

بررسی پارامترهای تاثیرگذار بر حذف آلاینده دارویی حاوی استامینوفن با استفاده از راکتور بیولوژیکی سیکلی (CBR)

هدی خوشوقت^۱، محمد دلنواز^{۲*}، مصطفی لیلی^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط زیست، دانشگاه خوارزمی

۲- دانشیار دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی عمران، دانشگاه خوارزمی

۳- دانشیار مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی همدان

*delnavaz@khu.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۹۹/۶/۲۷

تاریخ دریافت: ۹۸/۱۲/۲۴

چکیده

با پیشرفت صنایع و افزایش جمعیت، آلاینده‌های شیمیایی نوظهور از جمله ترکیبات دارویی وارد منابع آب‌های طبیعی شده‌اند که تصفیه آن‌ها به‌منظور حفظ محیط زیست و ارتقا سطح بهداشت و سلامت جامعه امری ضروری است. در این پژوهش حذف آلاینده دارویی استامینوفن (ACT) که یکی از پر مصرف ترین ترکیبات دارویی شیمیایی است با استفاده از روش بیولوژیکی سیکلی (CBR) بررسی شده است. این مطالعه با استفاده از فاضلاب مصنوعی حاوی استامینوفن در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد. در مرحله اول آزمایش سازگاری میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده استامینوفن به مدت حدود ۵۰ روز انجام شد. برای بذر دهی اولیه راکتور، از لجن حوض ته نشینی ثانویه واحد تصفیه خانه یک شرکت داروسازی استفاده شد. در ادامه اثر پارامترهای مهم مانند زمان سیکل (۶-۲۴ hr)، زمان ماند هیدرولیکی (۱۰-۲۷ hr)، غلظت آلاینده ورودی (۱۰۰-۱۰۰۰ mg/L)، غلظت COD ورودی (۳۶۰-۷۶۰ mg/L) و دما (۱۴-۳۰°C) بر عملکرد راکتور مورد بررسی قرار گرفت. در تمامی مراحل مقدار pH کنترل و در حدود ۷ تنظیم شد. در نهایت نیز عملکرد دو راکتور CBR و SBR باهم مقایسه شد. نتایج نشان داد که CBR، با میانگین راندمان حذف ACT و COD به ترتیب برابر با ۹۴/۹۷٪ و ۹۴/۷۰٪ در سیکل ۱۸ ساعته، بهترین عملکرد را دارد. در مرحله کنترل غلظت آلاینده ورودی نتایج نشان داد تا غلظت ۵۰۰ mg/L و زمان ماند هیدرولیکی ۴۴/۳۸ ساعت با سیکل هوادهی ۱۶ ساعته، CBR می‌تواند بیش از ۹۹٪ استامینوفن و ۹۷٪ از COD را حذف نماید. همچنین راندمان حذف ACT و COD در همین شرایط تا غلظت ورودی ۱۰۰۰ mg/L به ترتیب بیش از ۹۶٪ و ۹۴٪ بود. نتایج بررسی اثر دما بر عملکرد سیستم نشان داد که عملکرد راکتور در حذف COD به افزایش دما حساس است. به گونه‌ای که با افزایش دما راندمان حذف کاهش پیدا می‌کند. با افزایش دما از ۱۴°C به ۳۰°C، راندمان حذف COD حدود ۱۶٪ کاهش یافت. نتایج مقایسه عملکرد دو راکتور CBR و SBR نیز بسیار قابل توجه بود، به طوری که در شرایط کاملاً یکسان، راندمان حذف ACT و COD در SBR به ترتیب حدود ۱۰٪ و ۱۵٪ کاهش یافتند. با توجه به عملکرد راکتور بیولوژیکی سیکلی که تزریق آلاینده به صورت قطره‌ای با عملکرد پیوسته است، همواره با توجه به زیاد بودن

نسبت میکروارگانیزم‌ها به مواد غذایی موجود در لحظه، مواد غذایی با سرعت بیشتری توسط میکروارگانیزم‌ها جذب می‌شود، که این ویژگی سبب افزایش راندمان حذف مواد آلی نسبت به سایر سیستم‌های با جریان پیوسته می‌شود. همچنین این ویژگی باعث می‌شود که راکتور به شدت در مقابل شوک بار آلی اعمالی مقاوم باشد. در CBR، با توجه به اینکه تمامی عملیات، شامل واکنش، ته‌نشینی و تخلیه، در یک مخزن صورت می‌گیرد، بدون هیچ نگرانی از خروج MLSS از طریق پساب خروجی می‌توان مقدار آن را تا حد بسیار بالایی افزایش داد.

واژگان کلیدی: راکتور بیولوژیکی سیکلی، استامینوفن، تصفیه بیولوژیکی، ترکیبات دارویی

۱- مقدمه

شهری قاره اروپا تا حدود $6 \mu\text{g/L}$ گزارش شده است. این دارو در آب‌های طبیعی کشور ایالات متحده آمریکا از حدود ۱۰ تا ۶۵ میکروگرم در لیتر گزارش شده است [4].

از ۱۳۹ رودخانه بررسی شده در ایالات متحده آمریکا در سال ۱۹۹۹ و ۲۰۰۰، استامینوفن دارای دوزاژ تا حدود $10 \mu\text{g/L}$ بوده است. این ترکیبات دارویی در آب آشامیدنی شهرهایی از جمله آتلانتا، نیویورک و اوکلاهاما در کشور ایالات متحده آمریکا یافت شده‌اند. منابع طبیعی آب آشامیدنی این کشور بعد از انجام مراحل صاف‌سازی، گندزدایی و فیلتراسیون در تصفیه‌خانه‌های آب، حاوی استامینوفن با غلظت $0.003 \mu\text{g/L}$ گزارش شده‌اند. موسسه منابع آب عمومی ایالات متحده آمریکا غلظت استامینوفن را در آب‌های زیرزمینی تا حدود $1/89 \mu\text{g/L}$ تشخیص داده است. در صورت مصرف این دارو در دوزهای بالینی، مقدار قابل‌توجهی از این ترکیب (در حدود ۵۸ الی ۶۸ درصد) از طریق مدفوع و ادرار انسان دفع می‌شود، که حدود ۴ درصد از این ماده بدون تغییر وارد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شده و تا حدود ۱۵ روز می‌تواند بدون اینکه تجزیه شود در محیط باقی بمانند و مخاطرات زیست‌محیطی بسیاری را به دنبال داشته باشند. حذف استامینوفن از محیط‌های آبی آلوده توسط روش‌های متداول تصفیه ناقص بوده و غلظت آن در پساب خروجی تا حد چند صد نانوگرم در لیتر تشخیص داده شده است [5]. در مطالعه‌ای که توسط Rabiet و همکاران صورت گرفته است، غلظت استامینوفن در چاه‌های آب شرب را در حد ۲۱۱ نانوگرم در لیتر تشخیص داده‌اند [6]. وجود قابل توجه این ماده در محیط‌زیست و منابع مختلف آبی و گستردگی آلودگی

ترکیبات دارویی گروه بزرگی از مواد درمانی انسان‌ها و حیوانات هستند که به مقدار زیادی در سراسر جهان استفاده می‌شوند. هرچند مقدار آن‌ها در محیط‌های آبی کم است ولی ورود دائم و درازمدت آن‌ها در آب‌ها سبب ایجاد پتانسیل خطر برای محیط‌های فوق و ارگانیزم‌های آن‌ها می‌شود. بنابراین در چند سال آینده این ترکیبات یکی از معضلات غیرمنتظره زیست‌محیطی خواهند بود.

