



## تغلیظ لجن تصفیه خانه بهداشتی شرکت ایران خودرو با استفاده از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی

جواد مدبر<sup>۱</sup>، لیلی معصومی قلعه<sup>۱</sup>، علی صیادی ملکامی<sup>۱</sup>، امیر امامی<sup>۱\*</sup>، نعیمه شیراکبری<sup>۲</sup>، مجید جوادیان سرچشمه<sup>۱</sup>

۱- ایران خودرو، معاونت خدمات فنی، مدیریت انرژی، آزمایشگاه کنترل کیفی آب

۲- ایران خودرو، معاونت کیفیت، مدیریت تضمین کیفیت مواد شیمیایی

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: پژوهشی	به منظور متراکم سازی لجن های بهداشتی معمولا از دو نوع دستگاه آبیگری تکمیلی سانتریفیوژ و اسکروپرس استفاده می شود. در این مقاله به منظور افزایش راندمان و رطوبت گیری حداکثر در مرحله نهایی تصفیه خانه از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی استفاده شد. نمونه ورودی سیستم مورد بررسی، لجن خروجی فرآیند تصفیه خانه فاضلاب بهداشتی شرکت ایران خودرو پس از ورود به حوض هاضم و ماند یک ساعت است. با استفاده از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی توسط رکتیفایر، ولتاژ ۵۰ ولت و جریان ۱۱۰ آمپر به ۵ الکتروود آهنی موجود در مخزن راکتور کاویتاسیون به حجم ۱ متر مکعب اعمال شده و نمونه طی مدت ۸ روز و هر روز به مدت زمان ۸ ساعت تست شد. سپس تاثیر حضور راکتور کاویتاسیون بر روی میزان درصد ماده خشک در مقایسه با زمانی که سیستم سانتریفیوژ و مولتی دیسک اسکرو پرس به تنهایی استفاده می شد مورد بررسی قرار گرفت. بر اساس نتایج صنعتی و آزمایشگاهی، کاهش بیش از ۸۰ درصد حجم لجن مرطوب روزانه (تبدیل ۱۰۰ مترمکعب لجن دفعی روزانه به حدود ۲۰ مترمکعب) مشاهده شد. همچنین، COD آب خروجی از مخزن نهایی کاویتاسیون کمتر از ۲۰۰ میلیگرم بر لیتر بود، به علاوه، میزان کدورت پس از تصفیه با گذشتن از فیلتر های شنی در مراحل نهایی به زیر ۵۰ NTU رسید که این میزان قابلیت استفاده در مصارف آبیاری و کشاورزی را دارد. استفاده از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی در کاهش زمان ته نشینی و حجم نهایی لجن مرطوب تاثیرگذار بود.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۲۸	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۲/۱۳	
دسترسی آنلاین: ۱۴۰۱/۰۶/۲۵	
کلید واژه ها: راکتور کاویتاسیون پلاسمایی، تغلیظ لجن بهداشتی، تصفیه خانه، سانتریفیوژ	



## Use of plasma cavitation reactor in condensation of sanitary treatment plant sludge in IKCO

Javad Modaber<sup>1</sup>, Leili, Masoumi Ghaleh<sup>1</sup>, Ali Sayadi Malakami<sup>1</sup>, Amir Emami<sup>1\*</sup>, Naeemeh Shirakbari<sup>2</sup>, Majid javadyan Sarcheshme<sup>1</sup>

1. IKCO, Deputy of Technical Services, Energy Management, Water Quality Control Laboratory

2. IKCO, Deputy of Quality, Management of Chemicals Quality Assurance

---

### Article info

### Abstract

**Article type:**  
Research Article

**Received:**  
18/01/2022

**Accepted:**  
03/05/2022

**Available online:**  
16/09/2022

**Keywords:**  
Plasma Cavitation reactor,  
Condensation of sanitary sludge,  
Water treatment,  
Centrifuge.

In order to condensing the sanitary sludge, two types of complementary centrifugal and screw press devices are usually used. In this paper, in order to increase the efficiency and maximum dewatering in the final stage of the treatment plant, plasma cavitation reactor was used. The input sample of the studied system is the output sludge of the sanitary wastewater treatment plant process of IKCO after entering the digestion tank and staying for one hour. Using a plasma cavitation reactor by rectifier, a voltage of 50 volts and a current of 110 amps was applied to 5 iron electrodes in the cavitation reactor tank with a volume of 1 m<sup>3</sup> and the sample was tested for 8 days and every day for 8 hours. Then, the effect of the presence of cavitation reactor on the percentage of dry matter is compared with the centrifuge and multi-disc screw press system when they used alone. Based on industrial and laboratory results, a decrease of more than 80% of wet sludge (conversion of 100 m<sup>3</sup> of sludge to about 20 m<sup>3</sup> daily) was observed daily. Also, the COD of the outlet water from the final cavitation tank was less than 200 mg/L, also, the amount of its turbidity reached below 50 NTU after passing through sand filters in the final stages which can be used for irrigation and agriculture. Using plasma cavitation reactor was effective in reducing settling time and the final volume of wet sludge.

