

## افزایش درجه تجزیه پذیری و حلالیت لجن ثانویه فاضلاب شهری ورودی به هاضم بی هوازی از طریق پیش تصفیه کاویتاسیون هیدرودینامیک

الهه عباسی<sup>۱</sup>، سعادت سولماز<sup>۲</sup>، ایوب کریمی جشنی<sup>۳\*</sup>، محمد هادی شفایی<sup>۴</sup>

تاریخ دریافت: ۱۶-۱۲-۱۳۹۷ صص: ۸۰-۷۱ تاریخ پذیرش: ۱۳-۰۱-۱۳۹۹

### چکیده

به منظور افزایش درجه تجزیه پذیری و حلالیت لجن ثانویه، در جهت ارتقا عملکرد هضم بی هوازی لجن فاضلاب، روش های مختلف پیش تصفیه قبل از ورود به هاضم بی هوازی به کار گرفته می شود. اخیرا کاویتاسیون هیدرودینامیکی، به عنوان یکی از روش های موثر جهت پیش تصفیه لجن ثانویه فاضلاب، مورد توجه محققین قرار گرفته است. در این مطالعه به بررسی آزمایشگاهی اثر بکارگیری اوریفیس به عنوان راکتور کاویتاسیون هیدرودینامیکی، بر روی اکسیژن خواهی شیمیایی محلول SCOD، درجه تجزیه پذیری و دیگر پارامترها پرداخته شده است. قبلا هندسه اوریفیس مورد استفاده در سیستم پیش تصفیه، با هدف رسیدن به یک عدد کاویتاسیون معین (۰/۲) که برای تخریب سلولی مطلوب می باشد، بهینه شده است. در این پژوهش بر اثر ۶۰ دقیقه پیش تصفیه کاویتاسیونی، میزان SCOD لجن ثانویه، از ۸۵۷ به ۵۳۷۶ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت. آزمایش های انجام شده در این پژوهش مشخص کرد که کاویتاسیون، از طریق شکستن دیواره سلولی میکروارگانیسم ها و ورود مواد آلی به فاز محلول، سبب افزایش چشم گیر اکسیژن خواهی شیمیایی محلول (SCOD) و درجه تجزیه پذیری می شود. نهایتا یک رابطه خطی بین کدورت و اکسیژن خواهی شیمیایی محلول لجن پیش تصفیه شده در بازه زمانی مورد آزمایش به دست آمد که می توان از آن برای محاسبه یک پارامتر توسط پارامتر دیگر استفاده کرد.

**کلمات کلیدی:** کاویتاسیون هیدرودینامیک، اوریفیس، اکسیژن خواهی شیمیایی محلول (SCOD)، لجن ثانویه، پیش تصفیه

<sup>۱</sup> دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی عمران- گرایش مهندسی محیط زیست، دانشکده مهندسی، دانشگاه شیراز، فارس، ایران

<sup>۲</sup> استادیار بخش مهندسی راه ساختمان و محیط زیست، دانشکده مهندسی، دانشگاه شیراز، فارس، ایران

<sup>۳</sup> دانشیار بخش مهندسی راه ساختمان و محیط زیست، دانشکده مهندسی، دانشگاه شیراز، فارس، ایران

<sup>۴</sup> دانشجوی دکتری مهندسی هوافضا، بخش مهندسی مکانیک، دانشکده مهندسی مکانیک، دانشگاه شیراز، فارس، ایران

\* نویسنده مسول مقاله: akarimi@shirazu.ac.ir، تلفن: ۰۹۱۷۳۰۰۷۹۰۱

## مقدمه

در حال حاضر اکثر هاضم‌های بی‌هوازی مزوفیلیک و یا ترموفیلیک تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری با مسائل و محدودیت‌هایی از جمله درجه کم تجزیه شدن لجن، تولید کم بیوگاز، مشکلات بو و عدم تعادل در فرآیند روبه‌رو هستند. علاوه بر آن هزینه‌های بسیار بالای تامین انرژی برای مدیریت و تصفیه لجن، هنوز چالشی برای بسیاری از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری می‌باشد [۱]. بنابراین بهبود عملکرد هاضم‌های بی‌هوازی با به‌کارگیری روش‌ها و تکنولوژی‌های اقتصادی و بهینه از نظر مصرف انرژی، به عنوان یک نگرانی و مسئله مهم، می‌تواند مورد توجه قرار گیرد و به طور متمرکز به آن پرداخته شود. از طرف دیگر هزینه‌های بالای تولید انرژی و نگرانی راجع به گرمایش جهانی، اهمیت به‌کارگیری منابع انرژی‌های تجدیدپذیر و نیز تلاش برای کاهش انتشار کربن را پررنگ‌تر می‌کند. لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب یکی از منابع تولید انرژی تجدیدپذیر می‌باشد و معمولاً از بیوگاز تولید شده از هضم بی‌هوازی آن برای تولید برق استفاده می‌شود [۲]. هضم بی‌هوازی روشی متداول برای تثبیت لجن است که سبب کاهش مواد فرار لجن و تولید بیوگاز می‌شود [۳]. فرایند هضم بی‌هوازی شامل چهار مرحله از جمله: هیدرولیز، اسیدسازی، استات‌سازی و متان‌سازی می‌باشد [۱]. به علت سرعت پایین مرحله هیدرولیز لجن، تجزیه بی‌هوازی، فرایندی کند است و نیازمند به‌کارگیری هاضم‌های بزرگ می‌باشد. متوسط زمان هضم بیش از ۳۰ تا ۴۰ روز می‌باشد. پیش‌تصفیه لجن، قبل از ورود به هاضم به طور موثری می‌تواند سبب بهبود هیدرولیز لجن و در نتیجه کاهش قابل ملاحظه‌ای در زمان هضم شود. علاوه بر کاهش زمان ماند، پیش‌تصفیه باعث افزایش حلالیت لجن (افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول) می‌شود که نهایتاً به افزایش میزان تولید گاز متان منجر می‌شود [۴].