ترکیبات دارویی می‌توانند در اثر تخلیه مستقیم (مانند فاضلاب صنایع داروسازی) و غیرمستقیم (مانند پساب‌های شهری و بیمارستانی) وارد محیط و منابع آبی شوند. به دلیل آثار سمی این مواد بر انسان و محیط‌زیست، به عنوان یکی از آلاینده‌های نوظهور مطرح شده است [1]. در این پژوهش، استامینوفن^۱ به‌عنوان نماینده پرمصرف‌ترین گروه داروها انتخاب شده است. استامینوفن یا (پاراستامول^۲، پاراستیل آمینوفنول^۳) با فرمول شیمیایی $\text{C}_8\text{H}_9\text{NO}_2$ ، یک داروی غیر مخدر، ضد درد و تب بر با قابلیت حل شدن 12900 mg/L است که برای کاهش دردهایی مانند سردرد، سرماخوردگی و آنفولانزا و دردهای خفیف مثل درد مفاصل و ماهیچه‌ها و در مواردی اختلال در اعصاب محیطی بکار می‌رود [2]. همچنین می‌تواند در تسکین دردهای شدیدتر مانند دردهای پس از جراحی و دردهای حاصل از سرطان‌های پیشرفته استفاده شود [3]. گزارش‌های مرتبط با حذف استامینوفن از سیستم‌های تصفیه فاضلاب متفاوت بوده و از حذف کامل این ترکیب تا کاهش جزئی و بدون حذف بیان شده است. غلظت این ترکیب در پساب‌های تصفیه‌خانه‌های

^۳ Para-acetylamino phenol

^۱ Acetaminophen

^۲ Paracetamol

O و همکاران در سال ۲۰۱۶ روی حذف ترکیبات مختل کننده‌ی غدد درون‌ریز از جمله استامینوفن، کاربامازوپین، استروژن و پروژسترون توسط بیوراکتور MBR در مقیاس واقعی و آزمایشگاهی مطالعه کردند. نتایج نشان دادند که استامینوفن ورودی با غلظت 480 ng/l به طور کامل در بیوراکتور با مقیاس واقعی حذف شد در صورتی که در بیوراکتور با مقیاس آزمایشگاهی ۹۵٪ از استامینوفن ورودی حذف شد [11].

Rahman و همکاران در سال ۲۰۲۰ توانستند با سنتز Ca (II) doped chitosan/ β -cyclodextrin، پتانسیل این ماده را به عنوان یک ماده جاذب برای حذف استامینوفن از محلول‌های آبی بررسی نمایند. نتایج بدست آمده نشان داد که در pH برابر با $0.7/2 \text{ gr}$ ، از ماده جاذب قادر به حذف ۹۹/۸۸٪ از استامینوفن از 20 ml محلول آبی با غلظت استامینوفن 20 mg/L است [12].

Mojiri و همکاران در سال ۲۰۱۹، با معرفی یک روش جدید با عملکردی بسیار بالا موفق به حذف آلودگی‌های دارویی از محلول‌های آبی شدند. این روش که شامل یک مرحله ازن زنی و یک مرحله جذب توسط ستون‌هایی با بستر ثابت تشکیل شده از $\text{chitosan/bentonite}$ بود، توانست ۸۴/۸٪ استامینوفن با غلظت اولیه 0.2 mg/L را حذف نماید. پس از عبور محلول آبی از مرحله دوم هیچ استامینوفنی شناسایی نشد [13].

Ahed و همکاران در سال ۲۰۲۰ در مطالعه‌ای به مقایسه توانایی کاتالیزورهای ZnO و TiO_2 در تجزیه استامینوفن از محلول‌های آبی پرداختند. نتایج نشان داد که ZnO می‌تواند در pH برابر با ۹، حدود ۹۷٪ از استامینوفن را در زمان ماند ۱ ساعت تجزیه نماید و در مدت زمان ۲ ساعت در pH برابر با ۷ تمام استامینوفن را حذف نمودند [14].

لیلی و همکاران در سال ۲۰۱۴ روی حذف فورفورال با استفاده از روش‌های شیمیایی و بیولوژیکی مطالعه کردند. در این مطالعه از راکتور بیولوژیکی سیکلی (CBR)، برای حذف غلظت‌های بالای فورفورال و نیز فاضلاب حاوی فورفورال پیش‌تصفیه شده با فرآیند ازن‌زنی کاتالیزوری استفاده شد و همچنین تأثیر پارامترهایی چون زمان ماند هیدرولیکی، غلظت (بارگذاری) فورفورال و اثر میزان پیش‌تصفیه با COP در عملکرد راکتور بررسی شد. نتایج حاصل

این گروه از ترکیبات دارویی، اهمیت موضوع مطالعه شده را نشان می‌دهد.

غلظت این مواد در محیط‌زیست در اندازه‌های کم نیز نباید چشم‌پوشی شود، چون این مواد از نظر زیستی فعال هستند و به علت حضور مداوم خود در محیط باعث ایجاد آثار مخرب بر منابع آبی، ارگانسیم‌های موجود در محیط‌های آبی و خاکی، انسان‌ها و حیوانات می‌شوند. در حدود ۹۰ درصد از ترکیبات استامینوفن در سلول‌های کبدی به صورت اسیدهای گلوکورونیک و ساختار سولفونات، متابولیزه می‌شود. پس مصرف بی‌رویه این دارو می‌تواند سبب آسیب و التهاب سلول‌های کبدی و کلیوی شود [7]. بنابراین اگرچه غلظت این ماده در محیط بسیار کم و ناچیز است و اثر سمیت حاد ندارد، اما در دراز مدت می‌تواند آثار خطرناکی بر سلامت انسان و محیط‌زیست داشته باشد [8]. این ترکیبات با توانایی تجمع پذیری در پیکره‌های آبی، باعث ایجاد آثار مخرب مزمن بر سلامتی انسان و حیوان می‌شوند.

Mowla و همکاران در سال ۲۰۱۴ روی تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی ترکیبات دارویی از جمله استامینوفن، سالیسیلیک اسید، دیکلوفناک و کلرامفنیکل توسط فرآیند لجن فعال متداول مطالعه کردند. نتایج نشان دادند که در زمان ماند هیدرولیکی ۴۸ ساعت، ۶۷٪ حذف استامینوفن با غلظت ورودی $2/5 \text{ mg/L}$ انجام شد [9].

Fan H و همکاران در سال ۲۰۱۴ کارایی بیوراکتور غشایی مستغرق (SMBR) را در حذف پنج ترکیب دارویی استامینوفن، ناپروکسن، دیکلوفناک، کارماپازین و استرادیول از فاضلاب سنتتیک خانگی مورد مطالعه قراردادند. بیوراکتور غشایی مستغرق مطالعه شده، در زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت، ۹۲/۲٪ از استامینوفن ورودی به سیستم را حذف کرده بود [10].

Abdullah و همکاران در سال ۲۰۱۶ روی حذف استامینوفن با فرآیند متابولیسم همراه (فاضلاب صنعت آبجوسازی) توسط بیوراکتور بی‌هوای با بستر ثابت مطالعه کرده‌اند. نتایج نشان دادند در بهترین حالت راهبری بیوراکتور بی‌هوای با بستر ثابت، حذف $\text{COD } 98\%$ و $\text{TOC } 93\%$ بعد از اضافه کردن 15 mg/L استامینوفن به دست آمد [2].