---

\* Corresponding author E-mail address: [emami.a.88@gmail.com](mailto:emami.a.88@gmail.com)

## مقدمه

لجن بهداشتی، لجن حاصل از فرآیند تصفیه فاضلاب‌های بهداشتی در تصفیه‌خانه است که به دلیل جلوگیری از اختلال در فرآیند تصفیه لازم است بطور دائم و حتی روزانه از سیستم خارج و به بیرون از تصفیه خانه منتقل شود. دفع و انتقال این لجن نیز تابع ضوابط و استانداردهای سخت گیرانه‌ای است که در صورت عدم رعایت آن، دفع آن به سادگی انجام نمی‌گیرد.

لجن بهداشتی به دلیل نوع و ماهیت فاضلاب انسانی آن، فاقد هرگونه فلزات سنگین، سمیت و مواد شیمیایی خطرناک است اما به دلیل رطوبت بالا، به لحاظ الزامات محیط زیستی جزء لجن ویژه تلقی و لازم است با آگیری مؤثر و کاهش رطوبت، دفع آن مطابق قوانین محیط زیستی و به راحتی انجام گیرد. لجن‌های حاصل از تصفیه فاضلاب‌های شهری در صورتی که خشک یا کم رطوبت باشند، در دسته پسماندهای عادی قرار می‌گیرند (Hendricks, 2010).

لجن حاصل از فرآیند تصفیه فاضلاب بهداشتی به دلیل حجم بسیار زیاد آب و آگیری نسبتاً ضعیف با استفاده از تجهیزات سانتریفیوژ و یا مولتی دیسک اسکرو پرس، به لحاظ الزامات محیط زیستی در رده لجن ویژه قرار دارد که امحاء این لجن معضلی فراگیر برای همه تصفیه‌خانه‌های فاضلاب بهداشتی است (Koparal & Ogutveren, 2002).

سامانه راکتور کاویتاسیون پلاسمایی با استفاده از ایجاد پلازما و میکروجرقه در داخل آب عمل می‌کند. این جرقه‌ها در اثر تخلیه الکتریکی در نانو ثانیه تولید می‌شوند. جرقه‌های ایجاد شده در داخل آب یا فاضلاب، در اثر برخورد با ذرات محلول و مولکول‌های آب باعث افزایش انرژی و در نتیجه دمای موضعی در محیط می‌شوند. در اثر این پدیده، کاویتاسیون پلاسمایی رخ داده و حباب‌هایی در ابعاد نانو و میکرومتر در داخل آب ایجاد می‌شود. در اثر واپاشی حباب‌ها دمای موضعی آب یا پساب بالا رفته و می‌تواند باعث از بین رفتن باکتری‌ها و میکروارگانیسم‌های موجود در آب یا پساب شود. از طرف دیگر، این حباب‌ها حاوی الکترون و یون می‌باشند که با واپاشی آنها انواع رادیکال‌های قوی و گندزدا تشکیل می‌شوند. وجود پرتو فرابنفش و آزادسازی رادیکال‌های O و OH باعث اکسیداسیون مواد محلول در آب یا فاضلاب می‌شود. این رادیکال‌ها در نهایت باعث ایجاد لخته و رسوب در فاضلاب می‌شوند که به صورت جامد قابل جداسازی است (Kumar, et al, 2004; MatevžDular et al 2016; Fanun, 2014).

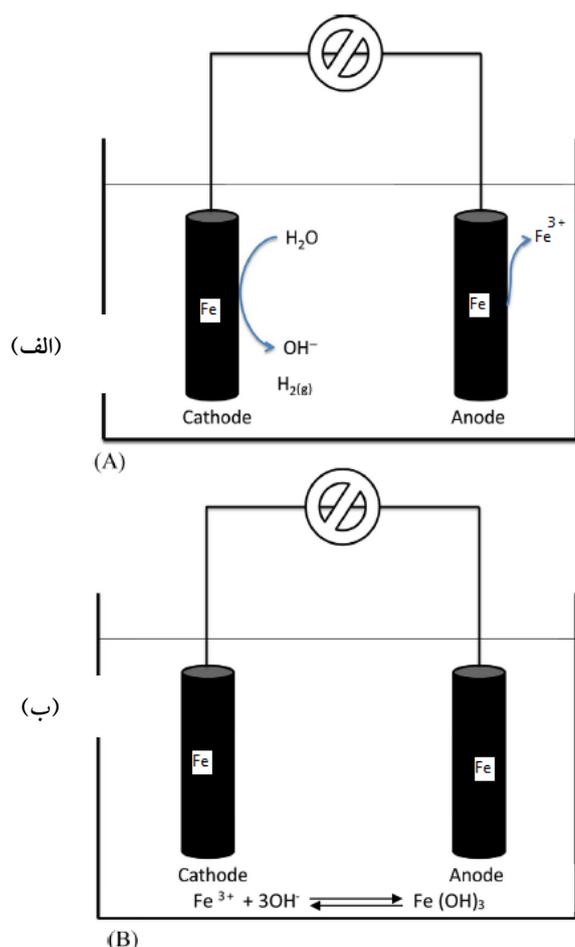
معمولاً الکترولیز در زمانی رخ می‌دهد که واکنش الکتروشیمیایی بین آند و کاتد انجام گردد و واکنش‌های محلولی اغلب نقش مهمی را در این فرایند ایفا می‌نمایند که این واکنش‌ها به شرح ذیل است:



کارلوس<sup>۱</sup> و پاتریشیا<sup>۲</sup> (۲۰۱۸) نشان دادند که در واکنش ۱ آند اکسیده شده و کاتیونهای آهن آزاد می‌گردند سپس آب در کاتد الکترولیز گردیده و تجمعی از یون‌های هیدروژن و هیدروکساید تولید می‌شوند و در نهایت واکنش‌های محلولی رخ داده به طوریکه یونهای آهن با یونهای هیدروکساید وارد واکنش شده و تشکیل کمپلکس‌های هیدروکساید آهن می‌دهد که این کمپلکس‌ها با جذب لجن‌ها، تشکیل لخته داده و با ته‌نشینی آن، باعث رسوب و جدا شدن لجن از آب می‌شود (Carlos et al. 2018).

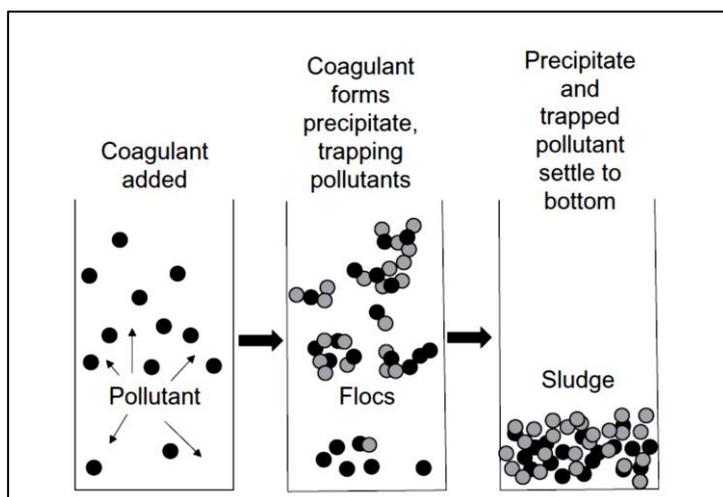
شکل ۱ نشان‌دهنده واکنش‌های الکتروشیمیایی است که در الکترودها (الف) و محلول آبی (ب) رخ می‌دهد.

<sup>۱</sup> Carlos  
<sup>۲</sup> Patricia



شکل (۱) (الف) واکنش‌های الکترولیتی (ب) واکنش‌های محلولی (Carlos et al. 2018)

در شکل ۲ فرآیند ته نشینی لجن به صورت شماتیک نشان داده شده است.



شکل (۲) فرآیند شماتیک ته نشینی لجن (Carlos et al. 2018)

کاظم گودینی و همکارانش (۱۳۹۳) با استفاده از یک راکتور الکتروشیمیایی، اثر متغیرهای pH، شدت جریان الکتریکی، زمان ماند هیدرولیکی و تغییرات حجم/ سطح الکترود بر میزان آبیگری لجن و مقدار کل جامدات در لجن آبیگری شده و در آب جدا شده از لجن را مورد بررسی قرار دادند. به علاوه در این تحقیق مقدار TS، TSS و COD موجود در آب جدا شده از لجن نیز مورد بررسی قرار گرفت.

سپس مقدار انرژی الکتریکی مصرفی محاسبه و با بهینه‌سازی متغیرهای مورد مطالعه مقدار آن کاهش داده شد. نتایج نشان داد که بهترین راندمان آبیگری لجن در pH مساوی ۲ حدود ۸۱/۶ درصد، شدت جریان الکتریکی  $1/7 \text{ mA/cm}^2$ ، زمان ماند ۳۰ دقیقه و مقدار سطح به حجم الکتروود  $178 \text{ cm}^2/\text{L}$  با مقدار انرژی الکتریکی مصرفی به میزان  $0/723 - 0/33 \text{ kWh/m}^3$  می‌باشد. به طور کلی فرآیند الکتروفلاتاسیون به دلیل میزان کارایی بالا، سهولت ساخت و پایین بودن هزینه‌های ساخت و میزان مصرف انرژی در مقایسه با روش‌های سنتی می‌تواند به طور موثر در آبیگری لجن فاضلاب به کار گرفته شود (کاظم‌گودینی و همکاران ۱۳۹۳).