همان‌گونه که اشاره شد بازدهی هضم بی‌هوازی لجن می‌تواند با استفاده از انواع مختلف تکنیک‌های پیش‌تصفیه همانند گرمایی، ماکروبی، آلتراسونیک، شیمیایی، ازن‌زنی و کاویتاسیون هیدرودینامیک و... بهبود یابد [۲، ۵، ۱۰]. اکثر روش‌های فوق، مشکلاتی به همراه دارند که استفاده از آن‌ها را با محدودیت روبه‌رو می‌کند. روش گرمایی مصرف انرژی بالایی دارد و در حین هیدرولیز گرمایی، اسیدهایی

تولید می‌شود که تثبیت لجن را کاهش می‌دهد. همچنین هنگام استفاده از این روش در دماهای بالا، ترکیبات غیرقابل تجزیه بیولوژیکی و پیچیده تولید می‌شود [۱۱]. علاوه بر این پیش‌تصفیه گرمایی باعث تغییر رنگ لجن خروجی نیز می‌شود. این روش در بازه گسترده‌ای، از دمای ۵۰ تا ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد مورد آزمایش قرار گرفته است و در نتیجه آن حلالیت لجن به طور قابل ملاحظه‌ای ارتقا پیدا کرده است ولی بازدهی تولید متان افزایش چشم‌گیری نداشته است [۹]. روش شیمیایی سبب تغییر ترکیب لجن می‌شود. از طرفی همه مواد آلی محلول، در روش شیمیایی تجزیه نمی‌شوند. همچنین استفاده از این روش، سایش و گرفتگی تجهیزات را در پی دارد [۱۱]. یکی از فرایندهای دیگری که جهت پیش‌تصفیه فاضلاب ورودی به هاضم بی‌هوازی مطرح می‌شود، کاویتاسیون می‌باشد. کاویتاسیون را می‌توان پدیده‌ای تعریف کرد که شامل هسته‌سازی، رشد و اضمحلال حباب‌های ایجاد شده درون مایع می‌باشد. زمانی که فشار مایع به فشار بخار آن برسد حباب‌های ریزی درون مایع تشکیل می‌شوند. این حباب‌ها پس از تشکیل رشد کرده و زمانی که به سایز بحرانی رسیدند، متلاشی می‌شوند [۱۲]. اضمحلال حباب درون مایع سبب ایجاد نقاطی با فشار و دمای بسیار بالا در مایع و تولید امواج شوک<sup>۱</sup> می‌شود [۱۳]. کاویتاسیون آلتراسونیک یک روش قدرتمند فیزیکی است که با تولید نیروهای برشی شدید، به طور موثری سبب تجزیه لجن می‌شود. ولی روش آلتراسونیک انرژی زیادی نیاز دارد. از طرفی در اثر بالا بردن مقیاس، مشکلات متعددی در پی خواهد داشت [۹]. روش کاویتاسیون هیدرودینامیک با عبور سیال از یک اوریفیس و تشکیل حباب درون سیال، از طریق سیستمی که تنها شامل یک پمپ می‌باشد اجرا می‌شود. بنابراین سهولت در ساخت و اجرا، به علاوه‌ی مصرف انرژی بسیار کم آن در مقایسه با روش آلتراسونیک که عملکرد مشابهی دارد، فاکتورهایی هستند که این روش را به عنوان روشی مناسب و بهینه برای مقیاس‌های صنعتی مطرح می‌کنند [۹]. همچنین روش کاویتاسیون هیدرودینامیک، معایب روش‌های دیگر پیش‌تصفیه را ندارد؛ بازدهی تجزیه سلول باکتری و تولید متان بالایی دارد و در مقایسه با روش‌های دیگر، هزینه عملکردی بسیار کمی دارد [۱۱]. از جمله معایب کاویتاسیون

<sup>1</sup> Shock wave

با بررسی معایب و مزایای انواع روش‌های پیش‌تصفیه در تحقیقات پیشین، می‌توان چنین نتیجه گرفت که روش کاویتاسیون هیدرودینامیک، روشی مناسب‌تر از نقطه‌نظر هزینه، میزان انرژی مورد نیاز برای راه‌اندازی و مشکلات پیش‌رو می‌باشد. در نتیجه این تحقیق با هدف بررسی اثر پیش‌تصفیه لجن هاضم بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر شیراز با روش کاویتاسیون هیدرودینامیک بر میزان تجزیه‌پذیری و میزان افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول لجن ثانویه انجام شد. در این تحقیق برای اولین بار از اوریفیسی<sup>۱</sup> که قبلاً ابعاد آن برای رسیدن به حداکثر بازدهی بهینه شده است، جهت پیش‌تصفیه کاویتاسیونی استفاده شده است [۱۸]. از طرف دیگر در این پژوهش بررسی تاثیر پیش‌تصفیه کاویتاسیونی بر پارامترهایی مانند کدورت، هدایت الکتریکی، pH محلول و نیز رابطه بین پارامترهایی مانند sCOD و کدورت که تاکنون توسط سایر پژوهشگران انجام نشده بررسی گردیده است.

## مواد و روش‌ها

### لجن ثانویه (WAS<sup>۲</sup>)

لجن ثانویه مورد استفاده در این پژوهش، از خروجی حوضچه ته‌نشینی ثانویه بعد از عبور از حوضچه‌های تغلیظ و قبل از ورود به هاضم بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر شیراز، جمع‌آوری شده است. خصوصیات اولیه لجن ثانویه در جدول ۱ آورده شده است. جهت انجام آزمایش، ابتدا لجن از دو سائز الک عبور داده شد تا مواد جامد درشت آن باعث گرفتگی در گلوگاه اوریفیس و خسارت به پمپ نشود. روش نمونه‌برداری در سیستم پیش‌تصفیه به این صورت بود که در زمان‌های مختلف پیش‌تصفیه، از مخزن نمونه‌هایی با حجم ۱۵۰ میلی‌لیتر برداشته شده و پس از جداسازی فاز محلول از غیرمحلول، جهت جلوگیری از تغییرات خصوصیات لجن، در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد به منظور انجام آزمایش‌های بعدی نگهداری شده‌اند.

