2003). با افزایش نسبت [Fe²⁺]/[H₂O₂] به ۱/۰۱۵ کارامدی سامانه ۱ درصد کاهش می یابد و به ۶۹ درصد می رسد. این روند سیر نزولی خود

را حفظ می کند، به گونه ای که در نسبت ۱/۴۵ عملکرد سامانه کاهش می یابد و به ۶۰ درصد می رسد.



۴.۲. تأثیر pH در بازده سیستم

بر اساس نتایج مطالعات انجام شده پیشین، مقدار بهینه pH برای فرایند فنتون در محدوده ۳ مشخص شده است (Ghoneim, et al., 2011; Zhou, et al., 2007; Wang et al., 2007; Ai, et al., 2007). pH از مهم ترین عوامل مؤثر در فرایند فنتون به شمار می رود. نتایج بررسی های راکتور آزمایشگاهی نیز (شکل ۴) نشان دهنده حداکثر کارامدی حذف VSS در محدوده pH=۳ است. حداکثر میزان حذف VSS برابر ۷۲ درصد در مقدار pH برابر ۳/۱ اندازه گیری شد. همچنین، مشخص شد که کارامدی سامانه در صورت کاهش pH به کمتر از ۳ به گونه ای کاهش می یابد، که در pH=1 به ۶۲ درصد می رسد. در مقادیر پایین pH گونه های آهن با H₂O₂ کمپلکس پایدار تشکیل می دهند و در نتیجه ختنی سازی کاتالیزور آهن به وقوع می پیوندد و بازدهی اکسیداسیون به طور چشمگیری کاهش می یابد (Wang, et al., 2010).



شکل ۴. منحنی نتایج آزمایش رابطه میزان حذف VSS به منزله تابعی از pH

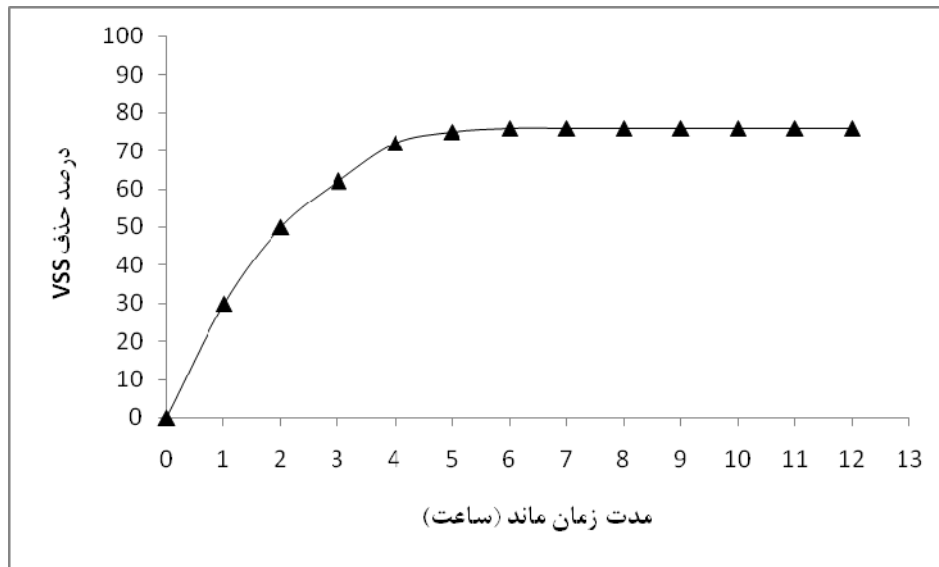
(مدت زمان ماند ۴ ساعت، $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]=0/58$ ، غلظت پراکسید هیدروژن 1250mg/L ، جریان 60mA)

نتیجه لزومی به استفاده از مقدار زیادی اسید برای کاهش pH نیست و با توجه به گستره معمول pH هنگام بهره‌برداری، به خنثی‌سازی نیز نیازی نیست.