تخلیه جریان رویی و یک عدد در قسمت فوقانی (ارتفاع cm ۲۵ از کف مخزن) به عنوان شیر اطمینان. سایر متعلقات شامل یک عدد پمپ تزریق فاضلاب، شیر تخلیه خودکار، تایمر برقی، مخزن فاضلاب خام و مخزن پساب حاصل از راکتور که در شکل (۱) نشان داده شده است.

به منظور تجزیه بیولوژیکی استامینوفن نیاز به مرحله سازگاری و غنی سازی است. برای این منظور یک زمان مشخص در نظر گرفته می شود تا حدی که غلظت آلاینده باقی مانده در محیط کاهش یابد. به شکل تجربی اگر ۹۰٪ حذف آلاینده در طول دوره مورد نظر صورت گیرد، نشان دهنده پایان مرحله سازگاری است. در پایان این مرحله میکروارگانیسم ها توانایی تجزیه آلاینده را در یک زمان مشخص به دست می آورند. پس از انجام مرحله سازگاری لازم است تعداد میکروارگانیسم ها افزایش یابد. در این مرحله شاخص دستیابی به غنی سازی، کاهش زمان مورد نظر به منظور رسیدن به راندمان حذف ۹۰٪ از آلاینده است. برای بذر دهی اولیه راکتور، از لجن حوض ته نشینی ثانویه واحد تصفیه خانه یک شرکت داروسازی استفاده شد.

راکتور استفاده شده برای سازگاری میکروارگانیسم های تجزیه کننده استامینوفن در ابتدا یک مخزن پلی اتیلن با حجم تقریبی ۲ لیتر، حاوی ۱/۵ لیتر از لجن فوق و ۰/۵ لیتر ترکیب آب مقطر، مواد مغذی و پودر استامینوفن بود. در این مرحله از آزمایش که به مدت ۵۰ روز به طول انجامید، راکتور به صورت SBR راه اندازی شد و به منظور محاسبه راندمان حذف، برای رسیدن به حذف ۹۰٪ و پایان مرحله سازگاری، نمونه گیری برای انجام آزمایش COD و همچنین اندازه گیری مقدار استامینوفن موجود، به صورت روزانه و در زمان های مختلف انجام می گرفت.

فاضلابی که در این پژوهش مورد بررسی قرار گرفت مصنوعی بود. این فاضلاب با استفاده از پودر استامینوفن تهیه شده از شرکت سیگما آلدریچ، با خلوص بالای ۹۹٪ به روش رقیق سازی با آب مقطر و به صورت روزانه ساخته شد. مواد مغذی مورد استفاده علاوه بر آمونیوم سولفات (به عنوان منبع نیتروژن)، دی پتاسیم هیدروژن فسفات و پتاسیم دی هیدروژن

از این بخش نشان داد که CBR قادر است بیش از ۹۸ درصد فورفورال و ۷۱ درصد COD معادل را در غلظت های ورودی تا 1200 mg/L از فورفورال در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲/۱ با سیکل هوادهی ۶ ساعته حذف نماید. میانگین حذف فورفورال و COD در طول دوره راهبری CBR به ترتیب برابر ۹۷/۷ و ۸۲/۱ درصد تعیین شد [15].

در این مطالعه برای اولین بار از یک روش توسعه یافته بیولوژیکی برای حذف استامینوفن از آلاینده های دارویی استفاده شده است. برای این منظور از راکتور بیولوژیکی سیکلی (CBR) که از انواع اصلاح شده سیستم های راکتور ناپیوسته متوالی (SBR) متعارف است، استفاده شد. از مهم ترین تفاوت های سیستم CBR و SBR این است که در CBR تزریق فاضلاب به صورت پیوسته با استفاده از یک پمپ پرستالتیک انجام می شود. بدین صورت که همواره در طول فرآیند به جز زمان تخلیه جریان برقرار است. بنابراین، از مزایای آن می توان به امکان تصفیه فاضلاب های حاوی ترکیبات سمی و بازدارنده از طریق حذف شوک بارهای آلی و هیدرولیکی در یک تانکر متمرکز، جانمایی کمتر و راهبری ساده اشاره کرد [17].

این مطالعه به بررسی زمان سیکل، زمان ماند هیدرولیکی، غلظت آلاینده ورودی، غلظت COD ورودی و دما بر عملکرد راکتور بیولوژیکی سیکلی در حذف آلاینده دارویی استامینوفن، از فاضلاب می پردازد. در نهایت نیز عملکرد دو راکتور CBR و SBR باهم مقایسه شد.

۱- مواد و روش ها

در این پژوهش راکتور مورد استفاده از جنس پلکسی گلاس و استوانه ای شکل با قطر داخلی ۲۰ سانتی متر و ارتفاع ۳۰ سانتی متر و با حجم کل حدود ۹/۵ لیتر در مقیاس آزمایشگاهی طراحی و ساخته شد. از یک پمپ هوا مدل HAILEA, ACO-308، به همراه دیفیوزرها برای تأمین هوای مورد نیاز میکروارگانیسم ها به مقدار حداقل 3 mg/L استفاده شد. روی دیواره راکتور، ۳ عدد سر شیلنگ برنجی نصب شد، یک عدد برای تغذیه فاضلاب سنتتیک که در ارتفاع $2/5 \text{ cm}$ از کف قرار داشت، یک عدد در میانه مخزن (ارتفاع 15 cm از کف) برای

جذبی بود. برای تعیین آن، غلظت‌های مختلف و نمونه‌های حاصل از فرآیندهای مختلف و نیز یک نمونه از فاضلاب مصنوعی که هیچ‌گونه فرآیندی روی آن انجام نگرفته بود در دامنه ۲۲۰ تا ۴۰۰ نانومتر به دستگاه اسپکتروفتومتر تزریق شد. پیک‌های جذبی توسط آن قرائت و مقدار آن به‌طور میانگین برابر با ۲۴۷ نانومتر تعیین شد. از این محدوده طول‌موج برای اندازه‌گیری استامینوفن به روش اسپکتروفتومتری در مطالعات دیگر نیز استفاده شده است [18-19].

فسفات (به‌عنوان منبع فسفر و تأمین‌کننده ظرفیت بافری سیستم)، کلرید کلسیم و سولفات منیزیم (به‌عنوان عناصر موردنیاز برای اسکلت سلولی)، حاوی ساکاروز، کلرید آهن و سولفات منگنز نیز بودند که از شرکت مرک تهیه شدند، که در هر بار آزمایش با رعایت نسبت C/N/P برابر با ۱۰۰/۵/۱ در آب مقطر حل و آماده تزریق به راکتور شد.

برای اندازه‌گیری و سنجش غلظت استامینوفن از دستگاه Photonix Ar2017 مدل UV-Vis Array Spectrophotometer استفاده شد. برای این منظور نیاز به تعیین ماکزیمم طول موج

شکل ۱. متعلقات راکتور بیولوژیکی سیکی

Item Number	Name
1	Synthetic wastewater container
2	Peristaltic pump
3	Aeration pump
4	Cyclic biological reactor
5	Timer
6	Electric valve
7	Treated wastewater container

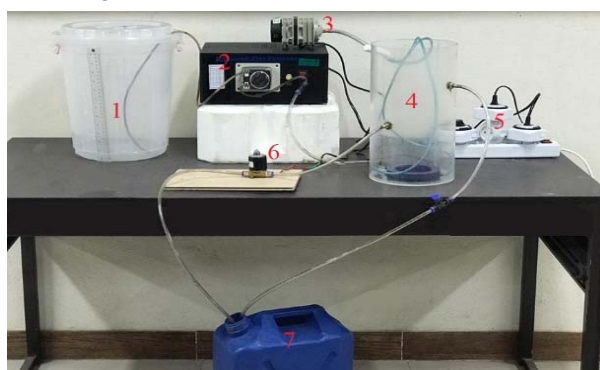


Fig. 1. Belongings of cyclic biological reactor

به مقدار ۴۵۰۰ mg/L افزایش یافت، و همواره در طول آزمایش‌ها با تخلیه MLSS مازاد، مقدار آن روی ۴۵۰۰ mg/L تنظیم شد.