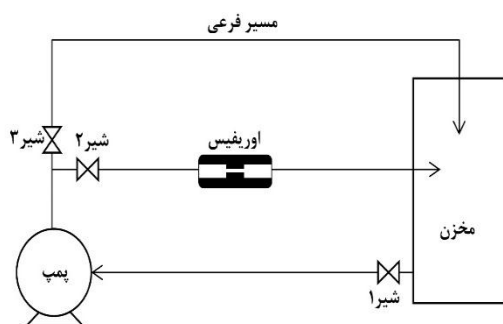
هیدرودینامیکی می‌توان به شدت اضمحلال کمتر کاویتاسیون از نظر دما و فشار، نسبت به کاویتاسیون آکوستیک اشاره کرد. هر چند شدت کاویتاسیون و تعداد حبابهای تولید شده در کاویتاسیون هیدرودینامیکی را می‌توان از طریق تغییر دادن پارامترهای هندسی و عملکردی راکتور کنترل کرد. ضعف دیگر راکتورهای کاویتاسیون هیدرودینامیکی، بازیابی کم فشار در قسمت پایین دست گلوگاه می‌باشد. بنابراین برای تولید شدت‌های بالاتر کاویتاسیون، به فشار ورودی پمپ بیشتر احتیاج خواهد بود. هر چند باز هم با تغییر پارامترهای هندسی و عملکردی و تغییر دادن ساختار تلاطم مایع می‌توان تا حدود زیادی این شرایط را بهبود بخشید. همچنین همانند کاویتاسیون آکوستیک، عملکرد راکتورهای کاویتاسیون هیدرودینامیکی نیز در مایع‌های ویسکوز ضعیف می‌باشد. در چنین مواردی، علاوه بر مشکل بودن ایجاد کاویتاسیون در این مواد، هزینه پمپاژ مواد ویسکوز نیز بسیار بالا می‌باشد که نهایتاً از نقطه نظر اقتصادی بر روی انتخاب این فرایند تاثیر می‌گذارد [۱۴].

لی و همکاران (۲۰۱۳) سه روش پیش‌تصفیه‌ی کاویتاسیون هیدرودینامیک، آلتراسونیک و گرمایی را از نظر میزان انرژی مصرفی با یکدیگر مقایسه کردند. در روش کاویتاسیون هیدرودینامیک از اوریفیس به عنوان راکتور کاویتاسیون استفاده شده است. آن‌ها نشان دادند که روش کاویتاسیون هیدرودینامیک از نظر مصرف انرژی بسیار بهینه‌تر است. علاوه بر آن به ازای یک انرژی مصرفی یکسان، روش کاویتاسیون هیدرودینامیک درجه تجزیه‌پذیری بیشتری ایجاد می‌کند [۹]. کیونگ و همکاران (۲۰۱۴) یک راکتور اصلاح شده کاویتاسیون هیدرودینامیکی طراحی کردند که با یک میدان الکتریکی ترکیب می‌شود. آن‌ها نشان دادند که به کمک این سیستم پیش‌تصفیه، بازدهی تجزیه‌پذیری لجن ثانویه تا ۴۷ درصد افزایش می‌یابد و میزان گاز متان تولیدی نسبت به راکتور معمول (بدون پیش‌تصفیه) بطور چشم‌گیری بهبود می‌یابد [۱۴]. پژوهش‌های دیگری نیز در زمینه استفاده از کاویتاسیون هیدرودینامیک برای تجزیه لجن انجام شده است و همگی حاکی از افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول و افزایش گاز متان تولیدی، بوده است [۲، ۳، ۱۵-۱۷].

<sup>2</sup> Waste Activated Sludge

<sup>1</sup> Orifice

در معادله فوق  $Q$  دبی گذرنده از سیستم بر حسب لیتر بر دقیقه،  $t$  زمان پیش تصفیه بر حسب دقیقه و  $V$  حجم سیال درون مخزن بر حسب لیتر می باشد.



شکل ۱. تصویر شماتیک سیستم آزمایشگاهی پیش تصفیه

### خصوصیات هیدرولیکی

خصوصیات هیدرولیکی یک راکتور کاویتاسیون هیدرودینامیکی عمدتاً از طریق عدد بی بعدی به نام عدد کاویتاسیون بیان می شود. عدد کاویتاسیون در واقع نشان دهنده شدت پدیده کاویتاسیون می باشد. این عدد بی بعد با رابطه زیر تعریف می شود [۱۹]:

$$\sigma = \frac{P_e - P_v}{\frac{1}{2} \rho V_{th}^2} \quad (2)$$

که در این رابطه  $P_e$  فشار مایع خروجی از اوریفیس بر حسب کیلوپاسکال،  $P_v$  فشار بخار اشباع بر حسب کیلوپاسکال،  $\rho$  چگالی مایع بر حسب کیلوگرم بر مترمکعب و  $V_{th}$  سرعت جریان در گلوگاه اوریفیس (جایی که کاویتاسیون به وقوع می پیوندد) بر حسب متر بر ثانیه می باشند.

