

اثر غلظت مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی بر میزان حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه نفت توسط سیستم برکه بی‌هوایی

عبداله درگاهی¹؛ کیومرث شرفی¹؛ علی الماسی^{2*}؛ فاطمه اسدی¹

چکیده

زمینه: فنل و مشتقات آن مواد سمی هستند که در نتیجه ی توسعه صنعتی به منابع مختلف محیطی راه پیدا کرده‌اند. حذف این مواد سمی از منابع محیطی ضروری است، بنابراین مطالعه حاضر با هدف تعیین رابطه غلظت مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی و میزان حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه نفت توسط برکه بی‌هوایی انجام گرفت.

روش‌ها: در این مطالعه از سیستم برکه بی‌هوایی در مقیاس آزمایشگاهی با ابعاد $1 \times 1 \times 0.2$ متر و زمان ماند 2 و 5 روز در دو دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد و کم‌تر از 10 درجه سانتی‌گراد استفاده گردید. برای تعیین میزان حذف فنل در غلظت‌های مختلف ماده قابل تجزیه بیولوژیکی، زمان ماند و دماهای مختلف از آزمون آماری آنالیز واریانس دوطرفه با پس‌آزمون شفه استفاده شد.

یافته‌ها: بیشترین میزان حذف فنل (95/8%) و اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) (87/51%) در غلظت 500 میلی‌گرم در لیتر مواد قابل تجزیه بیولوژیکی با زمان ماند 5 روز و دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد مشاهده شد. کم‌ترین میزان حذف فنل (16/8%) و COD (7/5%) نیز در غلظت 10000 میلی‌گرم در لیتر، مواد قابل تجزیه بیولوژیکی با زمان ماند 2 روز و دمای زیر 10 درجه سانتی‌گراد به دست آمد.

نتیجه‌گیری: بالاترین میزان حذف فنل در برکه بی‌هوایی در زمان ماند 5 روز، دمای بالا و غلظت 500 میلی‌گرم در لیتر COD قابل تجزیه بیولوژیکی رخ می‌دهد.

کلیدواژه‌ها: فنل، برکه بی‌هوایی، مواد قابل تجزیه بیولوژیکی

«دریافت: 1393/5/25 پذیرش: 1393/11/7»

1. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه

2. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات توسعه اجتماعی و ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه

*عهده‌دار مکاتبات: کرمانشاه، میدان ایثار، جنب بیمارستان فارابی، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط تلفن: 08318264165

Email: alialmasi@yahoo.com

مقدمه

موجود، کافی به نظر نمی‌رسید، ولی رشد سریع صنایع و تنظیم قوانینی سخت از سوی مجامع داخلی و بین‌المللی، صاحبان صنایع را مجبور به حل مشکلات پساب خود نموده است. در میان ترکیبات مختلف آلاینده آب، فنل دارای اهمیت ویژه‌ای می‌باشد (1). فنل یا هیدروکسی بنزن یکی از هیدروکربن‌های آروماتیک سمی است که سازمان حفاظت محیط زیست، آن را در دسته آلاینده‌های درجه اول قرار داده است (2). این ماده و مشتقات آن در صنایع متعددی از جمله پتروشیمی، پالایشگاه‌های نفت،

با توجه به کمبود آب و بروز مشکلات زیست‌محیطی که در نتیجه تخلیه فاضلاب‌ها و پساب‌ها به آب‌های پذیرنده ایجاد شده است، تصفیه فاضلاب و بررسی امکان استفاده مجدد از آن مورد توجه قرار گرفته است. این عملیات با استفاده از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی انجام شده و تا حصول کیفیت پساب خروجی به سطح استانداردهای موجود ادامه می‌یابد. در گذشته عملیات تصفیه مقدماتی پساب، جهت رفع مشکلات

تولید رزین و پلاستیک، صنعت فولاد و آلومینیوم، سموم دفع آفات، قارچ کش، علف کش، محصولات بهداشتی و پزشکی نظیر روغن های نرم کننده، پمادهای روغنی، اسپری و لوسیون های ترمیم زخم و صنایع مختلف دیگری کاربرد دارد و صنایع مذکور از طریق دفع غیربهداشتی فاضلاب، حاوی این ماده باعث آلودگی محیط زیست و به خصوص منابع آب می شود (3-5). فنل و مشتقات آن به طور بالقوه عامل سرطانزا بوده و حتی در غلظت های پایین نیز به طور قابل توجهی برای سلامتی نگران کننده است. اثرات سوء ناشی از فنل از طریق نفوذ در غشای سلولی و ورود به سیتوپلاسم و آسیب سلول های حساس ایجاد می گردد و باعث ایجاد مشکلات جدی برای سلامت انسان ها و محیط زیست می شود. سمیت حاد ناشی از فنل باعث ایجاد اختلالات جدی در سیستم گوارش، آسیب به کلیه ها، کبد، نقص در عملکرد دستگاه گردش خون، ادم ریه ها و تشنج می شود. فنل در مقادیر بالا و کشنده از طریق پوست جذب بدن می شود. سمیت مزمن ناشی از فنل و مشتقات آن باعث اختلال در سیستم خواب، آسیب به پانکراس و کلیه ها می شود (6). از طرفی ورود فنل به منابع آب آشامیدنی که با ترکیبات کلره گندزدایی شده اند، سبب ایجاد ترکیبات کلروفنل می شود که خود مشکلات مهم زیست محیطی و بهداشتی به همراه دارد. به طوری که این مواد باعث ایجاد طعم و بوی نامناسب در آب شده و آب را برای مصرف نامناسب می سازند (7 و 8). بنابراین، تشخیص، شناسایی و تعیین میزان ترکیبات فنلی در محیط زیست و به ویژه منابع آب و پایش زیست محیطی متعاقب آن اهمیت زیادی در کنترل و انتشار این مواد و کاهش اثرات این آلاینده ها بر محیط زیست دارد. برای تصفیه فاضلاب های حاوی فنل، روش های متعددی نظیر اکسیداسیون شیمیایی، جذب سطحی و تصفیه بیولوژیکی وجود دارد (9-11). در بین روش های بیان شده، سیستم های بیولوژیکی به دلیل مزایای خاصی که نسبت به سایر روش ها دارند، بیشتر مورد استفاده قرار می گیرند. یکی از مزایای عمده این روش ها،