رحمانی و همکارانش (۱۳۹۴) فاضلاب یکی از کارگاه‌های کاشمش پاک کنی ملایر را با استفاده از الکتروودهای دی اکسید سرب و طی فرآیند الکترواکسیداسیون مورد تصفیه قرار دادند که این مطالعه در مقیاس آزمایشگاهی و در راکتوری با جریان منقطع و حجم مؤثر ۸۰ میلی لیتر انجام گرفت. جهت بررسی میزان کارایی این فرآیند در حذف مواد آلی، COD نمونه قبل و بعد از فرآیند مورد آزمایش قرار گرفت و تأثیر پارامترهای pH، شدت جریان الکتریکی و مدت زمان واکنش مورد بررسی قرار گرفته و انرژی الکتریکی مصرفی اندازه‌گیری گردید. نتایج تحقیق نشان داد که در  $\text{pH}=3$ ، شدت جریان الکتریکی برابر با ۴۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و مدت زمان ۳۶۰ دقیقه، این روش قادر به حذف ۸۶ درصد COD بوده، به گونه‌ای که افزایش میزان شدت جریان الکتریکی و مدت زمان واکنش منجر به افزایش راندمان حذف می‌گردد و در شرایط بهینه میزان مصرف انرژی الکتریکی به میزان  $5/4$  کیلو وات ساعت به ازای هر کیلوگرم COD است (علیرضا رحمانی و همکاران ۱۳۹۴).

پیرصاحب و همکارانش (۱۳۹۲) به بررسی کارایی واحدهای تغلیظ، هضم هوازی و آبیگری در تصفیه لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک قدس تهران پرداختند. همچنین، همبستگی بین تغلیظ به نسبت COD و TSS و راندمان حذف آن دو را مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق عملکرد سیستم از لجن خروجی ته نشینی اولیه، لجن مازاد، لجن تغلیظ شده خروجی از واحد تغلیظ کننده ثقلی، محتویات هاضم هوازی و نیز لجن هضم شده خروجی از این واحد به تعداد ۱۵ نمونه از هر واحد نمونه‌برداری گردید و پارامترهای درجه حرارت، pH، TSS، COD و VSS برای هر یک از نمونه‌ها مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که میزان تغلیظ به نسبت TSS بطور میانگین  $3/33$  درصد با راندمان حذف  $87/75$  درصد و به نسبت  $3/24$  درصد COD با راندمان حذف  $87/25$  درصد بدست آمده است که نشانگر عملکرد صحیح این واحد می‌باشد. با توجه به کیفیت لجن خروجی از تغلیظ کننده، میزان حذف مواد آلی ۳۵ الی ۵۰ درصد و حذف مواد آلی فرار به میزان ۳۸ الی ۵۰ درصد در این بدست آمد (پیرصاحب و همکاران ۱۳۹۲).

سعیدی و خلوتی (۱۳۸۹) به بررسی تصفیه‌پذیری پساب تولیدی پالایشگاه پارس جنوبی به روش انعقاد الکتریکی و با استفاده از الکتروودهای آلومینیومی پرداختند. در آزمایش‌های انجام شده اثرات عوامل مؤثر مانند pH اولیه، شدت جریان و افزایش مقدار سولفات سدیم و پلی‌کلرید آلومینیوم بر حذف آلودگی‌های آلی و کارایی جداسازی COD بررسی شد. بر اساس نتایج حاصل، نرخ جداسازی آلودگی‌های آلی و حذف COD با اعمال شدت جریان بیشتر و افزودن مقادیری از مواد کمکی سولفات سدیم و پلی‌کلرید آلومینیوم، بیشتر شده و حداکثر میزان جداسازی در pH برابر ۷ حاصل می‌شود. همچنین، نتایج نشان داد که بیش از ۹۵ درصد از میزان COD پساب با اعمال شدت جریان ۴۰ میلی‌آمپر بر سانتی‌متر مربع و در مدت زمان ۹۰ دقیقه از شروع تصفیه الکتریکی، حذف گردید. به علاوه میزان انرژی الکتریکی مصرفی در این حالت  $19/48$  کیلو وات ساعت به ازای حذف هر کیلوگرم COD اندازه‌گیری شد (سعیدی و خلوتی ۱۳۸۹).

اربابی و همکارانش (۱۳۹۳) اثر زمان واکنش، دوز پراکساید هیدروژن و  $\text{Fe}^{2+}$  به منظور حذف COD و رنگ فاضلاب خمیرمایه را مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق برای به دست آوردن شرایط بهینه از آنالیز تاگوچی استفاده گردید. بر اساس نتایج حاصل از روش تاگوچی، بهترین نسبت مقدار پراکساید هیدروژن به آهن II برای حذف حداکثر COD و رنگ، در pH برابر با ۳ و زمان ۳۰ دقیقه حاصل شد (اربابی و همکاران ۱۳۹۳).