### راکتور کاویتاسیون هیدرودینامیک

راکتور کاویتاسیون هیدرودینامیک مورد استفاده در این تحقیق یک اوریفیس تک سوراخه است که با توجه به منحنی مشخصه پمپ مورد استفاده در سیستم، قبلاً طراحی شده است. جهت طراحی، از نرم افزار شبیه سازی جریان (فلوئنت) استفاده شده و عدد کاویتاسیون مطلوب به عنوان ورودی در نظر گرفته شده و قطر و فشار ورودی مناسب برای تجزیه لجن در عدد کاویتاسیون مفروض، به دست آمده اند. براساس نتایج تحقیقات پیشین، بازه مطلوب

### جدول ۱. خصوصیات لجن ثانویه

مقدار	واحد	خصوصیات
۲۴۵۰۰	mg/L	مواد معلق کل (TSS)
۱۹۱۰۰	mg/L	مواد معلق فرار (VSS)
۰/۷۸	-	VSS/TSS
۳۱۶۵۰	mg/L	COD کل (TCOD)
۸۵۶	mg/L	COD محلول اولیه (sCOD <sub>i</sub> )
۱۷۶۵۰	mg/L	حداکثر COD محلول لجن (sCOD <sub>NaOH</sub> )
۷/۶	-	pH
۱۶۱۸	μS/cm	EC

### پایلوت ساخته شده جهت پیش تصفیه

روش پیش تصفیه مورد استفاده در این آزمایش، پیش تصفیه کاویتاسیون هیدرودینامیکی با استفاده از راکتور اوریفیس می باشد. سیستم آزمایشگاهی از یک پمپ آب سانتریفیوژ LEO-ECH(m)4-60، مسیر اصلی شامل اوریفیس و لوله های ورودی و خروجی به قطر ۲۳ میلی متر، مسیر فرعی شامل لوله ای برای کنترل و آسیب کمتر به پمپ، مخزن، شیر ورودی و شیر تنظیم فشار تشکیل شده است. مخزن نیز در قسمت مکش پمپ قرار داده شده است. اوریفیس ساخته شده بعد از آب بندی و اتصال به لوله های انتهایی از طریق فلنج، در مسیر اصلی قرار داده شده است. شکل ۱ پایلوت شماتیک به کار برده شده را نشان می دهد. در این سیستم با باز شدن شیر ورودی شماره ۱ سیال از مخزن وارد پمپ شده و پمپ با ایجاد فشار، سیال را در صورت باز بودن هر یک از شیرهای شماره ۲ یا ۳ به مخزن بر می گرداند. وجود مسیر فرعی در ابتدای راه اندازی پمپ، سبب می شود که جریان برای رسیدن به فشار حداکثر، فرصت داشته باشد و به پمپ و اوریفیس آسیب کمتری وارد شود. پمپ با دبی L/min ۹۰، لجن را از مخزن پمپاژ کرده و با فشار ورودی نسبی ۳/۹ بار، از اوریفیس عبور می دهد و دوباره به مخزن بر می گرداند. حجم لجن موجود در مخزن ۲۰ لیتر می باشد که در هر دو دقیقه، ۹ بار چرخش می کند. نحوه محاسبه تعداد عبور از فرمول (۱) قابل محاسبه است [۱۹]:

$$Number\ of\ pass = \frac{Qt}{V} \quad (1)$$

## درجه تجزیه<sup>۲</sup>

برای بررسی اثر پدیده کاویتاسیون بر روی حلالیت لجن پارامتری به نام درجه تجزیه تعریف می‌شود. رابطه محاسبه درجه تجزیه بر اساس روش مولر به صورت زیر است:

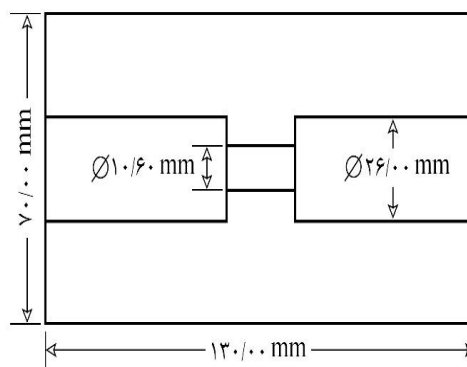
$$DD\% = \frac{sCOD_f - sCOD_i}{sCOD_{NaOH} - sCOD_i} \times 100 \quad (3)$$

در رابطه فوق متغیرهای  $sCOD_f$  اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول در لجن تصفیه شده،  $sCOD_i$  اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول در لجن پیش تصفیه نشده و  $sCOD_{NaOH}$  حداکثر اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول که در نتیجه ترکیب کامل با هیدروکسید سدیم به دست آمده است، می‌باشند. برای به دست آوردن حداکثر  $sCOD$ ، لجن اولیه با هیدروکسید سدیم یک مولار، به مدت ۲۴ ساعت در دمای اتاق ترکیب می‌شود. پس از آن میزان  $sCOD$  لجن ترکیب شده با هیدروکسید سدیم تعیین می‌گردد [۵].

## کدورت

در اثر فروپاشی جسم باکتری و ورود مواد آلی درون سلولی به فاز محلول میزان شفافیت نمونه‌ها، تغییر می‌کند. آزمایشی که جهت سنجش میزان کدر شدن محلول، به کار می‌رود آزمایش کدورت می‌باشد [۲۲]. میزان کدورت نمونه براساس واحد NTU توسط دستگاه  $2100p$  Nephelometer ساخت کارخانه HACH طبق روش استاندارد B ۲۱۳۰ اندازه‌گیری شد [۱۸]. این آزمایش بر روی فاز محلول نمونه‌های پیش تصفیه شده، در زمان‌های مختلف انجام شد. بیشتر این کدورت ناشی از وجود مواد کلوییدی است که با وجود معلق بودن خواص مواد محلول را از خود نشان می‌دهند. در این آزمایش نمونه‌های مورد بررسی ابتدا در ۳۹۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ شده و پس از جداسازی فاز محلول، از فیلتر ۰/۴۵ میکرومتر عبور داده شد.