سازگاری بیشتر با محیط زیست است (3). همچنین در این روش، هیچ گونه ماده شیمیایی زیان آوری برای محیط زیست مصرف نمی شود، لذا دفع پساب و لجن حاصل از این فرآیندها نسبت به فرآیندهای شیمیایی، اثرات سوء کمتری در منابع پذیرنده به دنبال دارد (2). برکه های تثبیت ابتدایی ترین فرآیند تصفیه بیولوژیکی را به کار می گیرند. این برکه ها به منظور ایجاد پساب خروجی مناسب جهت تخلیه در آب های پذیرنده و همچنین بازیافت آب با کمترین هزینه و نیروی کار ماهر توسعه داده شده اند (3). هدف عمده از تصفیه بیولوژیکی، استفاده از میکروارگانیسم ها برای تبدیل مواد آلی به محصولات دیگر، حذف یا کاهش مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) و سایر آلاینده ها است. معمولاً برکه های تثبیت به صورت یکسری از برکه های بی هوازی، اختیاری و تکمیلی می باشد. در این سیستم، آلاینده ها از طریق ته نشینی و یا تبدیل طی فرآیندهای بیولوژیکی و شیمیایی از جریان فاضلاب حذف می شوند. برکه های بی هوازی با عمق 3-5 متر و زمان ماند 2-5 روز احداث می گردند (12). جهت شرایط بی هوازی میزان بار حجمی آنها تا 100-400 گرم BOD بر متر مکعب در روز می رسد (13) و (14). هر یک از سیستم های هوازی و بی هوازی، محاسن و معایبی دارد اما برای تصفیه فاضلاب های صنعتی، محاسن سیستم های بی هوازی بیشتر است.

قابلیت بارگذاری بسیار بالاتر، مصرف کم تر مواد مغذی و انرژی، تولید لجن کم تر و لذا کاهش مشکلات دفع آن، تولید بیوگاز با ارزش اقتصادی خوب، راه اندازی مجدد سریع تر پس از وقفه های طولانی، فضای کم تر مورد نیاز و هزینه های کم تر نگهداری و کاربری، برخی از مزایای سیستم های بی هوازی می باشند (15). به نظر می رسد در محیط های کشت مخلوط که مواد قابل تجزیه بیولوژیکی و مواد سمی و مقاوم به تجزیه بیولوژیکی هم زمان وجود داشته باشد، میکروارگانیسم ها می توانند بر مقاومت های موجود غلبه کرده و مولکول های مواد سمی و مقاوم را تجزیه نمایند. چنین ترکیباتی به عنوان

سیستم برکه بی‌هوایی جهت راه‌اندازی آماده گردید. برای تنظیم میزان بارگذاری برکه بی‌هوایی در دامنه‌های تعریف‌شده از ملاس استفاده گردید. در این مطالعه زمان ماند هیدرولیکی برکه بی‌هوایی 2 و 5 روز و بار هیدرولیکی 95 و 40 لیتر در روز منظور گردید. همچنین برای مطالعه حاضر دو دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد و زیر 10 درجه سانتی‌گراد منظور گردید. ورودی برکه بی‌هوایی در 30 سانتی‌متری زیر سطح مایع تعبیه گردید. (شکل 1). برکه توسط فاضلاب خروجی از واحد جداکننده روغن و گریس پالایشگاه نفت کرمانشاه به‌صورت روزانه بارگذاری گردید (جدول 1). راه‌اندازی و بذریاشی سیستم به مدت 3 ماه به‌طول انجامید. پس از راه‌اندازی سیستم و اطمینان از تثبیت بیولوژیکی، نمونه‌برداری از ورودی و خروجی سیستم انجام شد. در سیستم برکه بی‌هوایی، فنل با غلظت ثابت 100 mg/l (344 mg/ICOD) در مجاورت ملاس چغندر قند (ماده آلی قابل تجزیه بیولوژیکی به‌عنوان سابس‌تریت کمکی) با غلظت‌های 500، 1000، 2000، 5000 و mg/l 10000 COD تحت شرایط بی‌هوایی مورد آزمایش قرار گرفت. برای هر غلظت از ماده آلی قابل تجزیه بیولوژیکی و فنل با غلظت ثابت، 2 زمان ماند (2 و 5 روز) و 2 دما (بالای 20 درجه سانتی‌گراد و زیر 10 درجه سانتی‌گراد) برای سیستم برکه بی‌هوایی در نظر گرفته شد. آنالیز داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS انجام گرفت. برای تعیین رابطه حذف فنل با غلظت‌های مختلف ماده قابل تجزیه بیولوژیکی، زمان‌های ماند مختلف و دماهای مختلف برکه بی‌هوایی از آزمون آماری آنالیز واریانس دوطرفه با پس‌آزمون شفه استفاده شد.

