

محلول سازی لجن فعال دفعی بوسیله پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک

محمدرضا خاکسار^۱، حسین گنجی دوست^۲، بیتا آیتی^{۳*}

۱. دانشجوی دکتری مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۲- استاد دانشگاه مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۳- دانشیار، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

* h-ganji@modares.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۹۸/۱۰/۹

تاریخ دریافت: ۹۷/۷/۱۸

چکیده

روش‌های مختلفی برای بهبود بهره‌وری هضم بی‌هوازی لجن فعال دفعی به کار رفته است. یکی از این روش‌ها پیش تصفیه با استفاده از امواج اولتراسونیک است. در این پژوهش لجن فعال دفعی با استفاده از حمام اولتراسونیک با فرکانس ۴۰ KHZ، توان الکتریکی ۲۶۵ وات و سطح مقطع مبدل صوت برابر با ۲۴۰×۱۳۷ میلی‌متر مربع مورد پیش تصفیه قرار گرفت و اثر دو فاکتور چگالی صوت و زمان انتشار امواج بر محلول سازی لجن بررسی شد. افزایش غلظت COD محلول تا ۱۴٪ و پلی ساکارید محلول تا ۱۰۴ MG/L و همچنین کاهش میزان جامدات فرار معلق تا ۲۴٪ نشان داد پیش تصفیه باعث محلول سازی لجن شده است. پیش تصفیه با چگالی ۰/۵۳ W/ML به مدت بیست دقیقه موجب افزایش ۲۰ درصدی تولید بیوگاز نسبت به نمونه شاهد و کاهش ۴۸ درصدی جامدات فرار پس از هضم بی‌هوازی شد. علاوه بر آن اثر پیش تصفیه بر شاخص هدایت الکتریکی نیز بررسی شد. نتایج نشان داد که از شاخص هدایت الکتریکی می‌توان برای ارزیابی میزان محلول سازی لجن استفاده نمود.

واژگان کلیدی: حمام اولتراسونیک، هضم بی‌هوازی، هدایت الکتریکی، لجن فعال دفعی

۱. مقدمه

را شامل می‌شود [2]. هضم بی‌هوازی به دلیل توانایی در کاهش مقدار لجن و تولید بیوگاز به یکی از پرکاربردترین روش‌ها در تثبیت لجن تبدیل شده است. مراحل مختلف هضم بی‌هوازی عبارتند از: هیدرولیز، اسیدسازی، استات‌سازی و متان‌سازی. در یک تصفیه‌خانه فاضلاب مخلوطی از لجن اولیه و لجن ثانویه مورد هضم بی‌هوازی قرار می‌گیرد ولی به دلیل آنکه هیدرولیز لجن فعال دفعی سخت‌تر از لجن اولیه است، هضم بی‌هوازی

لجن فعال دفعی^۱ محصول جانبی فرآیند تصفیه فاضلاب به روش لجن فعال است و حاوی مقدار قابل توجهی از آلاینده‌های آلی و پاتوژن‌ها است [1]. به دلیل استفاده گسترده از فرآیند لجن فعال، لجن فعال دفعی در ابعاد گسترده‌ای تولید می‌شود [2]. مدیریت لجن تولیدی در یک تصفیه‌خانه فاضلاب مشکل اصلی آن بوده و هزینه مدیریت لجن تا ۶۰٪ کل هزینه یک تصفیه‌خانه

الکتریکی، ابعاد دستگاه تولید کننده امواج، چگالی اولتراسونیک و زمان تابش امواج فاکتورهای تعیین کننده در انتقال انرژی الکتریکی به صورت امواج اولتراسونیک به لجن هستند [9] و تغییر این پارامترها، موجب تفاوت در بازده محلول سازی لجن می شود. با توجه به اینکه در بیشتر پژوهش ها پیش تصفیه با فرکانس ۲۰ kHz و از نوع پروب صورت گرفته است [6]، پیش تصفیه لجن فعال دفعی با حمام اولتراسونیک در فرکانس بالاتر نیاز به بررسی بیشتر دارد.

هدف از این پژوهش، بررسی اثر پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک بر محلول سازی و هضم بی هوازی لجن فعال دفعی بود. میزان محلول سازی پیش تصفیه با COD، جامدات فرار معلق، پلی ساکراید و هدایت الکتریکی مورد مطالعه قرار گرفت و بوسیله اندازه گیری میزان حجم بیوگاز تولیدی در هاضم بی هوازی آزمایشگاهی، تغییرات کلیفرم کل و جامدات فرار پس از هضم و اثر پیش تصفیه بر هضم بی هوازی لجن فعال دفعی بررسی شد.