عدد کاویتاسیون برای عمل تخریب سلولی لجن ۰/۱۵ تا ۰/۲۵ پیشنهاد شده است [۲۰]. بنابراین طراحی براساس عدد کاویتاسیون ۰/۲ انجام شده و پارامترهای هندسی و عملکردی به دست آمده‌اند. اوریفیس طراحی شده دارای قطر ورودی برابر با ۲۶ میلی‌متر و قطر گلوگاه ۱۰/۶ میلی‌متر می‌باشد. لازم به ذکر است نحوه طراحی این راکتور کاویتاسیونی در پژوهش انجام گرفته توسط عباسی و همکاران (۱۳۹۶) آورده شده است [۱۸]. شماتیک این اوریفیس در شکل ۲ نشان داده شده است. این راکتور کاویتاسیونی (اوریفیس) جهت انجام عمل پیش تصفیه در مقیاس آزمایشگاهی، برای جلوگیری از پدیده خوردگی فلزات و نیز مشاهده بهتر پدیده کاویتاسیون از جنس پلکسی گلاس بی‌رنگ ساخته شد.



شکل ۲. شماتیک اوریفیس ساخته شده

## حلالیت لجن

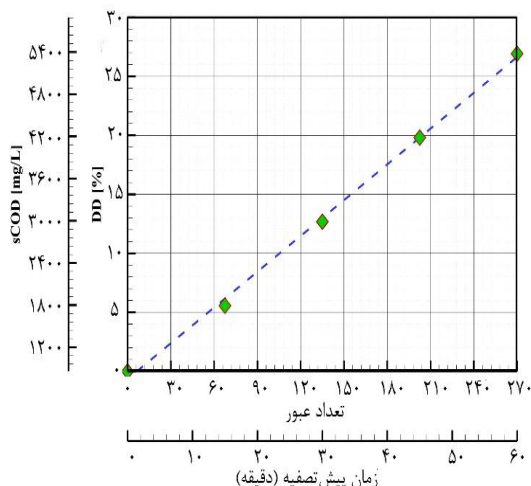
برای اندازه‌گیری میزان حلالیت ترکیبات آلی درون لجن از آزمایش COD محلول استفاده می‌شود. اندازه‌گیری  $sCOD$  و  $TCOD$  با استفاده از روش استاندارد  $D_{5220}$  روش رنگ‌سنجی<sup>۱</sup> انجام گرفته است [۲۱]. در آزمایش تعیین COD، پس از قرار دادن نمونه‌ها در کوره هضم ۲۰۰ DRB ساخت کارخانه HACH، میزان جذب آن‌ها در طول موج ۶۰۰ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفوتومتر DR ۵۰۰۰ ساخت کارخانه HACH به دست آورده شد. برای تعیین  $sCOD$  ابتدا برای جدا سازی فاز محلول، لجن با سرعت ۳۹۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ شده و پس از جداسازی فاز محلول، سوپرناتانت از فیلتر واتمن با اندازه سایز حفرات ۰/۴۵ میکرومتر عبور داده شد.

<sup>2</sup> Disintegration Degree

<sup>1</sup> Colorimetric

## نتایج

## تأثیر پیش تصفیه بر حلالیت لجن



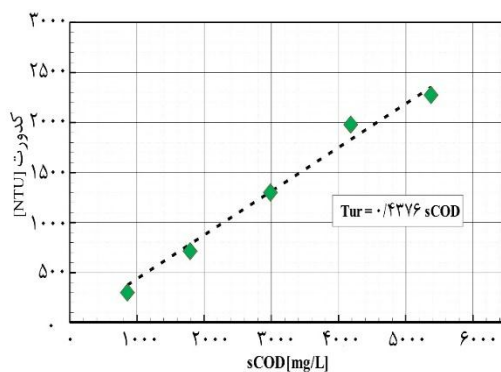
شکل ۳. نمودار تغییرات درجه تجزیه و sCOD بر حسب تعداد عبور و زمان پیش تصفیه

در این پژوهش هم چنین تغییرات اکسیژن خواهی شیمیایی کل در زمان‌های مختلف پیش تصفیه مورد بررسی قرار گرفت. مشخص شد TCOD در اثر تجزیه لجن در مدت زمان ۶۰ دقیقه پیش تصفیه ثابت می‌ماند؛ بنابراین نشان می‌دهد که کایتاسیون هیدرودینامیک در این بازه زمانی، سبب معدنی شدن مواد آلی نشده و تنها باعث خروج مواد درون سلولی به فاز محلول می‌شود.

نمودار شکل ۴، تغییرات نسبت sCOD به TCOD را در زمان‌های مختلف پیش تصفیه نشان می‌دهد. این نسبت از ۰/۰۵ به ۰/۳۰ در مدت زمان یک ساعت پیش تصفیه، افزایش یافته است. در اثر این عملیات پیش تصفیه، مواد آلی معلق درون لجن که به صورت ذره‌ای وجود داشتند، به حالت محلول تغییر فاز خواهند داد. به طور کلی در اثر پیش تصفیه، هر چند مقدار کل مواد آلی (TCOD)، در این مدت زمان پیش تصفیه تغییر نمی‌کند ولی اکسیژن خواهی شیمیایی بخش محلول (sCOD) به تدریج افزایش و بخش ذره‌ای (pCOD) کاهش می‌یابد [۲۳].