با توجه به این شکل، با گذشت زمان، به‌تدریج کارایی سیستم بهتر شده و راندمان حذف COD افزایش پیدا کرد. برای نمونه، راندمان حذف COD در پایان روز دهم حدود ۶۴٪ اندازه‌گیری شد، درحالی‌که مقدار آن در روز اول برابر ۳۴/۶۶٪ بود. در بازه زمانی بین روزهای چهاردهم تا بیست‌وسوم، با افزایش پله‌ای غلظت استامینوفن از مقدار ۱ mg/L تا ۱۲۰ mg/L، مقدار راندمان حذف COD، با حدود ۲۲٪ افزایش از ۳۰٪/۶۴ به ۲۱٪/۸۶ افزایش یافت. مقدار راندمان به صورت روزانه برای رسیدن به بازده (۹۰٪)، کنترل شد تا فاز بعدی مطالعه آغاز شود.

همان‌گونه که اشاره شد، در این مرحله از سازگاری، تزریق فاضلاب سنتتیک به صورت منقطع انجام می‌شد و درواقع راکتور به صورت SBR راه‌اندازی شده بود. پس از سازگار نمودن

پس از مشخص شدن بیشینه پیک جذبی، منحنی کالیبراسیون برای تعیین ارتباط بین مقادیر جذبی و غلظت‌های مشخص شده ترسیم شد و معادله خط به دست آمد. سایر پارامترهای مورد اندازه‌گیری از جمله COD، DO، pH، MLSS و... بر اساس روش‌های ارائه شده در کتاب روش‌های استاندارد برای آزمایش‌های آب و فاضلاب انجام شد [20].

۲- نتایج و بحث

۲-۱- مرحله سازگاری جمعیت میکروبی

شکل (۲) نتایج سازگاری بیومس برای تجزیه ACT را نشان می‌دهد. برای این منظور در ابتدا راکتور به صورت تزریق منقطع و ناپیوسته راهبری شد که در آن شرایط، زمان لازم برای بیشینه حذف ACT در مدت‌زمان واکنش ۲۴ ساعت و غلظت اولیه استامینوفن ۵۰ mg/L بود که در طول بازه زمانی ۳۰ روزه به مقدار ۱۲۰ mg/L افزایش یافت. غلظت MLSS اولیه در ابتدای دوره سازگاری برابر ۷۳۰ mg/L بود که در پایان مرحله سازگاری

شکل (۳) چگونگی تغییرات راندمان حذف COD و ACT را در هنگام این ۱۸ روز نشان می‌دهد. همان‌گونه که نشان داده شده است، راندمان حذف ACT، در ابتدا ۸۷٪ بوده که در این مدت تا مقدار ۹۸/۸۵٪ افزایش یافت. ولی در رابطه با COD، میزان اختلاف بین کمینه و بهینه راندمان حذف کمتر از ۳٪ بود. با انجام این مرحله و رسیدن به میانگین راندمان حذف ACT و COD به ترتیب برابر با ۹۷/۸۶٪ و ۹۵/۲۴٪ از روز نهم به بعد که شرایط پایدار ایجاد شده است، می‌توان با اطمینان از اتمام مرحله سازگاری، فاز بعدی مطالعه را انجام داد.

میکروارگانیسم‌ها به آلاینده ACT، باید سازگاری آن‌ها برای تزریق قطره‌ای صورت می‌گرفت. در فاز بعدی مرحله سازگاری، تزریق قطره‌ای آلاینده صورت گرفت. در این مرحله طول دوره سیکل ۲۴ ساعته، زمان هوادهی ۲۲ ساعته و دبی تزریق L/hr ۰/۱۳ در نظر گرفت شد. زمان ماند نیز برابر ۵۹/۵ ساعت بود. در این مرحله از یک پمپ پریستالتیک، برای تزریق قطره‌ای آلاینده استفاده شد.

در این دوره از سازگاری که به مدت ۱۸ روز به طول انجامید، غلظت ACT و COD به ترتیب برابر با ۲۰۰ mg/L و ۵۰۰ mg/L لیتر بود. غلظت MLSS در پایان این مرحله برابر با ۴۵۰۰ mg/L بود.

شکل ۲. راندمان حذف COD در مرحله سازگاری

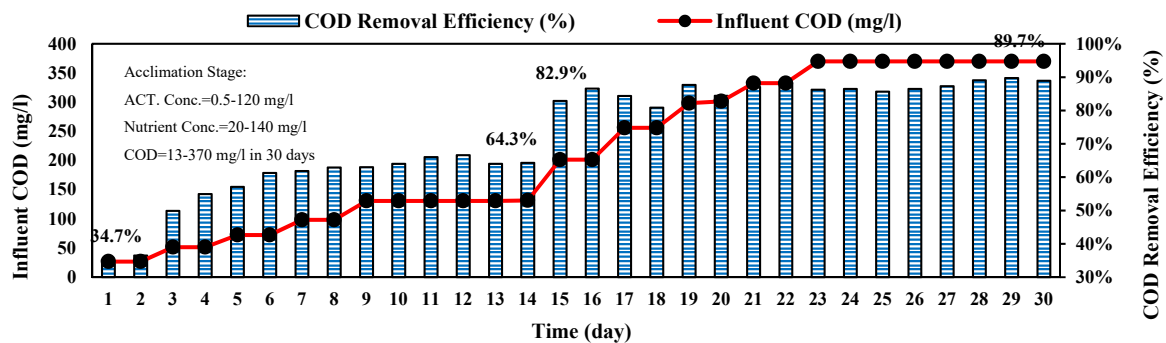


Fig. 2. COD removal efficiency in adaptation stage

۲-۲-۲ اثر زمان سیکل

روند تغییرات عملکرد راکتور در چهار مرحله تغییر سیکل، در شکل ۴ نشان داده شده است. با اعمال هر تغییر در سیکل، مقدار راندمان حذف هر دو پارامتر کاهش یافت. که با گذشت زمان در یک روند افزایشی به حالت پایدار رسید. در تغییر از سیکل ۲۴ ساعته به ۱۸، راندمان حذف افت داشته است که با ثابت نگه‌داشتن وضعیت سیکل، در هنگام ۱۰ روز راندمان افزایش یافت. ولی در سیکل ۱۲ ساعته، تغییرات راندمان حذف ACT و COD نوسانات زیادی نداشت و با میانگین ۹۶/۱۲٪ و ۹۵/۱۱٪ به ترتیب ACT و COD را حذف نموده است. در نهایت در سیکل ۶ ساعته، با بیشترین افت ایجاد شده، کمترین راندمان حذف برای هر دو پارامتر ACT و COD بدست آمد.