برای نگهداری و تحقق شرایط بی‌هوایی برکه، توان اکسیداسیون و احیای برکه اندازه‌گیری شد. این پارامتر با استفاده از دستگاه Kent ORP meter مدل 7020 با سنسور مدل Eil تعیین مقدار گردید. درجه خلوص فنل مورد استفاده در این تحقیق 99 درصد بود و از شرکت مرک آلمان تهیه شد. تعداد 1200 نمونه در مطالعه حاضر

ساب‌تریت کمکی در راکتورهای مختلف از قبیل فرآیند بستر بی‌هوایی لجن با جریان رو به بالا (UASB)، برای حذف فنل و کلروفنل‌ها مورد استفاده قرار گرفته‌اند (16). بر اساس مطالعات انجام‌شده، اسیدهای چرب فرار (17)، ساکاروز (18 و 19)، گلوکز (20-22)، استات (23) و ترکیبات مشابه که به‌راحتی قابلیت تجزیه بیولوژیکی دارند، به‌عنوان سوسترهای مناسبی از کربن، مورد مصرف میکرو ارگانیسم‌ها قرار گرفته و در تسریع عمل و کاهش زمان راه‌اندازی و آماده‌سازی راکتورها برای تجزیه مواد مقاوم، مؤثر معرفی شده‌اند. این چنین رویکردهایی به‌ویژه می‌تواند زمان ماند هیدرولیکی راکتورها را به‌مقدار قابل‌توجهی کاهش دهد. در مطالعه حاضر حذف فنل از فاضلاب نفت توسط سیستم برکه تثبیت بی‌هوایی در حضور غلظت‌های متفاوتی از ملاس که قابلیت تجزیه بیولوژیکی بالایی دارد، مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع تجربی بوده که به‌منظور حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه نفت در مجاورت مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی به‌عنوان سابس‌تریت کمکی و تأثیر غلظت این مواد بر میزان حذف فنل در سیستم برکه بی‌هوایی انجام شده است. در این مطالعه سیستم برکه تثبیت بی‌هوایی در مقیاس آزمایشگاهی با ابعاد $1 \times 1 \times 0.2$ متر با استفاده از ورقه فایرگلاس با ضخامت 6mm طراحی، و ساخته شد. دمای هوای محیط بین 25-42 درجه سانتی‌گراد متغیر بود. متوسط دمای داخل برکه 21 ± 2 درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. قبل از راه‌اندازی سیستم نسبت به بذریاشی و تلقیح آن اقدام گردید. بدین‌ترتیب که قبل از بارگذاری سیستم با فاضلاب، مقدار 1/5 لیتر لجن فاضلاب شهری و یک لیتر لجن حاصل از تصفیه‌خانه پالایشگاه نفت که از قبل آماده شده بود، پس از به هم زدن و یکنواخت نمودن به ورودی سیستم منتقل گردید. پس از بذریاشی به مدت 3 ماه،

و در انتها منحنی غلظت - جذب برای غلظت‌های مختلف فنل رسم گردید.

اندازه‌گیری اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD):

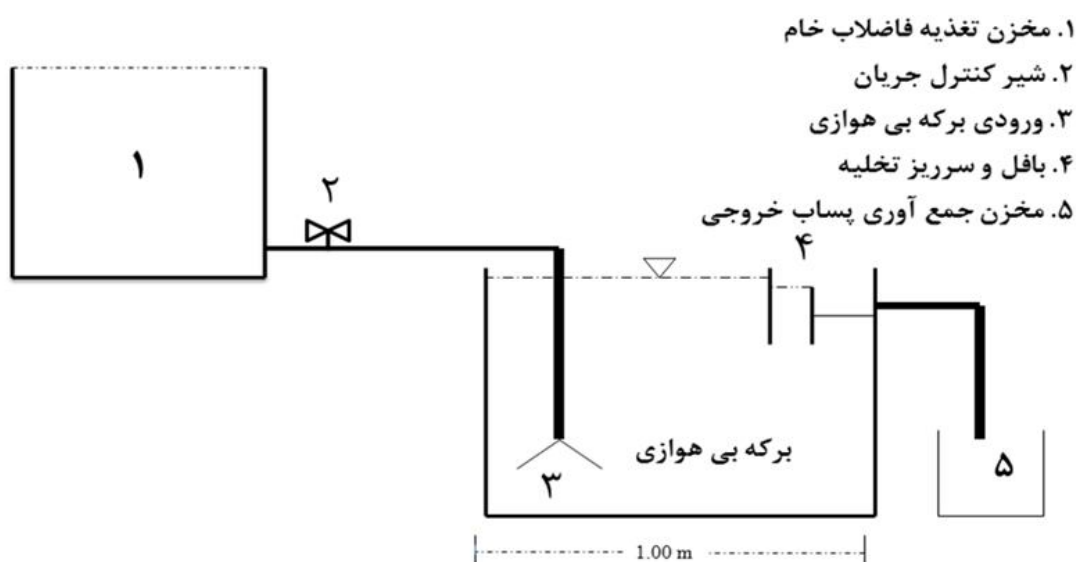
COD یک فاضلاب عبارت است از میزان اکسیژن مورد نیاز برای واکنش شیمیایی (اکسیداسیون) مواد قابل اکسیداسیون موجود در آن فاضلاب. این آزمایش هم مواد آلی قابل تجزیه در آب و هم مواد آلی غیر قابل تجزیه در فاضلاب را مشخص می‌نماید.

جدول 1- نتایج پارامترهای تعیین کننده کیفیت فاضلاب خام خروجی از سیراتور پالایشگاه نفت کرمانشاه

پارامتر	میزان (mg/l)
TCOD (اکسیژن مورد نیاز شیمیایی کل)	622 میلی گرم در لیتر
SCOD (اکسیژن مورد نیاز شیمیایی محلول)	495 میلی گرم در لیتر
TBOD (اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی کل)	204 میلی گرم در لیتر
SBOD (اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی محلول)	126 میلی گرم در لیتر
TSS (جامدات معلق کل)	56 میلی گرم در لیتر
VSS (جامدات معلق فرار)	44 میلی گرم در لیتر
N-NH ₃ (ازت آمونیاکی)	13/1 میلی گرم در لیتر
فنل	69/6 میلی گرم در لیتر
pH	7/9

اندازه‌گیری شد. تمامی مراحل نمونه برداری و انجام آزمایشات مطابق دستورالعمل استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام گردید (24).