۴.۳. مدت زمان ماند

به مدت زمان ماند به منزله یکی از پارامترهای مهم بهره‌برداری توجه می‌شود، اما در سامانه ترکیبی فنتون و الکتروشیمیایی این مدت زمان در حد زیادی کاهش می‌یابد. مدت زمان ماند کم سامانه از سویی سبب تسهیل بهره‌برداری و از سویی دیگر کاهش قابل توجه حجم راکتور می‌شود. همان‌گونه که در شکل ۵ مشاهده می‌شود، در ۲ ساعت اولیه آزمایش، بیشترین کارامدی حذف حاصل می‌شود که حدود ۵۰ درصد است. علت آن نیز غلظت زیاد مواد آلی تجزیه‌پذیر در سامانه آزمایشی است. کارامدی سامانه آزمایشی در ۲ ساعت پس از آن به ۷۰ درصد رسید و بعد از ۶ ساعت به ۷۶ افزایش یافت. باید توجه داشت که مدت زمان ماند از دیدگاه انرژی نیز حائز اهمیت است.

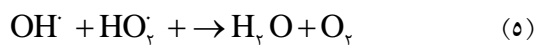
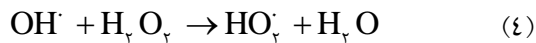
علت دیگر ثابت ماندن پراکسید هیدروژن به صورت $H_3O_2^+$ است (Zhou, et al., 2007) که سبب مشارکت نکردن H_2O_2 در واکنش ۱ و کاهش تولید رادیکال هیدروکسیل و در نتیجه کاهش کارامدی حذف VSS می‌شود. با افزایش مقدار pH از ۳ به ۵، کارامدی سامانه آزمایشگاهی مورد بررسی با روند ملایمی کاهش می‌یابد و در $pH=5$ میزان ۶۷ درصد حاصل می‌شود. اما در pH بیش از ۵ به علت ناپایداری پراکسید هیدروژن در محلول‌های پایهو تبدیل آن به آب و اکسیژن کارامدی سامانه مذکور با سرعت بیشتری کاهش یافت. کاهش چشمگیر کارامدی حذف VSS در مقادیر pH بیش از ۷ مشاهده شد که ناشی از افزایش سرعت ناپایداری شدن H_2O_2 است (Shemer, et al., 2006; Wang, et al., 2001). طبق استاندارد U.S.EPA حداکثر بازده حذف VSS در روش‌های متعارف تثبیت لجن ۵۰ درصد است (U.S.EPA, 1995). نتایج حاصل از بررسی راکتور آزمایشگاهی (شکل ۴) نشان‌دهنده کارامدی حذف VSS بیش از ۵۰ درصد در مقادیر pH برابر ۵ - ۷ است. در



شکل ۵. منحنی نتایج آزمایش رابطه بین مدت زمان ماند و میزان حذف VSS

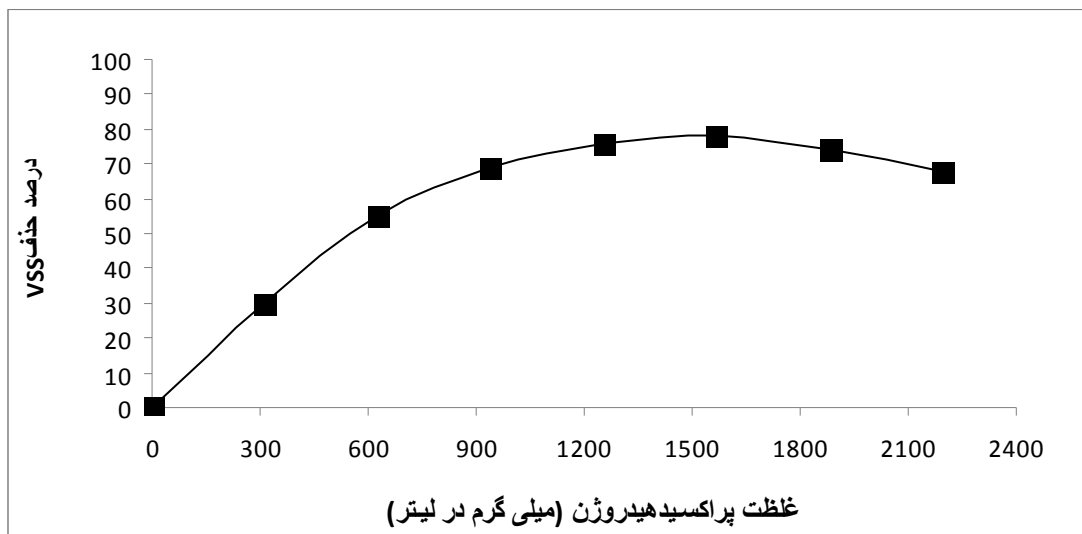
(غلظت پراکسید هیدروژن $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]=0/58$ ، 1250mg/L ، جریان 600mA ، $pH=3/1$)