شکل ۳. راندمان حذف در فاز دوم سازگاری (مرحله تزریق قطره‌ای آلاینده)

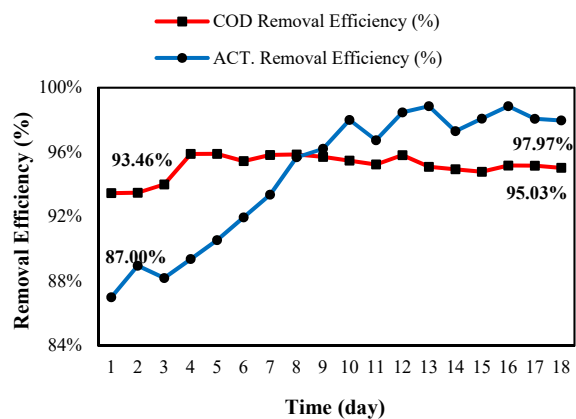


Fig. 3. Removal efficiency in the second stage of adaptation

شکل ۴ عملکرد راکتور بیولوژیکی سیکلی در سیکل‌های مختلف

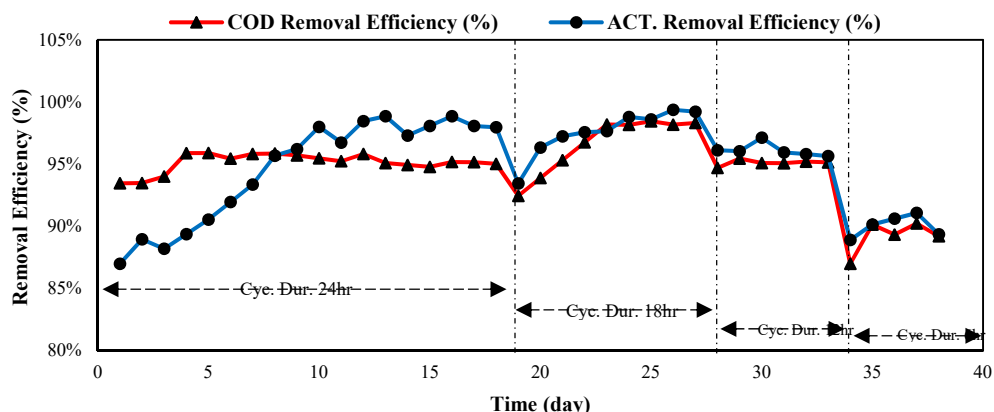


Fig. 4. CBR's performance in different stages

راندمان حذف ACT و COD در سیکل ۱۸ ساعته بدست آمده است، پس سیکل بهینه در این پژوهش سیکل ۱۸ ساعته در نظر گرفته شد.

به منظور مقایسه زمان سیکل انتخاب شده، موسوی و همکاران در سال ۲۰۱۰، در فرآیند حذف دو آلاینده سمی فنول و فرمالدهید از راکتور MSCR، موفق به حذف ۹۹٪ این دو آلاینده در سیکل ۶ ساعته، با زمان ماند هیدرولیکی ۱/۲۵ روز شدند. از آنجایی که راکتور MSCR اصلاحی از فرآیند لجن فعال با تزریق متناوب و دارای مدیا متحرک است، نرخ تجزیه و تخریب مواد به دلیل حضور بستر متحرک و نوع تزریق آلاینده افزایش یافته است [16]. در مطالعه‌ای دیگر که توسط موسوی و همکاران در سال ۲۰۱۶ به منظور حذف فورفورال توسط CBR مجهز به بستر متحرک انجام شد سیکل ۶ ساعته در راکتور به عنوان سیکل بهینه انتخاب شد که با زمان ماند ۱۲/۱ ساعت موفق به حذف ۹۸٪ فورفورال و ۷۱٪ COD شدند [17].

۳-۲-۳ اثر زمان ماند هیدرولیکی

میانگین حذف ACT و COD در زمان‌های ماند هیدرولیکی مختلف در شکل (۶) نشان داده شده است. با توجه به شکل مشاهده می‌شود که میانگین‌های حذف ACT و COD در تمامی زمان‌های ماند هیدرولیکی بیش از ۹۰٪ بوده ولی همواره با تغییر HRT، راندمان حذف هر دو پارامتر کاهش یافته که مقدار این

در شکل (۵) میانگین راندمان حذف ACT و COD را زمانی که شرایط تعادل پایدار حاکم شد در مدت دوره کنترل سیکل نشان می‌دهد. همان‌گونه که نشان داده شده است در سیکل ۱۸ ساعته، با میانگین راندمان حذف برابر با ۹۸/۷۳٪ و ۹۸/۲۶٪ به ترتیب برای ACT و COD، بالاترین راندمان حذف بدست آمد. با توجه به این نمودار، راندمان حذف هر دو پارامتر، در سیکل ۲۴ ساعته، حدود ۲ درصد کمتر از سیکل ۱۸ ساعته است. دلیل این کاهش را می‌توان افزایش در مقدار MLSS و در نتیجه کاهش اکسیژن محلول بیان نمود.

شکل ۵. میانگین راندمان حذف در شرایط پایدار در طول دوره کنترل سیکل

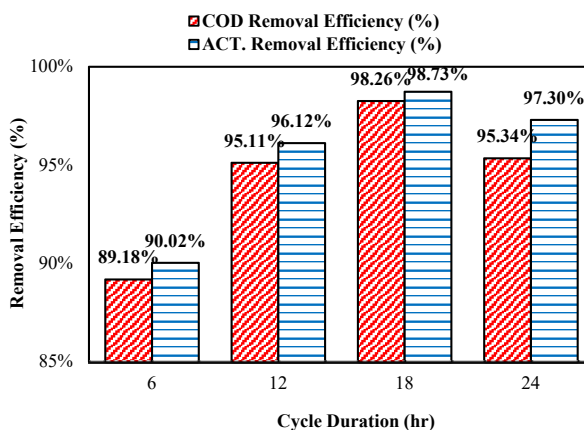


Fig. 5. Average removal efficiency in steady state for different cycles

همان‌گونه که در شکل (۵) نیز نشان داده شده است، بیشترین

همکاران در سال ۲۰۱۶ توانستند در زمان ماند ۷۲ ساعت با استفاده از بیوراکتور بی‌هوای با بستر ثابت، ۹۸٪ COD را حذف نمایند [2].

۴-۲- اثر غلظت استامینوفن ورودی

در این مطالعه غلظت اولیه ACT ورودی، ۱۰۰ mg/L بود که تا غلظت ۱۰۰۰ mg/L، در طول بازه ۲۰ روزه افزایش پیدا کرد، و همچنین مقدار COD از ۳۶۰ mg/L تا حدود ۷۶۰۰ mg/L متغیر بود. این بررسی در سیکل ۱۸ ساعته و دبی تزریق ۰/۱۸ L/hr انجام شد. در طول آزمایش مقدار MLSS برابر با ۴۵۰۰ mg/L نگه داشته شد.

نمودار شکل (۸) عملکرد CBR را در حذف ACT نشان می‌دهد. راندمان حذف ACT در این دوره با ۸/۱۰٪ کاهش، از مقدار ۹۹/۸۹٪ به ۹۱/۷۹٪ رسید، و همچنین میانگین راندمان حذف آن نیز در طول این دوره برابر با ۹۷/۵۸٪ بود.