در اثر پیش تصفیه کایتاسیون هیدرودینامیک، دیواره سلولی تخریب شده و مواد درون سلولی وارد فاز محلول می‌شوند که موجب بالا رفتن اکسیژن خواهی شیمیایی محلول (sCOD) خواهد شد [۷]. شکل ۳ تغییرات درجه تجزیه و sCOD را بر حسب تعداد عبور و زمان پیش تصفیه نشان می‌دهد. مقدار sCOD در زمان‌های ۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵ و ۶۰ دقیقه به ترتیب برابر با ۸۵۶، ۱۷۹۰، ۲۹۸۶، ۴۱۸۱ و ۵۳۷۶ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. همان گونه که اشاره شد این افزایش اکسیژن خواهی شیمیایی محلول در اثر شکستن دیواره سلول‌ها و آزاد شدن مواد درون سلولی به فاز محلول می‌باشد. دلیل این تخریب سلولی در اثر کایتاسیون هیدرودینامیک ترکیبی از آثار مکانیکی (تولید تلاطم، جریان چرخش مایع و تنش‌های برشی) و آثار حرارتی (تولید نقاط داغ، شرایطی با دما و فشار بسیار بالا) می‌باشد. هر چند تاثیرات مکانیکی کایتاسیون، به عنوان مسئول اصلی تخریب سلولی شناخته می‌شوند و تاثیرات حرارتی در این فرایند تنها نقش کمکی دارند. میکروجرایان‌هایی که در اثر کایتاسیون پایدار به وقوع می‌پیوندند تنش‌هایی را برای تخریب غشای سلولی تولید می‌کنند [۴]. بر اساس شکل ۳، که نشان دهنده درصد تجزیه لجن در زمان‌های مختلف پیش تصفیه می‌باشد؛ مشاهده می‌شود که کایتاسیون هیدرودینامیک توانسته است در مدت زمان ۱ ساعت (۲۷۰ بار عبور از اوریفیس) لجن را ۲۷ درصد تجزیه کند. از طرف دیگر در این شکل مشخص است که شیب نمودار حالت صعودی خود را حفظ کرده و احتمال افزایش بیشتر sCOD در زمان‌های طولانی‌تر پیش تصفیه وجود دارد و می‌توان نتیجه گرفت در صورت تمایل به رسیدن به حداکثر sCOD باید لجن مدت زمان بیشتری در سیستم بچرخد. هر چند که این افزایش زمان پیش تصفیه مستلزم صرف هزینه بیشتری نیز خواهد بود.

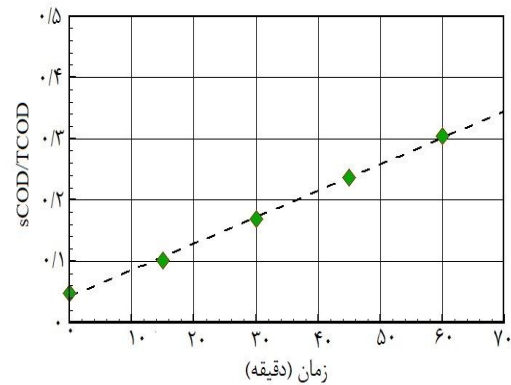
دو نمودار در بازه مورد آزمایش که مربوط به ۶۰ دقیقه پیش تصفیه است، پی برد. شکل ۶ رابطه بین تغییرات کدورت بر حسب تغییرات sCOD را نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل مشخص است یک رابطه خطی برای این دو پارامتر در مدت ۶۰ دقیقه عمل پیش تصفیه به دست آمده است. بر طبق این نمودار و فرمول استخراج شده از آن، می‌توان دریافت که به ازای هر میلی‌گرم بر لیتر افزایش sCOD، کدورت به میزان  $0.4376/NTU$ ، افزایش خواهد یافت. این نمودار می‌تواند در کارهای آزمایشگاهی و بیولوژیکی کاربرد مفیدی داشته باشد. sCOD یک آزمایش نسبتاً زمان بر، پیچیده و پرهزینه می‌باشد در حالی که کدورت آزمایشی ساده، از نظر زمانی کوتاه و بسیار کم هزینه است. بنابراین می‌توان با اندازه گیری میزان کدورت یک نمونه و به کمک این نمودار که رابطه خطی کدورت و sCOD را نشان می‌دهد، میزان sCOD بر حسب زمان، در بازه ۰ تا ۶۰ دقیقه زمان پیش تصفیه را پیش بینی کرد.



شکل ۶. تغییرات کدورت محلول بر حسب تغییرات sCOD

### هدایت الکتریکی

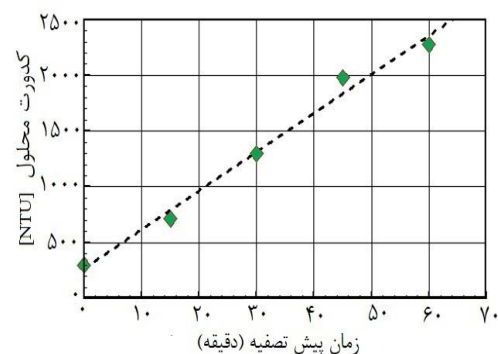
شکل ۷ تغییرات EC و TDS را در مدت یک ساعت عمل پیش تصفیه بر روی لجن نشان می‌دهد. همان‌طور که از نمودار نمایان است میزان EC در اثر پیش تصفیه کائیتاسیونی از ۱۶۱۸ به ۱۷۰۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر و میزان مواد جامد محلول از ۱۲۰۰ به ۱۹۲۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است. از آنجایی که جریان الکتریکی از طریق یون‌های درون محلول منتقل می‌شود در صورت افزایش غلظت یون‌ها، هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. در اثر متلاشی شدن لجن مواد آلی درون سلول به بخش محلول منتقل می‌شود بنابراین دلیل افزایش EC در



شکل ۴. نمودار تغییرات نسبت sCOD به TCOD بر حسب زمان‌های مختلف پیش تصفیه

### تأثیر پیش تصفیه بر کدورت

کدورت یکی از پارامترهای مهمی است که نشان دهنده متلاشی شدن لجن می‌باشد. همان‌طور که در نمودار شکل ۵ مشخص است در اثر پیش تصفیه کائیتاسیون هیدرودینامیک، کدورت بخش محلول لجن از  $300 NTU$  به  $2275 NTU$  افزایش یافته است. در اثر شکستن دیواره سلولی ناشی از اضمحلال حباب‌های کائیتاسیون، علاوه بر خروج مواد درون سلولی و آزاد شدن آن‌ها به فاز محلول که خود عامل افزایش کدورت می‌باشند، کاهش سایز ذرات معلق درون لجن ناشی از شکسته شده فلاک‌ها نیز باعث کدر شدن فاز محلول خواهد شد. نتیجه به دست آمده در این پژوهش، توسط محققان دیگری نیز به اثبات رسیده است [۲۴، ۲۵].