روش اندازه‌گیری غلظت فنل: غلظت فنل با استفاده از روش کالریتری موجود در کتاب روش‌های استاندارد آزمایش‌های شیمیایی آب و فاضلاب تعیین گردید (24). این روش تمام ترکیبات فنلی موجود در محیط را اندازه‌گیری نمی‌کند و خود فنل به‌عنوان استاندارد ترکیبات فنلی برای روش‌های رنگ‌سنجی انتخاب و به‌صورت اندازه‌گیری غلظت فنل انجام می‌شود. فنل موجود در نمونه به‌واسطه واکنش 4-آمینو آنتی پیرین در حضور فروسیانید پتاسیم به‌عنوان سوبسترای تولیدکننده رنگ تعیین شد و مقادیر جذب در طول موج 500 نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر ساخت کمپانی Shimadzo اندازه‌گیری شد و غلظت فنل با استفاده از منحنی کالیبراسیون تعیین گردید. تولید رنگ در این طول موج مستقیماً با غلظت ترکیبات فنلی در محلول تناسب دارد. برای تهیه منحنی استاندارد غلظت-جذب، غلظت‌ها ی متفاوتی از محلول فنل تهیه گردید و به هر کدام از آن‌ها مقدار مشخصی از معرف 4-آمینو آنتی پیرین اضافه شد



شکل 1- شماتیک برکه بی‌هوای

1. مخزن تغذیه فاضلاب خام

2. شیر کنترل جریان

3. ورودی برکه بی‌هوای

4. بافل و سرریز تخلیه

5. مخزن جمع‌آوری پساب خروجی

قابل تجزیه بیولوژیکی (500، 1000، 2000، 5000 و 10000 میلی‌گرم بر لیتر) هر کدام به‌تنهایی بر میزان درصد حذف COD و فنل معنادار است ($P < 0/001$)، همچنین اثر متقابل زمان و غلظت مواد آلی، زمان و درجه حرارت، درجه حرارت و غلظت مواد آلی نیز بر درصد حذف COD و فنل معنادار است ($P < 0/001$) (جدول 2). مهم‌ترین وضعیت، اثر متقابل زمان، دما و غلظت مواد آلی با هم بر درصد حذف COD و فنل می‌باشد که این اثر از نظر آماری نیز معنادار می‌باشد ($P < 0/001$) (نمودار 1-4). نتایج حاصل از آزمایش‌های انجام‌شده در جدول 3 ارائه شده است. همان‌طوری که در این جدول مشاهده می‌گردد، در سیستم برکه بی‌هوای با افزایش زمان ماند و کاهش دما، غلظت اولیه فنل و COD محلول کاهش یافته است. به‌طوری‌که بیشترین میزان حذف فنل و COD در غلظت 500 میلی‌گرم COD، زمان ماند 5 روز و دمای بالا (به‌ترتیب 95/8 و 87/5%) و کم‌ترین آن در غلظت 10000 میلی‌گرم در لیتر و زمان ماند 2 روز، دمای پایین (به‌ترتیب 16/8 و 7/5%) صورت گرفته است (جدول 3). نحوه تغییرات میزان حذف فنل بر اساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در دو دمای بالا و

اندازه‌گیری COD با استفاده از روش هضم 2 ساعته اسید سولفوریک و دی‌کرومات پتاسیم انجام شد و بلوک حرارتی مورد استفاده COD Reactor model 45600 ساخت کمپانی HACH بود. متوسط توان اکسیداسیون و احیای برکه بی‌هوای (-246 ORP) شرایط بی‌هوای را در درون برکه برای دو زمان ماند 2 و 5 روز و دو دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد و زیر 10 درجه سانتی‌گراد تأیید می‌نماید.

یافته‌ها

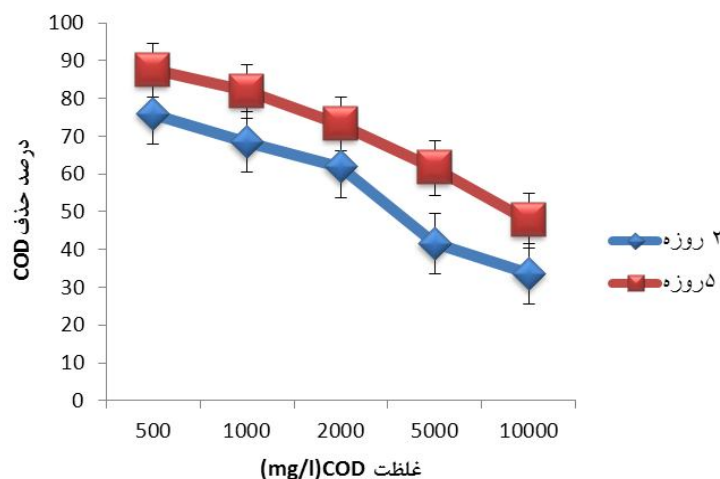
سیستم برکه تثبیت بی‌هوای جهت حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه نفت تحت شرایط بی‌هوای و در دو زمان ماند هیدرولیکی 2 و 5 روز و بار هیدرولیکی 95 و 40 لیتر در روز طراحی و ساخته شد. غلظت اولیه COD محلول این سیستم به‌ترتیب 500، 1000، 2000، 5000 و 10000 میلی‌گرم بر لیتر لحاظ گردید. بعد از راه‌اندازی و اطمینان از تثبیت بیولوژیکی، نمونه‌ها جهت تعیین کارایی سیستم برکه بی‌هوای مورد آزمایش قرار گرفت. اثر زمان (2 و 5 روز)، دما (دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد و زیر 10 درجه سانتی‌گراد) و غلظت مواد آلی