شکل ۸ راندمان حذف ACT، در غلظت‌های مختلف

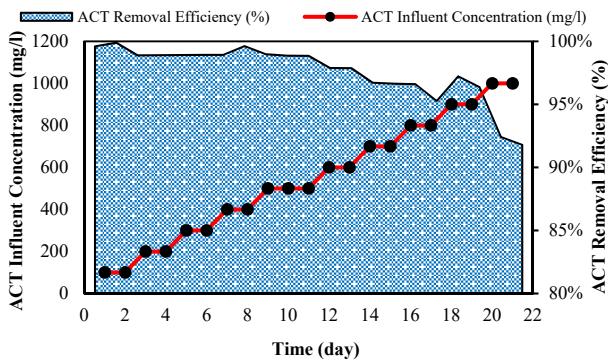


Fig. 8. ACT removal efficiency in different concentrations

شکل (۹) چگونگی تغییرات راندمان حذف COD به همراه غلظت COD ورودی را نشان می‌دهد. مطابق با شکل بازه حذف در محدوده ۹۲/۴۲٪ تا ۹۸/۷۸٪ بود. راکتور فوق تا غلظت COD معادل ۲۷۰۰ mg/L (و غلظت ACT برابر ۵۰۰ mg/L)، عملکردی مطلوب داشت و پس از آن با کاهش راندمان مواجه شد.

در مجموع، CBR با راندمان حذف ACT و COD به ترتیب برابر با ۹۷/۵۸٪ و ۹۵/۹۲٪ به شدت در مقابل غلظت آلاینده ورودی مقاوم بود و با توجه به ویژگی بارز این راکتور که تزریق به صورت

کاهش در COD بیشتر است.

شکل ۶ کنترل اثر زمان ماند هیدرولیکی

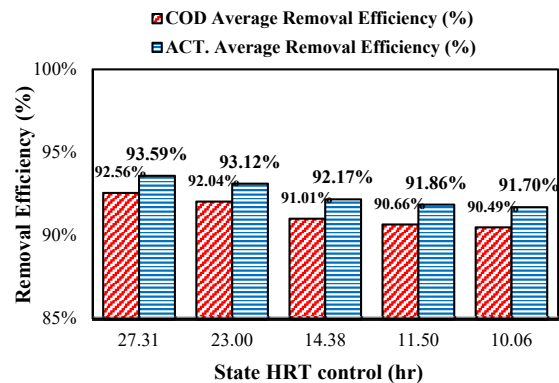


Fig. 6. Control of Hydraulic retention time (HRT) effect

در مطالعه‌های دیگر در پنج حالت مختلف با HRT‌های متفاوت، نرخ بارگذاری ACT بررسی شد. نتایج این مطالعه در شکل ۱ (۷) نشان داده شده است. به ترتیب از حالت ۱ تا ۵ کنترل زمان ماند هیدرولیکی، با کاهش HRT نرخ بارگذاری ACT افزایش یافت، که می‌توان کاهش در راندمان را به افزایش بارگذاری ACT نسبت داد. کمترین HRT دارای بالاترین بارگذاری بود که این امر منجر به بیشترین افت در راندمان حذف ACT و COD شد.

شکل ۱ نرخ بارگذاری ACT در HRT‌های مختلف

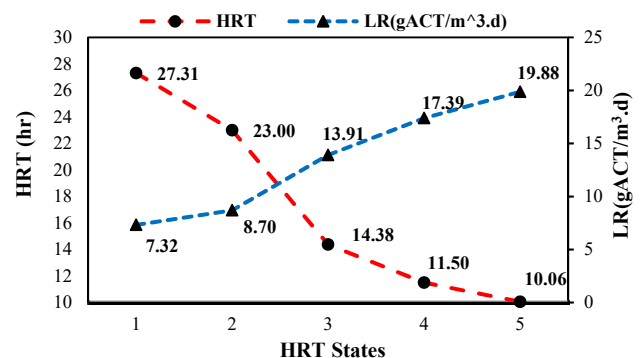


Fig. 7. ACT loading rate in different HRTs

لیلی و همکاران زمان‌های ماند هیدرولیکی ۱۰/۵ تا ۲۵/۴ ساعت را در حذف فورفورال از راکتور تلفیقی ازن‌زنی و CBR را بررسی کردند که نتایج نشان داد با تغییر HRT راندمان حذف COD و فورفورال به وضوح کاهش یافت. این کاهش هنگام ۲ الی ۳ روز به شرایط پایدار رسید. در طول دوره کنترل HRT، میانگین راندمان حذف COD و فورفورال به ترتیب بیش از ۹۸٪ و ۹۰٪ بود. نتایج نشان داد حساسیت CBR به تغییرات HRT، برای مقادیر پایین‌تر بیشتر است [15]. همچنین Abdullah و

رابطه با راندمان حذف ACT، بازه تغییرات آن بسیار کوچک و در محدود ۹۹/۹۹٪ تا ۹۵/۹۳٪ بود. در ادامه پس از بازگشت دما به دمای آزمایشگاه، دوباره دمای مخازن تغییر یافت و تا حدود ۱۴°C کاهش داده شد. در طول این کاهش، پس از شوکی که به مخازن اعمال شد، راندمان حذف COD با ۶/۵۷٪ کاهش به ۸۸/۳۱٪ رسید. ولی در رابطه با راندمان حذف ACT، مقدار شوک ایجاد شده بسیار کم بود و میانگین راندمان حذف آن حدود ۹۷٪ بود. از جمله دلایل کاهش راندمان شدید COD در دمای بالا را می‌توان به کاهش سطح اکسیژن محلول از مقدار ۷ mg/L به حدود ۳ mg/L با افزایش دما اشاره نمود.

در نتیجه این مطالعات مشاهده شد که تأثیرپذیری راکتور از تغییرات دمایی برای حذف COD، قابل توجه است. در مجموع می‌توان به این نتیجه رسید که عملکرد راکتور در حذف ACT، در شرایط دمایی متفاوت (سرد و گرم)، با میانگین راندمان بالای ۹۷٪ کاملاً مطلوب بود. کاهش حدود ۷ درصدی راندمان حذف COD در دمای بالا نشان داد که باید تمهیدات لازم برای بهبود آن صورت گیرد.

۱-۱-۶-۲- مقایسه عملکرد دو راکتور CBR و SBR در طول یک دوره ۲۰ روزه عملکرد دو راکتور SBR و CBR مقایسه شد. نمودار

شکل (۱۰) چگونگی تغییرات راندمان حذف COD و ACT را در این مطالعه نشان می‌دهد. در ده روز اول، راکتور به صورت بسته راه‌اندازی شد که در طول این مدت میانگین راندمان حذف ACT و COD به ترتیب برابر با ۸۸/۲٪ و ۸۰/۳٪ بود. از روز یازدهم که راکتور بصورت CBR راه‌اندازی شد، راندمان حذف هر کدام به ترتیب حدود ۱۰ و ۱۵ درصد افزایش یافت. با توجه به میانگین مقادیر نشان داده شده در نمودار، میزان راندمان حذف ACT و COD را در طول دوره راه‌اندازی راکتور به صورت جریان پیوسته (CBR)، اختلاف قابل توجهی با شرایط بسته (SBR) دارد.

قطره‌ای است، به یقین در غلظت‌های بالاتر هم نتایج مطلوبی به دست خواهد آمد.