## مواد و روش‌ها

### سیستم رطوبت‌گیری لجن بهداشتی

سیستم رایج رطوبت‌گیری شامل حوض هاضم، حوض تغلیظ و نهایتاً سانتریفیوژ یا دیسک اسکروپرس است. اما، در این تحقیق برای افزایش راندمان تغلیظ، از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی پس از مرحله حوض هاضم استفاده شده و اثر تعداد الکتروود، میزان پلی‌الکتروولیت و هوادهی بر روی راندمان نهایی رطوبت‌گیری مورد بررسی قرار گرفته است، همچنین در این بررسی درصد رطوبت لجن نهایی در حالتی که از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی استفاده می‌شود با زمانی که عمل رطوبت‌گیری در غیاب راکتور کاویتاسیون پلاسمایی انجام می‌گیرد

مقایسه شده است. (Linares et al. 2017; Kumar et al. 2019; Wang et al. 2021; Jing, et al. 2021; Chunjiang, et al. 2017)  
 راکتور کاویتاسیون شامل یک راکتور است که از جنس کربن استیل با روکش اکسید روی در نظر گرفته شده است. راکتور شامل الکتروود کاتد آهن و فریم آند متشکل از ۹۲ درصد آهن، ۴ درصد کربن و ۲ درصد سیلیس خواهد بود که عمر مفید آن ۱۰ روز در نظر گرفته شده است. متوسط برق مصرفی سیستم کاویتاسیون پلاسمایی ۱۶ کیلو وات بوده و حداقل برای کل سیستم ۲۰ کیلو وات سه فاز مورد نیاز است. در شکل ۳ شمای کلی راکتور کاویتاسیون پلاسمایی نشان داده شده است. (Priya & jeyanthi. 2019; Yargeau 2012; Carolina 2018)



شکل (۳) شمای کلی راکتور کاویتاسیون پلاسمایی

الف) الکتروودهای استفاده شده از جنس آهن سیاه، ب) مخزن اصلی به حجم یک متر مکعب

### روش انجام کار

در این تحقیق اثر حضور یا عدم حضور راکتور کاویتاسیون در حد فاصل حوض هاضم و سانتریفیوژ و یا مولتی دیسک اسکرو پرس مورد بررسی قرار گرفت.

بدین صورت که پس از خروج لجن بهداشتی از حوض هاضم، قبل از ورود به سانتریفیوژ یا مولتی دیسک اسکرو، به داخل راکتور کاویتاسیون پلاسمایی توسط پمپ با دبی ۱ مترمکعب در ساعت هدایت شد. در ابتدا، از دو الکتروود استفاده شد و به تدریج با پیشرفت کار الکتروودهای بیشتری در مدار قرار گرفت و مقدار بهینه برای حجم ۱ متر مکعب برابر با ۵ الکتروود برآورد گردید. بررسی‌ها بر روی ۸ نمونه انجام گردید که به هر نمونه به مدت زمان ۸ ساعت جریان اعمال گردید و در طول این زمان به طور مداوم رسوب از انتهای راکتور خارج و لجن تازه به داخل آن شارژ شد. میانگین ولتاژ دستگاه منبع تغذیه برابر ۵۰ ولت و جریان مورد استفاده برابر ۱۱۰ آمپر تنظیم شد. (Wail. 2018; Chakchouk. 2017; Chaturvedi 2013)

در این بررسی شرایط آزمون مطابق جدول زیر در نظر گرفته شد:

جدول (۱) طراحی سیستم رطوبت‌گیری لجن بهداشتی

ردیف	سیستم	راکتور	پلی‌الکتروولیت	هوادهی
۱	سانتریفیوژ	بدون راکتور	✓	✓
۲			×	✓
۳		با راکتور	×	✓
۴			✓	×
۵	مولتی دیسک اسکرو پرس	بدون راکتور	✓	✓
۶			✓	×
۷		با راکتور	✓	✓
۸			✓	×

همان طور که از جدول ۱ مشخص است در سیستم سانتریفیوژ، به منظور حصول روش بهینه به منظور تغلیظ لجن نهایی، لجن ها پس از خروج از راکتور کاویتاسیون در دو حالت دارای پلی الکترولیت و بدون آن و با شرایط مختلف هوادهی و غیر هوادهی به سانتریفیوژ ارسال گردید. در حالیکه در سیستم مولتی دیسک اسکروپرس، در تمامی حالت ها از پلی الکترولیت استفاده شد و اثر هوادهی مورد ارزیابی و بررسی قرار گرفت

### یافته های پژوهش

#### سیستم سانتریفیوژ

در این بخش آگیری از طریق حوض هاضم، راکتور کاویتاسیون و سانتریفیوژ انجام شد و نتایج حاصل با زمانیکه از راکتور استفاده نمی شد مقایسه گردید. به علاوه اثر حضور یا عدم حضور پلی الکترولیت و هوادهی و همچنین اثر میزان پلی الکترولیت مورد بررسی قرار گرفت که نتایج حاصل در جداول ۲ و ۳ آورده شده است. با توجه به جدول ۲ مشخص می شود که درصد ماده خشک نهایی در سیستم سانتریفیوژ در حضور و عدم حضور راکتور کاویتاسیون پلاسمایی تقریباً برابر می باشد با این تفاوت که زمان ته نشینی لجن در زمان استفاده از راکتور کاهش محسوسی نسبت به زمان عدم استفاده از آن به میزان یک سوم خواهد داشت.