جدول 2- نتایج آنالیز واریانس دو طرفه برای پارامترهای مورد بررسی

Sig.	F		Mean Square		df		Type III Sum of Squares		پارامتر	
	COD	فنل	COD	فنل	COD	فنل	COD	فنل		
		76125/25	2385/02	26654/5	21799/7	1	1	26654/55	21799/791	زمان
		82093/69	1934/27	28744/3	17679/8	4	4	114977/3	70719/21	غلظت مواد آلی
		490270/4	16116/006	171663/6	147304/7	1	1	171663/6	147304/739	دما
P<0/001		490/614	3/931	171/784	35/932	4	4	687/137	143/727	زمان-غلظت مواد آلی
		424/949	16/646	148/792	152/15	1	1	148/792	152/15	زمان-دما
		1484/572	21/049	519/809	192/395	4	4	2079/237	769/579	غلظت مواد آلی - دما
		207/801	41/42	72/76	378/586	4	4	291/039	1514/343	زمان-غلظت مواد آلی - دما
				0/35	9/14	600	600	210/084	5484/166	خطا
						619	619	316711/8	247887/704	کل

جدول 3- نتایج حاصل از عملکرد برکه بی‌هوای در حذف همزمان COD قابل تجزیه بیولوژیکی و فنل (COD فنل برابر 344mg/l و غلظت اولیه فنل برابر 169/6mg/l)

میانگین غلظت فنل باقیمانده (mg/l)		میانگین غلظت CODs باقیمانده (mg/l)		غلظت اولیه CODs (mg/l)	زمان ماند (روز)	غلظت ماده قابل تجزیه بیولوژیکی (ملاس) mg/l COD _s
دمای بالای 20°C	دمای زیر 10°C	دمای بالای 20°C	دمای زیر 10°C			
17/09± 0/44	87/17± 3/91	353/3± 19/4	872/27±27/05	1466	2	500
7/12± 0/41	56/3± 2/7	183/1± 3/91	665/29± 6/1		5	
40/19± 3/34	101/17± 3/65	621/06±17/03	1350/84± 13/44	1966	2	1000
19/69± 1/13	70/79± 2/31	355/84± 4/57	1118/26± 6/54		5	
52/93± 3/5	112/1± 5/33	1131/53± 6/27	2174/07±5/93	2966	2	2000
32/73± 2/65	85/51± 3/4	794/88± 5/9	1881/33± 4/71		5	
69/36± 2/62	133/1± 3/27	3484/14± 6/4	5139/71± 6/97	5966	2	5000
43/22± 11/74	109/02± 19/85	2293/13± 5/01	4301/48± 8/97		5	
82/42± 2/5	141/1± 3/55	7283/61± 6/66	10143/55± 5/38	10966	2	10000
52/4±2/14	126/87±4/56	5742/89± 5/73	8959/22± 5/11		5	



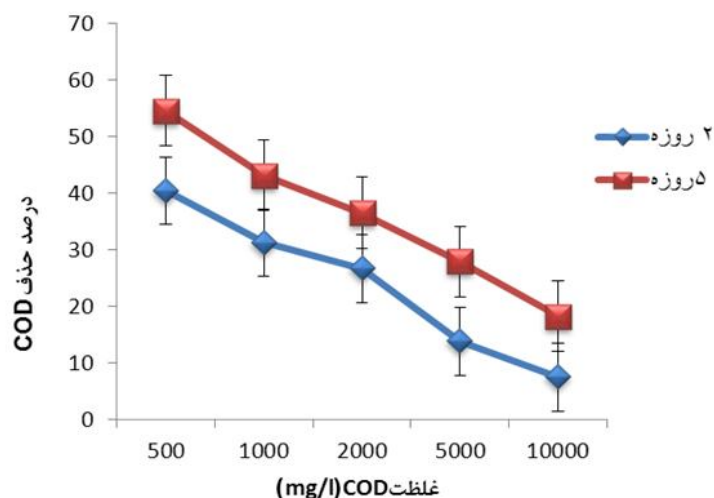
نمودار 1- میانگین حذف CODs براساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در سیستم برکه بی‌هوای (دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد)

بالا و پایین توسط سیستم برکه تثبیت بی‌هوای بررسی شد (نمودار 3 و 4). با افزایش زمان ماند، افزایش دما و کاهش COD قابل تجزیه بیولوژیکی، حذف COD محلول و فنل نیز افزایش داشته است.

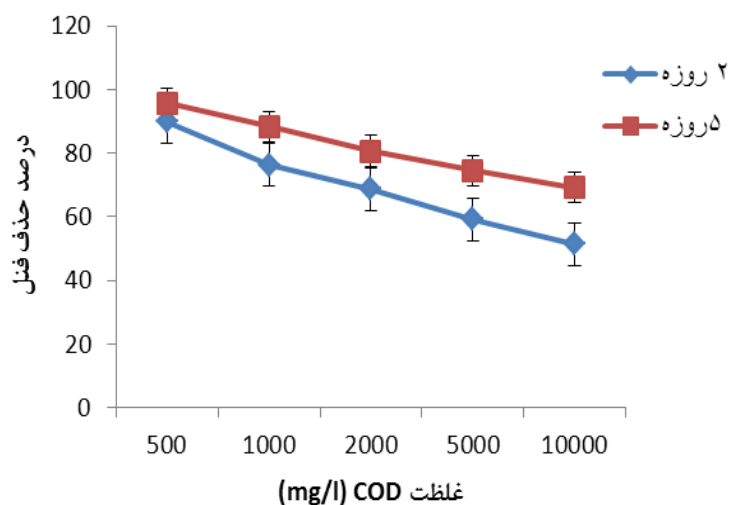
همچنین در بین غلظت‌های 500-10000 میلی‌گرم بر لیتر COD اولیه در دو دمای بالا و پایین، غلظت 500

پایین توسط سیستم برکه تثبیت بی‌هوای بررسی شد (نمودار 1 و 2). با افزایش زمان ماند، افزایش دما و کاهش COD قابل تجزیه بیولوژیکی، حذف COD محلول و فنل نیز افزایش داشته است.