۲- مواد و روش ها

۲-۱- نمونه لجن و بذر بی هوازی

در این پژوهش، لجن از تغلیظ کننده لجن ثانویه فاز ۲ تصفیه خانه فاضلاب شمال اصفهان برداشت شد. فاز ۲ تصفیه خانه بر اساس فرآیند، لجن فعال A/B_2 بوده و نمونه های برداشت شده از حوضچه ته نشینی مربوط به حوضچه هوادهی B برداشت شدند. برای انجام آزمایش حجم بیوگاز از هاضم بی هوازی فاز ۲ تصفیه خانه فاضلاب، بذر بی هوازی برداشت شد.

۲-۲- مشخصات وسیله تابش امواج اولتراسونیک

تابش امواج اولتراسونیک به لجن بوسیله حمام اولتراسونیک انجام شد (Cleaner Mercury Ultrasonic، ساخت ترکیه). این وسیله امواج اولتراسونیک را با فرکانس ۴۰ kHz و توان الکتریکی ۲۶۵ وات، از قسمت کف دستگاه تولید می نمود. سطح مقطع آن برابر با ۲۴۰×۱۳۷ میلی متر مربع بود. دو عدد مولد صوت در کنار هم در زیر مرکز صفحه موجود در کف دستگاه قرار داشت.

لجن ثانویه یا همان لجن فعال دفعی سختتر از هضم لجن اولیه است [3]. به منظور بهبود بازده فرآیند هضم بی هوازی لجن فعال دفعی و افزایش عملکرد مرحله هیدرولیز می توان لجن فعال دفعی را به روشهای گوناگون مکانیکی، گرمایی، شیمیایی و بیولوژیکی مورد پیش تصفیه قرار داد [2]. پیش تصفیه موجب از بین رفتن و تخریب دیواره سلولی میکروارگانیسم های موجود در لجن شده و در نتیجه مواد درون سلولی آزاد شده و در دسترس میکروارگانیسم های بی هوازی قرار می گیرند. پیش تصفیه لجن بوسیله اولتراسونیک به منظور شکستن دیواره سلولی و استخراج مواد آلی درون سلولی بسیار مورد توجه بوده و این روش یکی از قوی ترین روش های محلول سازی لجن است [1]. مهردادای و همکاران، نشان دادند که پیش تصفیه با پروب اولتراسونیک با فرکانس ۲۰ kHz و توان الکتریکی ۱۰۰ وات بیشتر از دو روش گرمایی و ازن زنی موجب محلول شدن لجن می شود [4]. پاشا زانوسی و همکاران نیز نشان دادند پیش تصفیه با پروب اولتراسونیک با فرکانس ۲۰ kHz و توان الکتریکی ۳ کیلو وات تا ۳۶٪ محلول سازی لجن را به دنبال دارد [5]. به منظور کسب محلول سازی موثر برای پیش تصفیه لجن، امواج اولتراسونیک با توان بالا (۲۰۰W) و فرکانس پایین در محدوده ۲۰ kHz استفاده شده و بیشتر به وسیله پروب اولتراسونیک تولید می شوند [6]. پیش تصفیه لجن با استفاده از پروب اولتراسونیک به منظور افزایش تولید حجم بیوگاز در برخی از کشورهای جهان در مقیاس صنعتی مورد استفاده قرار می گیرد [6]. یکی دیگر از روش های تولید امواج اولتراسونیک با استفاده از حمام اولتراسونیک است. تفاوت اصلی حمام اولتراسونیک و پروب در سطح مقطع مبدل صوت است. شکل مبدل اولتراسونیک بر چگونگی انتقال امواج تاثیر می گذارد [7]. بزرگتر بودن سطح انتقال امواج اولتراسونیک موجب شده، امواج تولید شده با حمام اولتراسونیک نسبت به دستگاه پروب از شدت محلی کمتری برخوردار بوده و انرژی صوتی را یکنواخت تر به مایع هدف منتقل نماید [8]. بنابراین انتقال انرژی در دستگاه نوع پروب با حمام اولتراسونیک متفاوت است. علاوه بر آن فرکانس، توان

جدول ۲. آزمایش های انجام شده با استفاده از استاندارد متد [11]

PARAMETER	METHOD
COD SCOD	5220D
MLSS	2540D
VSS	2540E
TOTAL COLIFORM	9221

Table 3. Performed experiments based on standard methods

آزمایش COD محلول با استفاده از بخش عبوری از فیلتر استفاده شد. میزان محلول سازی COD در اثر پیش تصفیه بر اساس رابطه (۱) محاسبه شد [1].

$$\text{COD solubilisation} = (\text{sCOD}_f - \text{sCOD}_i) / (\text{TCOD}_i - \text{sCOD}_i) \times 100 \quad (1)$$

که در آن sCOD_i برابر با COD شاهد، sCOD_f برابر با COD محلول پس از پیش تصفیه و TCOD_i برابر با COD کل شاهد می باشد و محلول سازی VSS مطابق رابطه (۲) به صورت درصد کاهش جامدات فرار معلق محاسبه شد.