جدول (۲) مقایسه درصد ماده خشک در سیستم های مختلف سانتریفیوژ

ردیف	سیستم سانتریفیوژ	راکتور	پلی الکترولیت	هوادهی	درصد ماده خشک (TS) (w/w)
۱	لجن ورودی سانتریفیوژ: از حوض هاضم و هوادهی با ماده خشک ۰/۵۵٪	بدون راکتور	✓	✓	۱۱/۳۱
۲		راکتور	×	✓	۱۵/۹۱
۳		با راکتور	✓	✓	۱۲/۴۶
۴			×	✓	۱۶/۸۴
۵	لجن ورودی سانتریفیوژ: از لجن کف مخزن ته نشینی، هوادهی با ماده خشک ۰/۸۱٪	بدون راکتور	✓	✓	۸/۲۳
۶		راکتور	×	✓	۱۲/۳۶
۷		با راکتور	✓	✓	۱۰/۴۹
۸			×	✓	۱۴/۰۷
۹	لجن ورودی سانتریفیوژ: از لجن کف مخزن ته نشینی	بدون راکتور	✓	×	۹/۱۶
۱۰		راکتور	✓	✓	۹/۷۳
۱۱		با راکتور	✓	×	۱۰/۷۲
۱۲			✓	✓	۱۱/۷۱

جدول (۳) بررسی اثر میزان پلی الکترولیت بر روی درصد مواد خشک و مواد آلی فرار

ردیف	نمونه	الکترولیت	درصد ماده خشک TS(w/w)	درصد مواد آلی فرار VSS(w/w)
۱	لجن خروجی سانتریفیوژ	با پلی الکترولیت	۱۲/۱۶	۷/۷۰
۲		با پلی الکترولیت تازه شارژ شده	۱۸/۲۹	۱۳/۴۱
۳		با افزایش غلظت ۵۰ درصد پلی الکترولیت	۲۴/۹۳	۲۱/۳۵

در جدول ۳ اثر حضور پلی الکترولیت و میزان آن بر روی درصد مواد خشک و مواد آلی فرار آورده شده است. با توجه به این جدول مشاهده می شود که با افزایش غلظت پلی الکترولیت می توان درصد خشکی لجن خروجی سانتریفیوژ را بالا برد. با توجه به جدول مشخص می شود که تازه بودن پلی الکترولیت نیز بر روی میزان آگیری لجن تاثیر گذار است.

از درصد ماده خشک ذکر شده در جدول شماره ۳ می توان نتیجه گرفت که افزایش میزان پلی الکترولیت و درصد ماده خشک رابطه مستقیم دارد و با افزایش ۵۰ درصد پلی الکترولیت، میزان درصد ماده خشک نسبت به حالت عادی دو برابر شده است. با افزایش استفاده از پلی الکترولیت میزان درصد مواد آلی فرار نیز با آن افزایش یافته است.

## سیستم مولتی دیسک اسکرو پرس

در این بخش آبیگری از طریق حوض هاضم، راکتور کاویتاسیون و مولتی دیسک اسکرو پرس انجام شده و نتایج حاصل با زمانی که از راکتور استفاده نمی‌شد، مقایسه شده است. در این سیستم تمامی حالت‌ها در حضور پلی‌الکترولیت انجام شده و اثر استفاده از هوادهی مورد بررسی قرار گرفته است. به علاوه آزمون‌ها در مولتی دیسک اسکرو پرس با سرعت یا فرکانس ۳۰ RPM انجام گردید. نتایج حاصل در جدول ۴ آورده شده است.

همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، لجن حاصل از حضور راکتور کاویتاسیون پلاسمایی دارای ماده خشک بیشتر نسبت به زمان عدم حضور آن می‌باشد ولیکن در نتیجه استفاده از آبیگری نهایی در صد خشک نهایی ماده تقریباً یکسان برآورد شد.