آزمایشی با افزایش بیشتر غلظت پراکسید هیدروژن کاهش یافت. این امر به علت مصرف رادیکال هیدروکسیل در واکنش‌های زیر (۴ و ۵) است که به کاهش کارامدی حذف منجر می‌شود (Muruganandham, et al., 2004).



۴.۴. غلظت پراکسید هیدروژن

شکل ۶ نشان‌دهنده ناکارامدی سامانه آزمایشی در حذف VSS (کارامدی برابر صفر) تحت شرایطی است که غلظت پراکسید هیدروژن برابر صفر است. با افزایش غلظت پراکسید هیدروژن مطابق واکنش ۱ رادیکال هیدروکسیل تولید می‌شود و کاهش VSS نیز به وقوع می‌پیوندد. این روند تا غلظت 156mg/L ادامه داشت و کارامدی حذف برابر ۷۸ درصد حاصل شد. سپس، کارامدی سامانه



شکل ۶. منحنی نتایج آزمایش رابطه بین غلظت پراکسید هیدروژن و میزان حذف VSS

(مدت زمان ماند ۶ ساعت، $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]=0/58$ ، جریان 600mA ، $pH=3/1$)

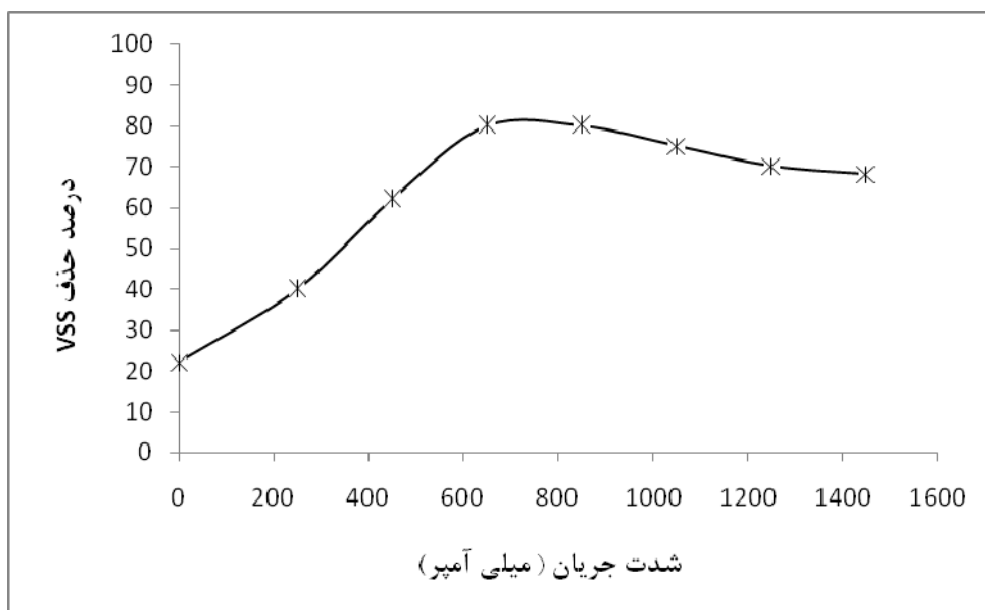
از سوی دیگر، با افزایش شدت جریان میزان ولتاژ نیز فزونی می‌یابد (Wang, et al., 2010). نظر به اینکه شدت جریان و ولتاژ در راکتورهای الکتروشیمیایی به‌منزله پارامترهای هزینه‌ای هنگام بهره‌برداری حائز اهمیت‌اند، به ترتیب زیر (رابطه ۶) تعیین می‌شوند و به آن‌ها توجه می‌شود (Ghosh, et al., 2011).