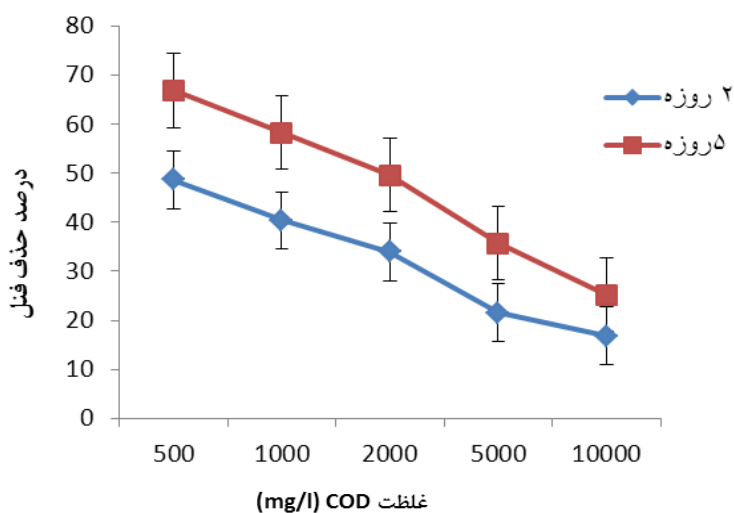
نحوه تغییرات حذف COD محلول بر اساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در دو دمای



نمودار 2- میانگین حذف CODs براساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در سیستم برکه بی‌هوایی (دمای زیر 10 درجه سانتی‌گراد)



نمودار 3- میانگین حذف فنل براساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در سیستم برکه بی‌هوایی (دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد)



نمودار 4- میانگین حذف فنل براساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در سیستم برکه بی‌هوایی (دمای زیر 10 درجه سانتی‌گراد)

صعودی داشته ولی بعد از آن میزان حذف کاهش یافته است (25). در مطالعه حاجی آبادی و همکاران بیشترین و کمترین میزان راندمان حذف COD به ترتیب در بار آلی ورودی 633 گرم COD بر متر مکعب در روز (96/%) و 3261 گرم COD بر متر مکعب در روز (82/%) به دست آمد (5). همچنین مطالعه رستاخیز و همکاران نشان داد که با افزایش میزان بار آلی قابل تجزیه بیولوژیکی، میزان حذف COD کاهش می‌یابد در مطالعه مذکور که با افزایش بار آلی از 1708 به 7203 میلی گرم در لیتر، میزان حذف COD از 75 به 59 درصد کاهش یافت (26).

نحوه تغییرات میزان حذف فنل بر اساس غلظت COD قابل تجزیه بیولوژیکی و زمان ماند در دو دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد و زیر 10 درجه سانتی‌گراد نشان داد که در سیستم برکه بی‌هوازی با افزایش زمان ماند و افزایش دما و کاهش COD قابل تجزیه بیولوژیکی، میزان حذف فنل افزایش می‌یابد.

مطالعه سانکار (Sankar) و همکاران نشان داد که با افزایش میزان بار آلی، میزان حذف فنل کاهش می‌یابد. به طوری که با افزایش بار آلی از 0/0041 به 0/0166 گرم بر متر مکعب در روز، میزان حذف فنل از 93/07 به 80/95 درصد رسید (27). احمدی‌زاد و همکاران تصفیه پساب‌های صنعتی حاوی فنل با استفاده از راکتورهای بی‌هوازی با بستر ثابت و بهره‌گیری از جریان‌های رو به بالا و رو به پایین را بررسی کردند و به غلظت COD معادل 500-1000 میلی‌گرم در لیتر و زمان ماند 72 ساعت به راندمان حذف 88 درصدی فنل دست یافتند (28). بیشترین میزان حذف فنل در مطالعه حاضر در غلظت 500 میلی‌گرم در لیتر COD، زمان ماند 5 روز، دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد (95/8%) و کمترین آن در غلظت 10000 میلی‌گرم در لیتر، زمان ماند 2 روز و دمای زیر 10 درجه سانتی‌گراد (16/8%) به دست آمد.

با توجه به نتایج ارائه‌شده، در سیستم برکه بی‌هوازی مورد مطالعه با افزایش میزان بار COD، میزان حذف فنل

میلی‌گرم بر لیتر COD قابل تجزیه بیولوژیکی (سابستری کمی)، حداکثر میزان حذف برای فنل به دست آمد. به طوری که بیشترین میزان حذف فنل، برای غلظت 500 میلی‌گرم بر لیتر COD قابل تجزیه بیولوژیکی 95/8 درصد در زمان ماند 5 روز و دمای بالا به دست آمده است.

بحث

این مطالعه به منظور بررسی اثر غلظت مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی بر میزان حذف فنل از فاضلاب پالایشگاه نفت با استفاده از سیستم برکه بی‌هوازی صورت گرفت. سودمندی این تجربه شاید راهکاری برای آن گروه از دست‌اندرکاران صنعت تصفیه آب و به خصوص تصفیه فاضلاب‌های صنعتی فراهم آورد که به طور مداوم با فاضلاب‌های تجزیه‌پذیر و تجزیه‌ناپذیر مواجه هستند و فکر اختلاط این دو نوع فاضلاب متفاوت همواره مورد توجه و دغدغه ذهنی بیوتکنولوژیست‌های زیست‌محیطی می‌باشد.

با توجه به نتایج مطالعه حاضر، بیشترین میزان حذف COD برای بار آلی 500 میلی‌گرم در لیتر، زمان ماند 5 روز، دمای بالای 20 درجه سانتی‌گراد (87/51%) و کمترین آن در غلظت 10000 میلی‌گرم در لیتر و زمان ماند 2 روز، دمای زیر 10 درجه سانتی‌گراد (7/5%) به دست آمد. نتایج نشان‌دهنده این است که افزایش بیش از حد نیاز سابستریتهای قابل تجزیه، برای کمک به تسهیل تجزیه مواد مقاوم، می‌تواند نقش بازدارنده داشته باشد.