جدول (۴) مقایسه درصد ماده خشک، حجم آب خروجی، وزن لجن خروجی در سیستم‌های مختلف دیسک اسکرو پرس

ردیف	سیستم مولتی دیسک اسکرو پرس	راکتور	هوادهی	درصد ماده خشک (TS) (w/w)	حجم آب خروجی اسکرو در پنج دقیقه (لیتر)	وزن لجن خروجی اسکرو در پنج دقیقه (کیلوگرم)	وزن آب و لجن خروجی اسکرو در یک ساعت (کیلوگرم)
۱	لجن ورودی اسکرو: از مخزن هاضم با مشخصات: VSS: 0.27% و TS: 0.49%	بدون راکتور	✓	۱۲/۷۴	۷۵	۳/۲۰۰	۹۰۰ لیتر آب و ۳۸/۴ کیلو لجن
۲	لجن ورودی اسکرو: از لجن ته نشین شده کف مخزن هاضم با مشخصات: TS: 0.62% و VSS: 0.41%	راکتور	×	۱۲/۱۴	۷۵	۴	۹۰۰ لیتر آب و ۴۸ کیلو لجن
۳	لجن ورودی اسکرو: از لجن ته نشین شده مخزن ته‌نشینی با مشخصات: TS: 1.22% و VSS: 0.61%	با راکتور	×	۱۰/۶۱	۲۷/۳	۴/۷۵۰	۳۲۷/۶ لیتر آب و ۵۷ کیلو لجن
۴	لجن ورودی اسکرو: از لجن ته نشین شده مخزن ته‌نشینی با مشخصات: TS: 2.31% و VSS: 1.42%	راکتور	✓	۱۱/۵۱	۴۵	۴/۷۰۰	۵۴۰ لیتر آب و ۵۶/۴ کیلو لجن

پس از انجام فرایندهای فوق، پارامترهای اولیه پیش از تصفیه پارامترهای نهایی پس از تصفیه با یکدیگر مقایسه گردید که نتایج آن در جدول ۵ آورده شده است.

جدول (۵) مقایسه پارامترهای پیش از تصفیه و پس از تصفیه

ردیف	آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی	علامت اختصاری	پیش از تصفیه	پس از تصفیه	واحد
۱	دما	T	۲۳/۴	۲۳/۶	°C
۲	کل مواد جامد محلول	TDS	---	۱۰۶۳	mg/lit
۳	کل مواد جامد معلق	TSS	---	۰/۸	mg/lit
۴	هدایت الکتریکی	EC	۱۲۱۳	۱۴۱۳	uS/cm
۵	کدورت	Turb	۱۳۰	۷/۵	NTU
۶	رنگ	Color	---	۴۳	Pt.Co
۷	pH	pH	۷/۳۵	۷/۱۶	---
۹	اکسیژن مورد نیاز شیمیایی	COD	۶۴۰	۳۴	mg/lit
۱۰	نیتريت	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	---	۰/۰۶	mg/lit
۱۱	نیترات	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	۳۲/۳	۷/۱۷	mg/lit

ردیف	آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی	علامت اختصاری	پیش از تصفیه	پس از تصفیه	واحد
۱۲	فسفات کل بر حسب فسفر	$PO_4^{3-}$	۱۵	۵/۱۲	mg/lit
۱۳	کلراید	$Cl^-$	---	۳۷۲	mg/lit
۱۴	کلر باقیمانده آزاد	$ClO^-$	۰/۰	۲/۸	mg/lit
۱۵	پاک کننده ها	ABS	---	۰/۳۳	mg/lit

### بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به میزان اهمیت درصد آب موجود در لجن بهداشتی، از روش‌های مختلف و نوین استفاده می‌شود که یکی از این روش‌ها طراحی راکتور کاویتاسیون پلاسمایی بعد از حوض هاضم می‌باشد. در این دستگاه توسط تخلیه الکتریکی، در نانو ثانیه حباب‌هایی در ابعاد نانو و میکرومتر در داخل آب ایجاد می‌شود. این حباب‌ها دارای رادیکال‌های اکسیژن و هیدروکسیل می‌باشند که باعث اکسیداسیون و در نتیجه لخته‌سازی و ته‌نشینی می‌شوند. استفاده از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی قبل از سیستم سانتریفیوژ و مولتی دیسک اسکرو پرس، موجب جداسازی ۸۰ درصد از آب و باقی ماندن ۲۰ درصد از لجن شد. لازم به ذکر است که COD آب خروجی از مخزن نهایی کاویتاسیون کمتر از ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بود، همچنین میزان کدورت پس از تصفیه با گذشتن از فیلترهای شنی در مراحل نهایی به زیر ۵۰ NTU رسید که این میزان قابلیت استفاده در مصارف آبیاری و کشاورزی را دارد. استفاده از راکتور کاویتاسیون پلاسمایی در کاهش زمان ته‌نشینی و حجم نهایی لجن مرطوب تاثیرگذار بود.