$$(6) \quad UDE^{\circ} \left(\frac{\text{kwh}}{\text{kgVSS (removal)}} \right) = \frac{V * I * t}{v} \left(\frac{\text{VSS}}{1000} \right) \text{in} * \frac{\eta}{100}$$

که در آن: UDE = انرژی مورد نیاز بر حسب کیلووات ساعت به ازای حذف ۱ کیلوگرم، V = ولتاژ بر حسب ولت، I = جریان بر حسب آمپر، t = زمان بر حسب ساعت، v = حجم راکتور بر حسب لیتر، VSS = مواد جامد معلق بر حسب میلی‌گرم بر لیتر، η = بازده حذف بر حسب درصد.

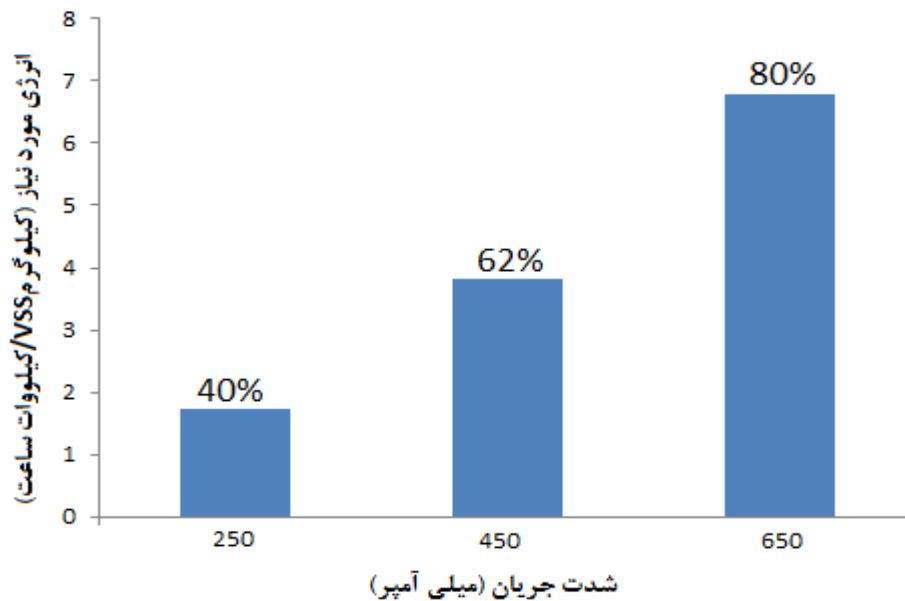
۴.۵. شدت جریان

افزایش شدت جریان سبب افزایش تبدیل آهن Fe^{3+} به آهن Fe^{2+} می‌شود که در نتیجه، تأثیرگذاری فرایند فنتون افزایش می‌یابد و واکنش ۲ به وقوع می‌پیوندد (Zhang, et al., 2007). همان‌گونه که در شکل ۷ مشهود است، هنگامی که جریانی در سامانه آزمایشی برقرار نیست، عملاً فقط فنتون موجود و کارآمدی سامانه ۲۲ درصد است. پس از برقراری جریان برق در سامانه، کارآمدی آن افزایش یافت که علت آن احیای آهن سه‌ظرفیتی به دو ظرفیتی است. تحت چنین شرایطی (۶۵۰-۷۵۰ mA)، در نتیجه افزایش تولید رادیکال هیدروکسیل و افزایش جریان، کارآمدی حذف VSS سامانه آزمایشی تا ۸۱ درصد فزونی یافت. پس از آن با افزایش جریان کارآمدی سامانه ثابت می‌ماند که در نتیجه محدوده بین ۶۵۰-۷۵۰ mA به‌منزله بهترین جریان انتخاب شد. شدت جریان بیشتر دارای تأثیر بازدارندگی در واکنش ۲ است و در مجموع بازده فرایند را کاهش می‌دهد (Zhang, et al., 2007). تحت شرایط شدت جریان بیش از ۸۵۰ mA کارآمدی سامانه کاهش می‌یابد که علت آن جلوگیری از انجام واکنش ۲ است.