جدول ۱. چگونگی تغییرات راندمان حذف در دماهای مختلف

Temperature (°C)	COD Removal Efficiency (%)			ACT Removal Efficiency (%)		
	Max	Min.	Ave.	Max.	Min.	Ave.
14	95.1	88.3	90.8	98.5	93.2	96.9
	7	1	7	8	6	8
21	99.9	82.3	94.8	98.9	98.0	98.5
	6	0	8	9	2	5
30	95.4	77.9	87.5	99.9	95.9	97.8
	3	2	6	9	3	2

Table 1 Changes of removal efficiency in different temperatures

شکل ۹. راندمان حذف COD در غلظت‌های مختلف

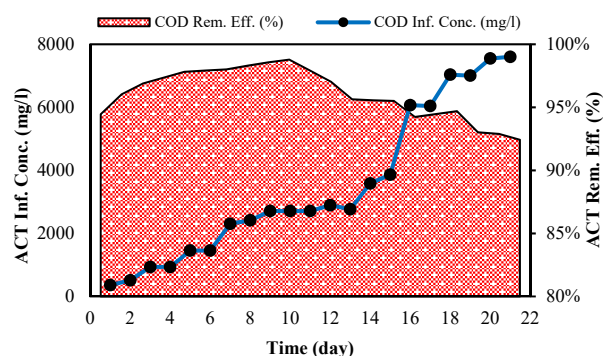


Fig. 9. COD Removal efficiency in different concentrations

۲-۵- اثر دما بر عملکرد راکتور

(۱) چگونگی تغییرات راندمان حذف ACT و COD را با توجه به تغییرات دما در بازه ۱۴-۳۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد. کنترل اثر دما بر عملکرد راکتور در یک بازه ۲۰ روزه بررسی شد. در این مطالعه غلظت ACT برابر با ۱۰۰ mg/L، طول دوره سیکل ۱۸ ساعت و دبی تزریق ۰/۱۸ L/hr در نظر گرفته شد و همواره در طول آزمایش مقدار pH در حالت خنثی نگه داشته شد و مقدار MLSS در طول این مدت روی ۴۵۰۰ mg/L حفظ شد.

با توجه به اطلاعات ارائه شده در این جدول، با افزایش دما راندمان حذف COD بیش از ۲۰٪ افت می‌کند. ولی در

شکل ۱۰. نحوه تغییرات راندمان حذف ACT و COD در راکتورهای SBR و CBR

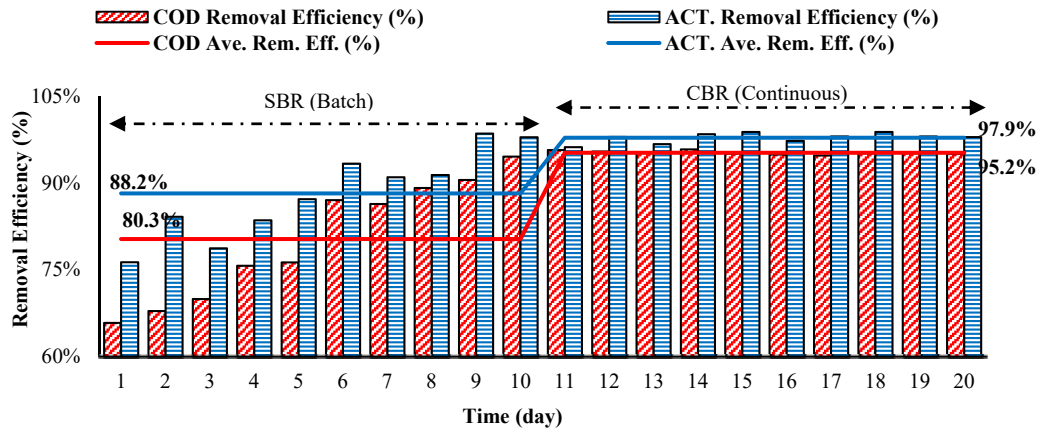


Fig. 10. Changes ACT&COD removal efficiency in CBR&SBR reactors

۳- نتیجه گیری

یکی از پارامترهای مهم در راهبری CBR، سیکل کاری آن است که در بازه ۶ تا ۲۴ ساعت می‌تواند متغیر باشد. در این پژوهش چهار سیکل ۶، ۱۲، ۱۸، و ۲۴ ساعته در ۴۰ روز بررسی شد. با تغییر در سیکل‌ها، میزانی افت در راندمان حذف COD و ACT ایجاد می‌شد که با یک سیر صعودی تدریجی به حالت پایدار می‌رسید. مقدار افت در تغییر از سیکل ۱۲ ساعته به ۶ ساعته بسیار قابل توجه بود. میانگین راندمان حذف COD و ACT در سیکل ۱۸ ساعته هم برای ACT و هم برای COD از سایر سیکل‌ها بالاتر، و به ترتیب حدود ۹۸٪ و ۹۷٪ بود، که در نتیجه آن سیکل ۱۸ ساعته به‌عنوان سیکل بهینه در نظر گرفته شد. در بررسی اثر زمان ماند هیدرولیکی، راکتور با سیکل ۶ ساعته راه‌اندازی شد که در تمامی زمان‌های ماند هیدرولیکی راندمان حذف ACT و COD بیش از ۹۰٪ بود. نرخ بارگذاری ACT در HRT های مختلف بررسی، و مشاهده شد با کاهش HRT، نرخ بارگذاری ACT افزایش یافت که در نتیجه آن کمترین HRT دارای بالاترین بارگذاری بود که این امر منجر به بیشترین افت در راندمان حذف ACT و COD شد. زمان ماند بهینه، در صورتی که هدف دستیابی به بالاترین راندمان حذف ACT و COD باشد، حدود ۲۷ ساعت و در صورتی که هدف بالاترین نرخ بارگذاری آلاینده باشد، حدود ۱۰ ساعت بدست آمد. در نتیجه بررسی‌های انجام شده می‌توان گفت که CBR به شدت در مقابل غلظت آلاینده ورودی مقاوم است و با توجه به ویژگی

بارز این راکتور که تزریق بصورت قطره‌ای است، به یقین در غلظت‌های بالاتر هم نتایج مطلوبی به دست خواهد آمد. تغییرات دمایی بر راندمان حذف ACT زیاد اثرگذار نبود ولی افزایش دما، راندمان حذف COD را به میزان قابل توجهی کاهش داد که از جمله دلایل این کاهش می‌توان، به کاهش سطح اکسیژن محلول اشاره نمود. بیشترین راندمان در دمای حدود ۲۰ درجه سلسیوس بدست آمد، که دمایی بود که از ابتدا میکروارگانیسم‌ها با آن سازگار شدند. میانگین راندمان حذف ACT و COD در حالت SBR، به ترتیب برابر با ۸۸/۲۲٪ و ۸۰/۳۱٪ بود. در حالی که برای CBR، مقادیر به ترتیب برابر ۹۷/۸۶٪ و ۹۵/۲۴٪ بدست آمد. با توجه به عملکرد CBR، که تزریق به صورت قطره‌ای و پیوسته است، راندمان حذف ACT و COD اختلاف قابل توجهی با SBR و شرایط بسته دارد.

۴- تشکر و قدردانی

بدین وسیله از معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه خوارزمی برای پشتیبانی در انجام این پژوهش صمیمانه تشکر می‌نمایم.

۵- اعلام تعارض منافع

نویسنده (نویسندگان) اعلام می‌کنند که هیچ نوع تعارض منافی وجود ندارد.