شکل ۵. تغییرات کدورت محلول بر حسب زمان پیش تصفیه

### رابطه بین کدورت و اکسیژن‌خواهی شیمیایی محلول

از تشابه الگوی رفتاری افزایش sCOD و کدورت بر حسب زمان، می‌توان به وجود یک رابطه خطی بین این

$$C_y = \frac{C_e}{E} \quad (4)$$

در این پژوهش تاثیر کاویتاسیون مورد نظر، بر حسب افزایش اکسیژن خواهی شیمیایی محلول اندازه گیری شده است. بنابراین بازدهی کاویتاسیون با استفاده از رابطه ۵ به دست می آید.

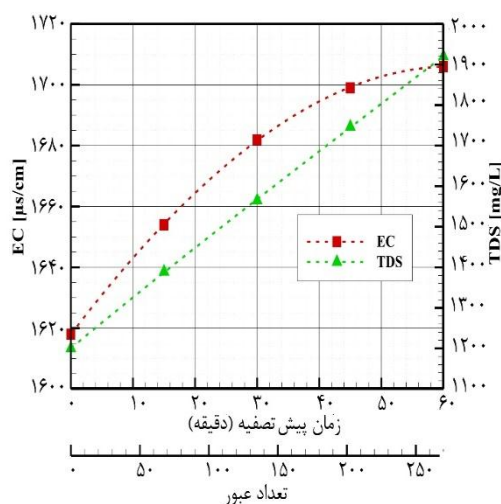
(۵) انرژی اعمال شده به سیستم (J)/(mg/L) تغییرات sCOD = بازدهی کاویتاسیون

بنابراین در این پژوهش میزان بازدهی کاویتاسیون برابر با ۴/۱ میلی گرم بر لیتر تغییرات sCOD به ازای هر ژول می باشد. میزان بازدهی کاویتاسیون در پژوهش انجام شده توسط آلیکجا و همکاران (۲۰۱۵)، گروبل و ساچکا (۲۰۱۴) و ماچنیکا و همکاران (۲۰۰۹) به ترتیب برابر با ۱، ۱/۵۷ و ۰/۵۳ میلی گرم بر لیتر تغییرات sCOD به ازای هر ژول بوده است [۳، ۱۶، ۲۸].

### نتیجه گیری

در این پژوهش با استفاده از یک سیستم هیدرولیکی شامل اوریفیس، پدیده کاویتاسیون جهت انجام عمل پیش تصفیه بر روی لجن ثانویه تصفیه خانه فاضلاب ایجاد گردید. در مدت زمان یک ساعت عمل پیش تصفیه، درجه تجزیه لجن به ۲۷ درصد رسید و sCOD از حدود ۸۶۰ به حدود ۵۳۷۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت. شیب نمودار تعداد چرخش های جریان بر حسب sCOD نشان داد که در هر چرخش، ۱۶/۷۴ میلی گرم بر لیتر sCOD افزایش داشت. از طرف دیگر همان طور که انتظار می رفت با افزایش تخریب دیواره سلولی و شکستن لخته ها و آزاد شدن آن ها در فاز محلول، کدورت نیز از ۳۰۰ NTU به ۲۲۷۵ NTU افزایش پیدا کرد. بنابراین رابطه خطی (sCOD = turbidity ۰/۴۳۷۶) بین کدورت و افزایش sCOD به دست آمد. علاوه بر آن میزان هدایت الکتریکی بخش محلول لجن بر اثر پیش تصفیه از ۱۶۱۸ به ۱۷۰۶ میکروزیمنس بر سانتی متر افزایش یافت. میزان pH نیز بر اثر کاویتاسیون تغییر چندانی نکرد. پیش بینی می شود با توجه به میزان افزایش اکسیژن خواهی شیمیایی محلول در لجن ثانویه، عملکرد هاضم بی هوازی تا حد قابل قبولی بهبود خواهد یافته و متعاقباً زمان ماند هاضم، حجم هاضم مورد نیاز برای بهره برداری و نهایتاً هزینه کلی مربوط به

اثر پیش تصفیه، بالا رفتن مقدار مواد جامد درون فاز محلول می باشد.



شکل ۷. تغییرات EC و TDS بر حسب زمان پیش تصفیه و تعداد عبور

### pH

در این پژوهش میزان تغییرات pH بخش محلول لجن در مدت زمان یک ساعت عمل پیش تصفیه مورد بررسی قرار گرفت. میزان pH از ۷/۵ به ۷/۸ تغییر یافت، بنابراین مشاهده شد که پیش تصفیه کاویتاسیونی تاثیر چندانی بر pH لجن نخواهد گذاشت. از آن جا که لجن بعد از این مرحله وارد هاضم بی هوازی می شود ضروری است که pH آن در بازه ۷ الی ۸ تنظیم باشد، بنابراین ثابت ماندن pH در حین پیش تصفیه کاویتاسیونی، نسبت به روش پیش تصفیه شیمیایی، به عنوان یک مزیت شناخته می شود. به عنوان مثال در روش استفاده از NaOH برای تجزیه لجن pH تا حدود ۱۲ افزایش می یابد و در نتیجه آن لجن نیازمند به عمل خنثی سازی خواهد بود.

### بازدهی کاویتاسیون<sup>۱</sup>

جهت ارزیابی عملکرد یک راکتور کاویتاسیونی از مفهومی به نام بازدهی کاویتاسیون استفاده می شود [۲۶]. بازدهی کاویتاسیون (Cy) به صورت نسبت تاثیر کاویتاسیون (Ce) به انرژی اعمال شده به سیستم (E)، مطابق رابطه ۴ تعریف می شود [۲۷].

<sup>1</sup> Cavitation yield



temperatures”, *Bioresource technology*, 84(2), pp. 113–118, (2002).

11) Anjum, M., Al-Makishah, N. H., & Barakat, M. A. “Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods”. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, pp. 615-632, (2016).