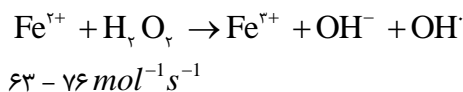
شکل ۷. منحنی نتایج آزمایش رابطه بین شدت جریان و میزان حذف VSS

(مدت زمان ماند ۶ ساعت، $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{H}_2\text{O}_2]=0/58$ ، غلظت پراکسید هیدروژن 1568 mg/L ، $\text{pH}=3/1$)

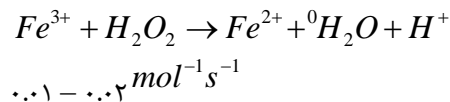


شکل ۸. میزان انرژی مورد نیاز بر حسب کیلووات ساعت برای حذف هر کیلوگرم VSS

(۷) شکل ۸ نشان‌دهنده میزان انرژی مورد نیاز به ازای هر



(۸) کیلوگرم حذف VSS است. با توجه به نتایج حاصل می‌توان گفت که با افزایش کارامدی حذف VSS، مصرف انرژی به طور تصاعدی افزایش می‌یابد. با افزایش جریان از ۲۵۰mA به ۶۵۰mA، میزان انرژی مصرفی به ازای هر کیلوگرم VSS از ۱/۷۳ کیلووات ساعت به ۶/۷۷ کیلووات ساعت فزونی می‌یابد.

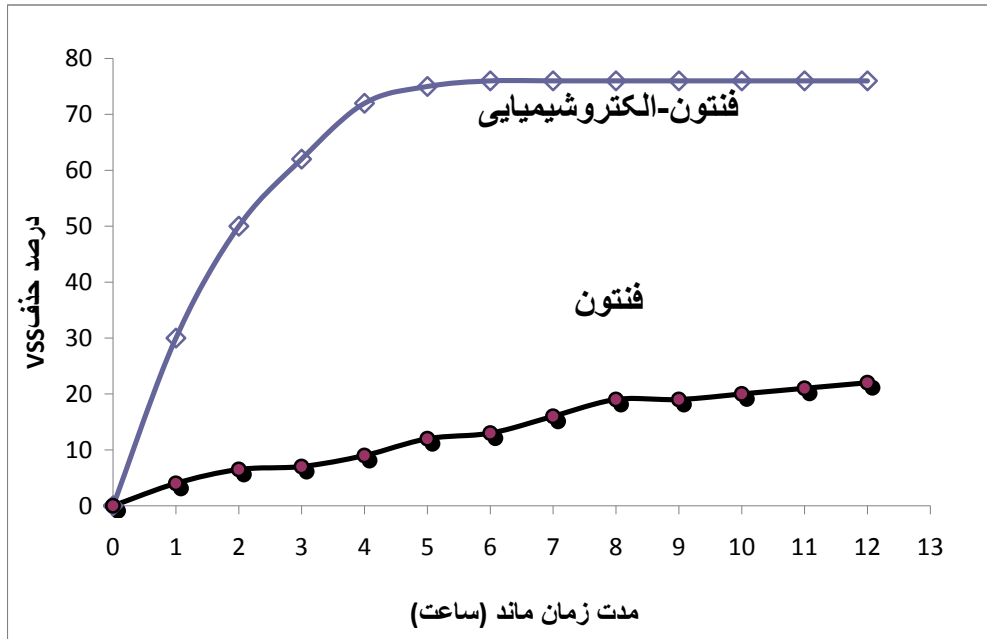


واکنش‌های ۷ و ۸ (Babuponnusami, et al., 2012; Su, et al., 2012)

نشان می‌دهند که سرعت تشکیل یون Fe^{2+} به مراتب کمتر از مصرف آن است و همین امر سبب می‌شود که غلظت یون آهن به منزله کاتالیزور تولید رادیکال هیدروکسیل در سامانه کاهش یابد. در سامانه ترکیبی مورد بررسی با احیای مجدد آهن با استفاده از واکنش الکتروشیمیایی (۲) این پدیده بروز نکرد و در نتیجه سرعت واکنش افزایش یافت. همچنین، به علت اینکه در فرایند فنتون از پراکسید هیدروژن برای احیای آهن استفاده می‌شود (واکنش ۸)، کارامدی فنتون در غلظت مساوی پراکسید هیدروژن کمتر از روش ترکیبی است (شکل ۹).