در مطالعه‌ای که توسط مونتالوو (Montalvo) و همکاران جهت تصفیه فاضلاب مشروبات الکلی از راکتورهای بی‌هوازی بستر سیال انجام شد، گزارش شد که میزان راندمان حذف COD با افزایش میزان بار آلی قابل تجزیه بیولوژیکی کاهش می‌یابد. در مطالعه مونتالوو و همکاران با افزایش بار آلی تا 19000 میلی‌گرم در لیتر میزان راندمان حذف COD حالت

کرده بودند نشان داد که بیشترین میزان حذف فنل در این سیستم پس از گذشت 13 روز (97٪) به دست می آید (35). به طوری که در مطالعه حاضر بیشترین میزان حذف فنل در زمان ماند 5 روز (95/8٪) به دست آمده است. به طور کلی با توجه به نتایج مطالعات انجام شده و مطالعه حاضر، تجزیه بیولوژیکی ترکیبات مقاوم در حضور سوبستراهای کمکی در صورتی که این سابستریتهای خود قابلیت تجزیه بیولوژیکی بالایی داشته باشند راحت تر انجام می شود، اما نتیجه مطالعه حاضر موضوع دیگری را مشخص می کند، بدین معنی که افزایش بیش از حد نیاز سابستریتهای قابل تجزیه، برای کمک به تسهیل تجزیه مواد مقاوم، می تواند نقش بازدارنده داشته باشد.

نتیجه گیری

مطالعه حاضر نشان می دهد راندمان برکه بی هوازی در نسبت های 1 به 5 (334:500) فنل به سوبسترای ملاس و زمان ماند 5 روز بیشترین کارایی در حذف COD و فنل را داشته است. در نسبت های بیشتر از دامنه مذکور کارایی پائین می باشد. نتایج این تجربه می تواند برای بیوتکنولوژیست های زیست محیطی مفید باشد. همچنین نتایج این تجربه می تواند برای تصفیه فاضلاب های دارای ترکیبات حلقوی مناسب باشد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان لازم می دانند مراتب تشکر و تقدیر خود را از کارشناسان آزمایشگاه های شیمی و میکروبیولوژی گروه مهندسی بهداشت محیط ابراز نمایند.

کاهش یافته است، که با مطالعه شوی ژو (Shui-zho) و همکاران مطابقت دارد (29). در مطالعه شوی ژو با افزایش میزان بار آلی از 6000 به 18000 میلی گرم در لیتر COD، میزان حذف فنل از 88/8 به 32/5 درصد کاهش پیدا کرد.

مطالعه اسکالی (Scully) و همکاران نشان داد که تحت شرایط 15-9/5 درجه سیلسیوس بعد از 415 روز میزان حذف فنل به بالاترین حد (99٪) رسیده است (30). مطالعه هوشمندی و همکاران نشان داد که با افزایش دما میزان حذف فنل افزایش می یابد (31) که با مطالعه حاضر مطابقت دارد. مطالعه Farooqi نشان داد که با افزایش زمان ماند، کارایی سیستم برکه بی هوازی در حذف فنل از فاضلاب افزایش می یابد (32). در مطالعه هندریکسن (Hendriksen) و همکاران با افزایش گلوکز به راکتور بی هوازی فیلم ثابت، میزان راندمان حذف فنل از 95 به 70 درصد کاهش پیدا کرد (33). همچنین مطالعه اسریکانس (Srekanth) و همکاران که از سیستم UASB در مقیاس آزمایشگاهی جهت حذف ترکیبات فنلی از فاضلاب استفاده کرده اند نشان داد که میزان حذف ترکیبات فنلی توسط این سیستم با افزایش زمان ماند و کاهش سوبسترا، افزایش یافته است (34) که با مطالعه حاضر مطابقت دارد. افزایش در غلظت سابستریتهای کمکی نیز اثر خود را در کاهش حذف فنل و نیاز به زمانی طولانی تر برای پایداری عملکرد برکه بی هوازی نشان داده است.

مطالعه چارست (Charest) و همکاران که جهت حذف ترکیبات فنلی فاضلاب پالایشگاه پتروشیمی از یک سیستم بیولوژیکی بسته تحت شرایط بی هوازی استفاده

References

1. Mahvi AH, Maleki A, Alimohamadi M, Ghasri A. photo-oxidation of phenol in aqueous solution: Toxicity of intermediates. Korean J Chem Eng. 2007;24(1):79-82.
2. Almasi A, Pirsahab M, Dargahi A. [The Efficiency of Anaerobic Wastewater Stabilization Pond in Removing Phenol from Kermanshah Oil Refinery Wastewater (Persian)]. IJHE. 2012;5 (1):41-50.
3. Almasi A, Dargahi A, Amrane A, Fazlzadeh M, Mahmoudi M, Hashemian AH. Effect of the retention time and the phenol concentration the stabilization pond efficiency in the treatment of oil refinery wastewater. Fresenius Environmental Bulletin. 2014;23(10a):2541-48.