12) Habashi, N., Mehrdadi, N., Mennerich, A., Alighardashi, A., & Torabian, A. “Hydrodynamic cavitation as a novel approach for pretreatment of oily wastewater for anaerobic co-digestion with waste activated sludge”. *Ultrasonics sonochemistry*, 31, pp. 362-370, (2016).

13) Chavan, K., Bhingole, B., Raut, J., & Pandit, A. B. “Numerical Optimization of converging diverging miniature cavitating nozzles”. *Journal of Physics: Conference Series*. 656(1), pp. 012138, (2015).

14) Jung, K. W., Hwang, M. J., Yun, Y. M., Cha, M. J., & Ahn, K. H. “Development of a novel electric field-assisted modified hydrodynamic cavitation system for disintegration of waste activated sludge”. *Ultrasonics sonochemistry*, 21(5), pp. 1635-1640, (2014).

15) Duong, N. X. “Development of the Venturi Cavitation System for Sludge Solubilization to Improve Anaerobic Digestibility Development of the Venturi Cavitation System for Sludge Solubilization to Improve Anaerobic Digestibility”. PhD Thesis. Inha University, (2007).

16) Grübel, K. and Suschka, J. “Hybrid alkali-hydrodynamic disintegration of waste-activated sludge before two-stage anaerobic digestion process”, *Environmental science and pollution research international*, 22(10), pp. 7258–7270, (2015).

17) Petkovsek, M., Zupanc, M., Dular, M., Kosjek, T., Heath, E., Kompare, B., and Sirok, B. “Rotation generator of hydrodynamic cavitation for water treatment”. *Separation and purification technology*, 118, pp. 415-423, (2013).

18) Abbasi, E., Shafaei, H., Saadat, S. Karimi Jashni, A. “optimization of cavitation reactor geometry using CFD in order to pretreat secondary sludge to anaerobic digester”. 11<sup>th</sup> International congress on civil engineering, (In Persian) (2018).

19) Carpenter, J., George, S., & Saharan, V. K. “Low pressure hydrodynamic cavitating device for producing highly stable oil in water emulsion: Effect of geometry and cavitation number”. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 116, pp. 97-104, (2017).

20) Kumar, P. S., & Pandit, A. B. “Modeling hydrodynamic cavitation”. *Chemical Engineering & Technology*, 22(12), pp. 1017-1027, (1999).

21) Federation, W. E. and Association, A. P. H. “Standard methods for the examination of water and wastewater”, *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA*. (2005).

راهبری این قسمت پرهزینه و مهم تصفیه‌خانه فاضلاب کاهش یابد.

## قدردانی

از مدیریت، کارشناسان، کارکنان شرکت آب و فاضلاب شیراز و تصفیه‌خانه فاضلاب شیراز به خصوص جناب آقای مهندس بهزاد زارع که در پیشبرد این پژوهش با ما همکاری نمودند نهایت تشکر و قدردانی را داریم.

## منابع

- 1) Yeneneh. A. M. “Study on performance enhancement of anaerobic digestion of municipal sewage sludge”. PhD Thesis. Curtin University. (2014).
- 2) Maeng, J. W., Lee, E. Y. and Bae, J. H. “Optimization of the Hydrodynamic Sludge Pre-Treatment System with Venturi Tubes”, *Water Practice and Technology*, 5(2), (2010).
- 3) Machnicka, A., Grübel, K., & Suschka, J. “The use of hydrodynamic disintegration as a means to improve anaerobic digestion of activated sludge”, *Water SA*, 35(1), pp. 129-132, (2009).
- 4) Gogate, P. R. and Kabadi, A. M. “A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology”, *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), pp. 60–72, (2009).
- 5) Müller, J., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Näveke, R., Kopp, J., Hempel, D. C. “Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion”. *Water Science and Technology*, 38(8-9), pp. 425-433, (1998).
- 6) Dhar, B. R., Nakhla, G. and Ray, M. B. “Techno-economic evaluation of ultrasound and thermal pretreatments for enhanced anaerobic digestion of municipal waste activated sludge”, *Waste Management. Elsevier Ltd*, 32(3), pp. 542–549, (2012).
- 7) Neumann, P., Pesante, S., Venegas, M., & Vidal, G. “Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge”, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(2), pp. 173-211, (2016).
- 8) Bougrier, C., Albasi, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H. “Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability”. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 45(8), pp. 711-718, (2006).
- 9) Lee, I. and Han, J. I. “The effects of waste-activated sludge pretreatment using hydrodynamic cavitation for methane production. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(6), pp. 1450-1455, (2013).
- 10) Lafitte-Trouqué, S. and Forster, C. F. “treatments for the anaerobic digestion of waste activated sludge at mesophilic and thermophilic

- 22) Metcalf & Eddy, B. and Tchobanoglous, G. "Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse". Central Book Company. (1980).
- 23) Bougrier, C., Carrère, H. and Delgenès, J. P. "Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment", *Chemical Engineering Journal*, 106(2), pp. 163–169, (2005).
- 24) Tiehm, A., Nickel, K. and Neis, U. "The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge", *Water Science and Technology*, 36(11), pp. 121–128. (1997).
- 25) Na, Seungmin, Young-Uk Kim, and Jeehyeong Khim. "Physiochemical properties of digested sewage sludge with ultrasonic treatment." *Ultrasonics sonochemistry* 14(3) , pp. 281-285, (2007).
- 26) Shah, Y. T., Pandit, A. B., & Moholkar, V. S. "Cavitation reaction engineering". Springer Science & Business Media. (2012).
- 27) Vichare, N. P., Gogate, P. R., & Pandit, A. B. "Optimization of hydrodynamic cavitation using a model reaction". *Chemical Engineering & Technology*, 23(8), pp. 683-690, (2000).
- 28) Machnicka, A., Grübel, K., & Mirota, K. "Considerations of impact of Venturi effect on mesophilic digestion". *Ecological Chemistry and Engineering S*, 22(4), pp. 645-658, (2015).