۶.۴. مقایسه فنتون با راهکار ترکیبی فنتون-الکتروشیمیایی

سرعت تجزیه مواد آلی در سامانه آزمایشی فنتون-الکتروشیمیایی به مراتب بیشتر از روش فنتون به تنهایی بود. مطابق نتایج حاصل می‌توان در مقایسه گفت که حداکثر کارامدی حذف VSS در روش ترکیبی در مدت زمان ماند ۶ ساعت ۷۶ درصد است، در حالی که این مقدار در روش فنتون برابر ۲۲ درصد است. علت تفاوت عملکردی دو روش این است که در فرایند فنتون مصرف یون Fe^{2+} برای تولید رادیکال هیدروکسیل به مراتب سریع‌تر از احیای آن است.



شکل ۹. منحنی عملکردی حذف VSS دو روش به‌منزله تابعی از مدت زمان ماند

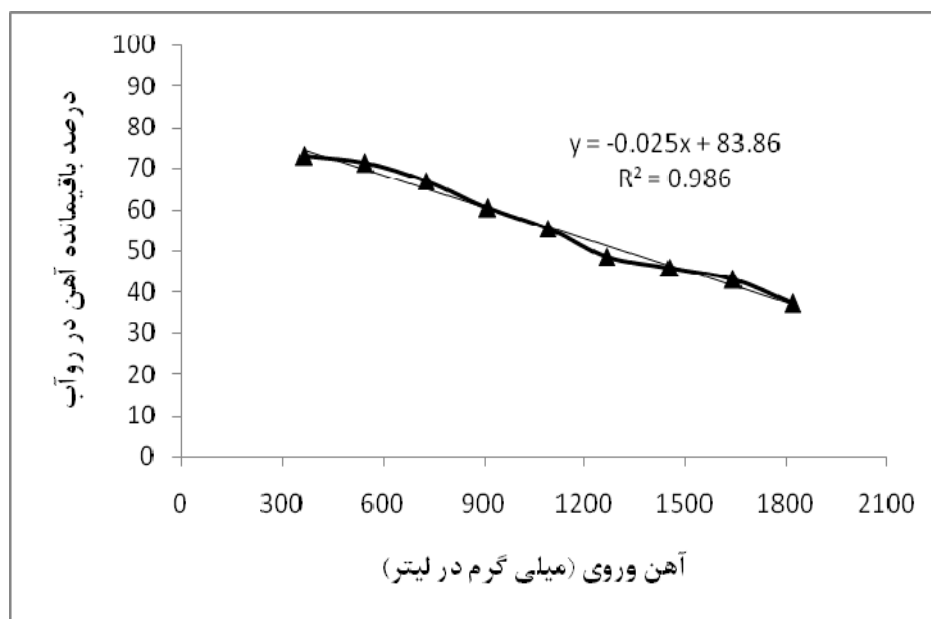
(جریان ۶۰۰ mA، $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]=0/58$ ، مدت زمان ماند ۶ ساعت، غلظت پراکسید هیدروژن $1255 mg/L$ ، $pH=3$)

۷.۴. غلظت آهن باقیمانده

با توجه به نتایج بررسی‌های انجام‌شده در خصوص غلظت آهن در بخش‌های مختلف سامانه آزمایشگاهی (روآب لجن، لجن و رسوب در سطح الکتروود) به‌منزله تابعی از غلظت آهن ورودی به سامانه می‌توان گفت که با افزایش غلظت آهن ورودی، میزان غلظت آهن در روآب لجن کاهش و میزان رسوب آن در لجن و سطح الکتروود افزایش می‌یابد. نتایج مقایسه‌ای غلظت‌های ورودی آهن برابر $364 mg/l$ و $1820 mg/l$ گواهی بر این امر است. در صورتی که آهن ورودی به سامانه $364 mg/l$ بر لیتر باشد ۷۰ درصد آن یعنی $255 mg/l$ آن در روآب و مابقی در لایه لجن و سطح الکتروود رسوب می‌کند. اما هنگامی که غلظت آهن ورودی به سامانه برابر $1820 mg/l$ بود، ۴۰ درصد یعنی $728 mg/l$ آن در روآب و ۶۰ درصد باقیمانده در سطح الکتروود و لایه لجن رسوب می‌کند. همچنین، درون‌یابی نقاط نشان می‌دهد که کاهش آهن در روآب با