### منابع

- کاظم گودینی، زینب معصومی، قاسم آذربان، زهرا عطاقر، امیر باقی، (۱۳۹۳). "بررسی آبیگری لجن فعال فاضلاب شهری با استفاده از فرآیند الکتروفولتاسیون: بهینه سازی پارامترهای بهره‌برداری و مصرف انرژی"، *مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی همدان*، دوره بیست و یکم، شماره ۴، شماره مسلسل ۷۴
- علیرضا رحمانی، سمانه شانه ساز، کاظم گودینی، قاسم آذربان، (۱۳۹۴). "کارایی فرآیند الکترواکسیداسیون در تصفیه فاضلاب کارخانه های کشمش پاک کنی شهرستان ملایر"، *مجله علمی پژوهان*، دوره ۱۴، شماره ۱، صفحات ۳ تا ۳۰
- مقداد پیرصاحب، عبدالله درگاهی، هانیه باصری نیا، امیرحسام حسنی، (۱۳۹۲). "بررسی کارایی واحدهای تغلیظ، هضم هواری و آبیگری در تصفیه لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک قدس تهران"، *شانزدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، تبریز*، <https://civilica.com/doc/237564>
- محسن سعیدی، امین خلوتی فهلیانی، (۱۳۸۹)، "کاهش COD پساب خروجی پالایشگاه گازی پارس جنوبی به روش انعقاد الکتریکی" *مجله آب و فاضلاب*، سال ۱، ۱۳۸۹، صفحات ۴۰-۴۸
- محسن اربابی، محمد علی احمدی، مرتضی سدهی، (۱۳۹۳). "بهینه سازی حذف COD و رنگ حاصل از فاضلاب خمیر مایه با استفاده از اکسیداسیون فنتون" *مجله سلامت و محیط، فصلنامه علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران*، دوره هفتم، شماره سوم، صفحات 375 تا 384
- An, C., Huang, G., Yao, Y., & Zhao, S. (2017). Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, 579, 537-556.
- Abbas, S. H., & Ali, W. H. Electrocoagulation Technique Used To Treat Wastewater: A.
- Barrera-Díaz, C. E., Balderas-Hernández, P., & Bilyeu, B. (2018). Electrocoagulation: Fundamentals and prospectives. In *Electrochemical water and wastewater treatment* (pp. 61-76). Butterworth-Heinemann.
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L., & Kallel, M. (2017). A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater. *Brazilian journal of chemical engineering*, 34, 109-117.
- Chaturvedi, S. I. (2013). Electrocoagulation: a novel waste water treatment method. *International journal of modern engineering research*, 3(1), 93-100.
- Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Klemenčič, A. K., ... & Kompare, B. (2016). Use of hydrodynamic cavitation in (waste) water treatment. *Ultrasonics sonochemistry*, 29, 577-588.
- Espinoza-Cisternas, C., & Salazar, R. (2018). Application of electrochemical processes for treating effluents from landfill leachate as well as the agro and food industries. In *Electrochemical Water and Wastewater Treatment* (pp. 393-419). Butterworth-Heinemann.
- Fanun, M. (Ed.). (2014). *The role of colloidal systems in environmental protection*. Elsevier.

Standard Methods For The Examination Of Water And Waste Water, 2005, 2540 B

Hendricks, D. (2016). *Fundamentals of water treatment unit processes: physical, chemical, and biological*. Crc Press.

Jing, G., Ren, S., Pooley, S., Sun, W., Kowalczuk, P. B., & Gao, Z. (2021). Electrocoagulation for industrial wastewater treatment: an updated review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7(7), 1177-1196.

Koparal, A. S., & Ögütveren, Ü. B. (2002). Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 89(1), 83-94.

Kumar, P. R., Chaudhari, S., Khilar, K. C., & Mahajan, S. P. (2004). Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, 55(9), 1245-1252.

Kumar, A. N., Bandarapu, A. K., & Mohan, S. V. (2019). Microbial electro-hydrolysis of sewage sludge for acidogenic production of biohydrogen and volatile fatty acids along with struvite. *Chemical Engineering Journal*, 374, 1264-1274.

Kumar, A. N., Bandarapu, A. K., & Mohan, S. V. (2019). Microbial electro-hydrolysis of sewage sludge for acidogenic production of biohydrogen and volatile fatty acids along with struvite. *Chemical Engineering Journal*, 374, 1264-1274.

Linares Hernández, I., Barrera Díaz, C., Valdes Cerecero, M., Almazan Sanchez, P. T., Castaneda Juarez, M., & Lugo Lugo, V. (2017). Soft drink wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes. *Environmental technology*, 38(4), 433-442.

Priya, M., & Jeyanthi, J. (2019). Removal of COD, oil and grease from automobile wash water effluent using electrocoagulation technique. *Microchemical Journal*, 150, 104070.

Wang, L., Yang, C., Thangavel, S., Guo, Z., Chen, C., Wang, A., & Liu, W. (2021). Enhanced hydrogen production in microbial electrolysis through strategies of carbon recovery from alkaline/thermal treated sludge. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 15(4), 1-10.

Zeman, F. (Ed.). (2012). *Metropolitan sustainability: Understanding and improving the urban environment*. Elsevier.