۶- منابع

- in full and pilot scale membrane bioreactor plants: Effect of flux rate on EDCs removal in short SRT. *Journal of Environmental Management*, 203(Pt 2), 847-852.
- [12] Rahman, N. & Nasir, M. 2020 Effective removal of acetaminophen from aqueous solution using Ca (II)-doped chitosan/ β -cyclodextrin composite. *Journal of Molecular Liquids*, 301, 112-454.
- [13] Mojiri, A., Vakili, M., Farraji, H. & Aziz, S. Q. 2019 Combined ozone oxidation process and adsorption methods for the removal of acetaminophen and amoxicillin from aqueous solution; kinetic and optimization. *Journal of Environmental Technology & Innovation*, 15, 100-404.
- [14] Zyoud, A. H., Zubi, A., Hejjawi, S., Zyoud, S. H., Helal, M. H., Zyoud, S. H., Qamhieh, N., Hajamohideen, A. R. & Hilal, H. S. 2020 Removal of acetaminophen from water by simulated solar light photodegradation with ZnO and TiO₂ nanoparticles: Catalytic efficiency assessment for future prospects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 104-038.
- [15] Leili, M., Moussavi, G. & Naddaf, K. 2014 Removal of Furfural from Wastewater Using Integrated Catalytic Ozonation and Biological Approaches. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, 1(1), 1-6.
- [16] Moussavi, G. & Heidarizad, M. 2010 Biodegradation of mixture of phenol and formaldehyde in wastewater using a single-basin MSCR process. *Journal of Biotechnology*, 150(2), 240-245.
- [17] Moussavi, G., Leili, M & Nadafi, K. 2016 Investigation of furfural biodegradation in a continuous inflow cyclic biological reactor. *Water science technology*, 73(2): 292-301.
- [18] Behera, S., Ghanty, S., Ahmad, F., Santra, S. & Banerjee, S. 2012 UV-Visible Spectrophotometric Method Development and Validation of Assay of Paracetamol Tablet Formulation. *Journal of Analytical & Bioanalytical Techniques*, 03, 06.
- [19] Vaiano, V., Matarangolo, M. & Sacco, O. 2018 UV-LEDs floating-bed photoreactor for the removal of caffeine and paracetamol using ZnO supported on polystyrene pellets. *Chemical Engineering Journal*, 350, 703-713.
- [20] Eaton AD, Franson MAH. Standard methods for the examination of water & wastewater: Amer Public Health Assn; 2017.
- [1] Klavarioti, M., Mantzavinos, D. & Kassinos, D. 2009 Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 35(2), 402-417.
- [2] Abdullah, N., Fulazzaky, M. A., Yong, E. L., Yuzir, A. & Sallis, P. 2016 Assessing the treatment of acetaminophen-contaminated brewery wastewater by an anaerobic packed-bed reactor. *Journal of Environmental Management*, 168, 273-279.
- [3] Li, Y., Song, W., Fu, W., Tsang, D. C. W. & Yang, X. 2015 The roles of halides in the acetaminophen degradation by UV/H₂O₂ treatment: Kinetics, mechanisms, and products analysis. *Chemical Engineering Journal*, 271, 214-222.
- [4] Chang, C.-T., Wang, J.J., Ouyang, T., Zhang, Q. & Jing, Y.H. 2015 Photocatalytic degradation of acetaminophen in aqueous solutions by TiO₂/ZSM-5 zeolite with low energy irradiation. *Materials Science and Engineering: B*, 196, 53-60.
- [5] de Luna, M. D., Briones, R. M., Su, C. C. & Lu, M.C. 2013 Kinetics of acetaminophen degradation by Fenton oxidation in a fluidized-bed reactor. *Chemosphere*, 90(4), 1444-1448.
- [6] Xiao, H., Song, H., Xie, H., Huang, W., Tan, J. & Wu, J. 2013 Transformation of acetaminophen using manganese dioxide-mediated oxidative processes: reaction rates and pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 250-251, 138-146.
- [7] Inkielewicz-Stepniak, I. & Knap, N. 2012 Effect of exposure to fluoride and acetaminophen on oxidative/nitrosative status of liver and kidney in male and female rats. *Pharmacological Reports*, 64(4), 902-911.
- [8] Xie, G., Chang, X., Adhikari, B. R., Thind S. S. & Chen A. 2016 Photoelectrochemical degradation of acetaminophen and valacyclovir using nanoporous titanium dioxide. *Chinese Journal of Catalysis*, 37(7), 1062-1069.
- [9] Mowla, A., Mehrvar, M. & Dhib, R. 2014 Combination of sonophotolysis and aerobic activated sludge processes for treatment of synthetic pharmaceutical wastewater. *Journal of Chemical Engineering*, 255, 411-23.
- [10] Fan, H., Li, J., Zhang, L. & Feng, L. 2014 Contribution of sludge adsorption and biodegradation to the removal of five pharmaceuticals in a submerged membrane bioreactor. *Journal of Biochemical Engineering*, 88, 101-7.
- [11] Komesli, O. T., Muz, M., Ak, M. S., Bakirdere, S. & Gökçay C. F. 2017 Comparison of EDCs removal

Investigation of the effecting parameters on the removal of Acetaminophen using Cyclic Biological Reactor (CBR)

H. Khoshvagt¹, M. Delnavaz^{2*}, M. Leili³

1. MSc Student in Civil-Environmental Engineering, Kharazmi University

2. Associate professor, Faculty of Engineering, Civil Engineering Department, Kharazmi University

3. Associate professor, Department of Environmental Health Engineering, Hamadan University of Medical Sciences

*delnavaz@khu.ac.ir

Abstract

As a result of progressing of industries and population growth, new chemical contaminants have entered to natural water resources that in order to protect the environment and promote hygiene, they should be purified. Acetaminophen is the most widely used chemical pharmaceutical compound. In this study has been tried to omit acetaminophen from water solutions by cyclic biologic procedures. This kind of procedures are friendly environment. The CBR process is a modification of the sequential split reactor (SBR) process. However, instead of the wastewater being injected into the reactor, the contaminant is injected into the process using a continuous drip pump, thus the possibility of shock to the reactor. The purification process is reduced. This treatment system can be used for treatment of various types of municipal and industrial wastewater. In this study synthetic sewage includes acetaminophen, in laboratory scale, has been treated. The first phase of the test involved the adaptation of acetaminophen-degrading microorganisms that lasted for 50 days. Secondary settling sludge from a pharmaceutical company was used for primary seeding. Then the effect of cycle time (6-24 hours), hydraulic retention time (10.03-27.30 hours), density of inlet contaminant (100-1000 mg/L), density of inlet COD (360-7600 mg/L), and temperature (14-30°C), on the reactor's performance was investigated. The pH value has been checking and setting on 7 at all stages. At the end of study, the performance of the two CBR and SBR reactors was compared. During the tests, the concentration of ACT was measured by UV-Vis set. The other parameters were measured based on the standard procedures. The results showed the reactor had the best performance in 18 hours' cycle. The average of removal efficiency of COD and ACT in during this period was 94.70% and 94.97%, respectively. In the phase of control of the concentration of inlet contaminant, the result showed in density of inlet acetaminophen 500 mg/L, hydraulic retention time 44.38 hours, and the 16 hours' aeration cycle, the reactor can remove more than 99% of acetaminophen and 97% of COD in the contaminants. In the same condition and concentration of inlet acetaminophen up to 1000 mg/L, removal efficiency of ACT and COD was more than 96% and 94%, respectively. Also temperature changes had a great effect on the reactor performance, so that with increasing temperature up to 30°C, COD removal efficiency decreased by 16% to 78%. Whereas with the change of temperature from 14° to 30°C the ACT mean removal was 97.8%. The results of comparing the performance of the two CBR and SBR reactors were also significant, so that, in the same condition, in the SBR, the removal efficiency of COD and ACT were decreased 15% and 10%, respectively. Since the cyclic biological reactor is injected by stepwise process, the results show foodstuffs are more rapidly absorbed by microorganisms, because microorganisms are more than foods. This feature increases the removal efficiency of organic matter in this system over continuous flow systems. Also, due to this feature, the reactor is highly resistant against of load shock. Given that all the phases, settling and discharging processes, take place in one storage, without worrying about leaving MLSS through the effluent, it can be greatly increased.

Keywords: Cyclic biological reactor, Acetaminophen, Biological treatment, Pharmaceutical compounds