توجه به غلظت ورودی آهن دارای سیری منطقی است و از یک تابع خطی تبعیت می‌کند. این دو بحث از دو منظر حائز اهمیت است: یکی اینکه آیا استفاده مجدد از آهن در روآب سامانه ترکیبی ممکن است، تا میزان مصرف آهن تزریقی به سامانه کاهش یابد؛ دوم اینکه میزان آهن باقیمانده در لایه لجن برای استفاده در کشاورزی حائز اهمیت است (آهن به‌منزله ماده ریزمغذی در لجن از نظر قابلیت به کارگیری آن در کشاورزی حائز اهمیت است).

باید توجه داشت که نتایج بالا در $pH=3$ حاصل شده است و در صورت تغییر مقدار pH ، مقادیر آهن باقیمانده متفاوت خواهد بود، زیرا در مقادیر pH بیشتر احتمال رسوب آهن در لایه لجن بیشتر است. تحت شرایط $pH=3$ میزان آهن در روآب بین ۴۰-۷۰ درصد، در سطح الکتروود ۲۳-۴۵ درصد و در لایه لجن برابر ۷-۱۵ درصد میزان غلظت آهن ورودی است (شکل ۱۰).



شکل ۱۰. منحنی همبستگی غلظت آهن ورودی و غلظت آهن باقیمانده در روآب سامانه آزمایشگاهی

(جریان ۶۰۰mA، مدت زمان ماند ۴ ساعت، غلظت پراکسید هیدروژن ۱۲۵۵mg/L، pH=۳)

در مدت زمان کوتاهی عملکرد مناسبی دارد. در عین حال نیز بار آلی لجن (VSS) به میزان زیادی کاهش یافت (حداکثر کارآمدی حذف VSS برابر ۸۱ درصد). بررسی‌های مقایسه‌ای نتایج حاصل با نتایج در خصوص سامانه‌های فنتون و متعارف دیگر مشخص می‌کند که فرایند همزمان فنتون-الکتروشیمیایی گزینه‌ای ممکن و کارآمد است و به کارگیری آن سبب بهبود کیفیت لجن تثبیت و شرایط بهره‌برداری می‌شود.

یادداشت‌ها

1. Chemical Oxygen Demand (COD)
2. Volatile Suspended Solid (VSS)
3. Total Suspended Solid (TSS)
4. Volatile Solid (VS)
5. Unit Energy Demand (UED)

۵. بحث و نتیجه‌گیری

در چند دهه گذشته تلاش‌های گسترده‌ای در خصوص ارتقای عملکردی روش‌های متعارف تثبیت لجن و ارائه روش‌های نوین کارآمد به عمل آمده است، اما محققان بسیاری همچنان به علت اهمیت ویژه فنی-اقتصادی این موضوع به آن توجه دارند. هدف اصلی راهکارهای ارائه‌شده حذف آلاینده‌های آلی و ارتقای کیفیت لجن برای مصارف مختلف از جمله کشاورزی است. در این تحقیق کارآمدی عملکردی سامانه ترکیبی فنتون و الکتروشیمیایی برای تثبیت لجن مازاد بیولوژیکی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری ارزیابی شد. برای این منظور، بررسی مشخصه‌های مؤثر با استفاده از نمونه‌های لجن در راکتور (پایلوت) ترکیبی در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. مطابق نتایج حاصل مشاهده شد که سامانه در گستره وسیعی از pH

منابع

بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۸۸. طراحی تصفیه‌خانه فاضلاب، چاپ اول، نشر آبیژ، تهران.

بدلیانس قلی کندی، گ. ۱۳۸۵. شیمی آب، چاپ دوم، نشر نوپردازان، تهران.

مسیحی، ح.ر. بدلیانس قلی کندی، گ. ۱۳۹۲. به کارگیری روش الکتروشیمیایی در فرایند تثبیت لجن در مقیاس پایلوت آزمایشگاهی، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران - آب و فاضلاب دانشگاه شهید بهشتی پردیس فنی شهید عباسپور، تهران.