4. Regnery J, Barringer J, Wing AD, Hoppe-Jones C, Teerlink J, Drewes JE. Start-up performance of a full-scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. *Chemosphere*. 2015;127C:136-42.
5. Bayramoglu G, Arica MY. Enzymatic removal of phenol and p-chlorophenol in enzyme reactor: horseradish peroxidase immobilized on magnetice beads. *J Hazard Mater*. 2008;156(1-3):148-55
6. Busca G, Berardinelli S, Resini C, Arrighi L. Technologies for the removal of phenol from fluid streams: A short review of recent developments. *J Hazard Mater*. 2008;160(2-3):265-88
7. Pariante MI, Molina R, Melero JA, Botas JA, Martínez F. Intensified-Fenton process for the treatment of phenol aqueous solutions. *Water Sci Technol*. 2015;71(3):359-65
8. Pimentel M, Oturan N, Dezotti M, Oturan MA. Phenol degradation by advanced electrochemical oxidation process electro-Fenton using a carbon felt cathode. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2008;83(1-2): 140-9.
9. Saratale RG, Noh HS, Song JY, Kim DS. Influence of parameters on the photocatalytic degradation of phenolic contaminants in wastewater using TiO₂/UV system. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2014;49(13):1542-52
10. Ersöz A, Denizli A, Sener I, Atılır A, Diltemiz S, Say R. Removal of phenolic compounds with nitrophenol-imprinted polymer based on p-p And hydrogen-bonding interactions. *Separation and Purification Technology*. 2004;38(2):173-179.
11. Kinsley C, Nicell JA. Treatment of aqueous phenol with soybean peroxidase in the presence of polyethylene glycol. *Bioresource Technol*. 2000; 73(2): 139-46.
12. Mozaheb SA, Fallahzadeh M, Ghaneian MT, RahmaniShamsi J. [Effect of organic load, pH and EC variations of raw wastewater and weather condition on the efficiency of Yazd stabilization ponds (Persian)]. *Journal of Water and Wastewater*. 2009;70(2):55-61.
13. Almasi A, Pescod MB. Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilization ponds. *Water Sci Technol*. 1996;33(7):125-32.
14. Ganjidoost H, Borghee M, Badkobi B, Ayati B. [Performance of hybrid reactors in wastewater treatment plant fiber board(Persian)]. *Journal of Modares Technical and Engineering*. 2005;21(3):49-57.
15. Zhouyang Zh, Guoqiang J, Shengyang J, Fuxin D. Integrated anaerobic/aerobic biodegradation in an internal airlift loop reactor for phenol wastewater treatment. *Korean J Chem Eng*. 2009;26(6):1662-7.
16. Fang HHP, Lianga DW, Zhanga T, Liub Y. Anaerobic treatment of phenol in wastewater under thermophilic condition. *Water Res*. 2006;40(3):427-34.
17. Kennes C, Mendez R, Lema JM. Methanogenic degradation of p-cresol in batch and in continuous UASB reactors. *Water Res*. 1997;31(7):1549-54.
18. Zhou GM, Fang HHP. Co- degradation of phenol and m-cresol in a UASB reactor. *Bioresource Technol*. 1997;61(1):47-52.
19. Fang H, Zhou GM. Degradation of phenol and p-cresol in reactors. *Water Sci Technol*. 2000;42(5,6): 237-44.
20. Tay JH, He YX, Yan YG. Anaerobic biogranulation using phenol as the sole carbon source. *Water Environment Research*. 2000;72(2):189-207.
21. Tay JH, He YX, Yan YG. Improved anaerobic degradation of phenol with supplemental glucose. *J Environ Eng*. 2001;127(1):38-45.
22. Fang HH, Liu Y, Ke SZ, Zhang Fang HH, Liu Y, Ke SZ, Zhang T. Anaerobic degradation of phenol in wastewater at ambient temperature. *Water Sci Technol*. 2004;49(1):95-102.
23. Razo-Flores E, Iniestra-Gonzalez M, Field JA, Olguin-Lora P, Puig-Grajales L. Biodegradation of mixtures of phenolic compounds in an upward-flow anaerobic sludge blanket reactor. *J Environ Eng*. 2003;129(11):999-1006.
24. Classer LS, Greenberg AE, Eaton AD. Standard method for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington DC: the American Water Works Association. 2005; 589-691.
25. Montalvo SL, Borja R, Sánchez E, Colmenarejo MF. Effect of the influent COD concentration on the anaerobic digestion of winery wastewaters from grape-red and tropical fruit (Guava) wine production in fluidized bed reactors with Chilean Natural Zeolite for Biomass Immobilization. *Chem Biochem Eng*. 2010;24(2):219-26.
26. Rastakhiz N, Borghaei SM, Tajrobehka Sh. [Design and performance of a strong load biofilter system for degrading organic load in industrial effluents on the lab scale (Persian)]. *Journal of Water and Wastewater*. 2008;19(65): 63-7.
27. Sankar Ch, Swaminathan G. Effect of substrate concentration on biodegradation of phenol using continuous reactor. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*. 2012;1(5):1-5.
28. Ahmadizad S, Borghaei M, Hasani H. [Phenol-containing industrial effluents using anaerobic fixed bed reactor and flows upward and downward using (Persian)]. Tehran: 8th National Conference on Environmental Health. 2005; 7-9.

29. Ke SZ, Shi Z, Zhang T, Fang HH. Degradation of phenol in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor at ambient temperature. *J Environ Sci (China)*. 2004;16(3):525-8.
30. Scully C, Collins G, O'Flaherty V. Anaerobic biological treatment of phenol at 9.5–15 °C in an expanded granular sludge bed (EGSB) - based bioreactor. *Water Res*. 2006;40(20):3737-44.
31. Alemzadeh I, Vossoughi F, Houshmandi M. Phenol biodegradation by rotating biological contactor. *Biochemical Engineering J*. 2002;11:19-23.
32. Farooqi H, Basheer F, Ahmad T. Studies on biodegradation of phenols and m- Cresols by upflow anaerobic sludge blanket and aerobic sequential batch reactor. *Global NEST Journal*. 2008;10(1):39-46.
33. Hendriksen HV, Larsen S, Ahring BK. Anaerobic degradation of PCP and phenol in fixed-film reactors: the influence of an additional substrate. *Water Science & Technology*. 1991;24(3-4):431-6.
34. Sreekanth D, Sivaramakrishna D, Himabindu V, Anjaneyulu Y. Biodegradation of phenolic compounds using mixed consortia in lab scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. *Journal of Environmental Sciences*. 2008;8:280-91.
35. Charest A, Bisaillon JG, Lépine F, Beaudet R. Removal of phenolic compounds from a petrochemical effluent with a methanogenic consortium. *Can J Microbiol*. 1999;45(3):235-41.