Ai, Z., Mei, T., Liu, J., Li, J., Jia, F., Zhang, L. and Qiu, J. 2007. Fe@Fe₂O₃ core-shell nanowires as an iron reagent. 3. Their combination with CNTs as an effective oxygen-fed gas diffusion electrode in a neutral electro-Fenton system, *J. Phys. Chem. C* 111, 14799–14803.

APHA. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. American Public Health Association /Water Environment Federation, Washington, DC, USA.

Babuponnusami, A., and Muthukumar, K. 2012. Advanced oxidation of phenol: A comparison between Fenton, electro-Fenton, sono-electro-Fenton and photo-electro-Fenton processes, *Chemical Engineering Journal* 183, 1–9.

Bureau, M., Drogui, P., Sellamuthu, B., Blais, J. and Mercier, G. 2012. Municipal Wastewater Sludge Stabilization and Treatment Using Electrochemical Oxidation Technique, *J. Environ. Eng.* 138(7), 743–751.

Ghoneim, M.M., El-Desoky, H.S., and Zidan. N.M. 2011. Electro-Fenton oxidation of Sunset Yellow FCF azo-dye in aqueous solutions, *Desalination* 274, 22–30.

Ghosh, P., Samanta, M.N. and Ray. S. 2011. Reduction of COD and removal of Zn²⁺ from rayon industry wastewater by combined electro-Fenton treatment and chemical precipitation, *J. Desalination* 266, 213–217.

Muruganandham, M., and Swaminathan, M. 2004. Decolourisation of reactive orange 4 by Fenton and photo-Fenton oxidation technology, *J. Dyes Pigment* 63, 315–321.

Nidheesh, P.V., and Gandhimathi, R. 2012. Trends in electro-Fenton process for water and wastewater treatment: An overview, *J. Desalination* 299, 1–15.

Pozzo, A.D., Ferrantelli, P., Merli, C. and Peerucci, E. 2005. Oxidation efficiency in the electro-Fenton process, *J. of Applied Electrochemistry* 35, 391-398.

Sankara Narayanan, T.S.N., Magesh, G. and Rajendran, N. 2003. Degradation of Ochlorophenol from aqueous solution by electro-Fenton process, *Fresenius Environ. Bull.* 12 (7), 776–780.

Shemer, H., and Linden, K.G. 2006. Degradation and by-product formation of diazinon in water during UV and UV/H₂O₂ treatment, *J. Hazardous Material* 136, 553–559.

Su, C.C., Chang, A. T., Bellotindos, L.M. and Lu, M. C. 2012. Degradation of acetaminophen by Fenton and electro-Fenton processes in aerator reactor, *Separation and Purification Technology* 99, 8–13.

Turovskiy, I.S., and Mathai, P.K. 2006. *Wastewater Sludge Processing*, Wiley, 978-0-471-70054-8.

U.S. EPA. 1995. *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal*, EPA 625/1-75/003a.

Ugur, k., Apaydin, O. and Talha Gonullu, M. 2007. Reduction on COD wastewater from an organized tannery industrial region by Electro-Fenton process”, *Journal of Hazardous Materials* 143, 33-40.

Wang, C.T., Hu, J.L., Chou, W.L. and Kuo, Y.M. 2008. Removal of color from real dyeing wastewater by electro-Fenton technology using a three-dimensional graphite cathode, *J. Hazard. Mater.* 152 - 601–606.

Wang, C.T., Chou, W.L., Chung, M.H. and Kuo, Y.M. 2010. COD removal from real dyeing wastewater by electro-Fenton technology using an activated carbon fiber cathode, *Desalination* 253 -129–134.

Wang, Q., and Lemley, A.T. 2001. Kinetic model and optimization of 2,4-D degradation by anodic Fenton treatment, Environ. Sci. Technol. 35-4509–4514.

Zhang, H., Fei, C., Zhang, D. and Tang, F. 2007. Degradation of 4-nitrophenol in aqueous medium by electro-Fenton method, J. Hazard. Mater. 145 - 227–232.

Zhou, M., Yu, Q., Lei, L. and Barton, G. 2007. Electro-Fenton method for the removal of methyl red in an efficient electrochemical system, Sep. Purif. Technol. 573 - 380–387.