$$\text{VSS solubilisation} = (\text{VSS}_i - \text{VSS}_f) / \text{VSS}_i \times 100 \quad (2)$$

که در آن VSS_i برابر با میزان جامدات معلق فرار در نمونه اصلی و VSS_f برابر با میزان جامدات معلق فرار پس از پیش تصفیه می باشد. پلی ساکارید یکی از مواد پلیمری برون سلولی ۳ است. مواد پلیمری برون سلولی، ترکیبات هیدراته هستند که میکروارگانیسم های لجن فعال را احاطه نموده و لخته بیولوژیکی را به وجود می آورند [12]. برای اندازه گیری پلی ساکارید محلول از روش دوبیوس ۴ استفاده شد [13]. مراحل آن به این صورت است که ۱ میلی لیتر از نمونه به ۱ میلی لیتر محلول ۵٪ فنل و ۵ میلی لیتر اسید سولفوریک ۹۵٪ افزوده می شود. بعد از ده دقیقه لوله آزمایش به شدت تکان داده شده و به مدت ۳۰ دقیقه در دمای اتاق رها می شود و در طول موج ۴۹۰ نانومتر جذب آن خوانده می شود. برای کالیبره کردن آن از گلوکز استفاده می شود و برای نمونه صفر نیز از یک میلی لیتر آب مقطر استفاده می شود. پلی ساکارید به صورت تفاضل میان نمونه پیش تصفیه شده و شاهد گزارش شده است. برای سنجش تاثیر پیش تصفیه در زیست تجزیه پذیری بی هوازی لجن، از هاضم بی هوازی

نمونه بدون ظرف واسط و به طور مستقیم درون دستگاه قرار می گرفت. در شکل (۱) چگونگی تابش امواج اولتراسونیک به نمونه لجن نشان داده شده است.

شکل ۱. تابش امواج اولتراسونیک به لجن فعال دفعی



Fig. 1. Waste activated sludge sonication

۳-۲- آزمایش ها

شدت اولتراسونیک ۱، چگالی اولتراسونیک ۲ و زمان تابش امواج، از تأثیرگذارترین متغیرهای سامانه های پیش تصفیه اولتراسونیک لجن فعال دفعی هستند. طبق تعریف، شدت اولتراسونیک برابر است با توان الکتریکی دستگاه اولتراسونیک (۲۶۵ وات) تقسیم بر سطح مقطع تولید کننده صوت (۲۴۰×۱۳۷ میلی متر مربع) و چگالی اولتراسونیک برابر است با توان الکتریکی دستگاه اولتراسونیک (۲۶۵ وات) تقسیم بر حجم لجن مورد تابش امواج [1]. در جدول (۱) پارامترهای آزمایش و محدوده مربوط به هر کدام مشخص شده است. آزمایش ها به صورت فول فاکتوریل انجام شد.

جدول ۱. پارامترهای آزمایش و محدوده آنها

Parameter	Scope
Ultrasonic Intensity (W/cm ²)	0.8
Ultrasonic Density (W/mL)	0.176, 0.265, 0.53
Wave Radiation Time (min)	5, 10, 15, 20

Table 1. Test parameters and relevant scopes

۴-۲- آزمایش ها

برای جداسازی بخش محلول لجن از جامدات آن از فیلتراسیون (فیلتر غشائی با منافذ ۰/۴۵ میکرون) استفاده شد [10]. در جدول (۲) نام آزمایش ها و شماره استاندارد آزمایش هایی که بر اساس استاندارد متد انجام شده، ذکر شده است [11]. از اسپکتروفتومتر HACH مدل DR2500 برای آزمایش های COD و پلی ساکارید استفاده شد.

بیوگاز نمونه پس از پیش تصفیه است.

$$\text{Biogas production enhancement} = (V_f - V_i)/V_i \times 100 \quad (4)$$

کلیفرم کل لجن بعد از هضم بی‌هوازی با استفاده از روش تخمیر چند لوله ای (MPN) و پس از مرحله تاییدی محاسبه شد. از محیط کشت لوریل سولفات براث و سری رقت 10^{-3} - 10^{-5} استفاده شد و نتیجه به صورت درصد کاهش کلیفرم کل با استفاده از رابطه (۵) محاسبه شد.

$$\text{Total Coliform Reduction} = (C_i - C_f)/C_i \times 100 \quad (5)$$

که در آن C_i برابر با کلیفرم کل نمونه شاهد بعد از هضم و C_f برابر با کلیفرم کل نمونه پیش تصفیه شده پس از هضم بی‌هوازی است. تغییرات جامدات فرار لجن نیز بعد از هضم بی‌هوازی و به صورت درصد کاهش جامدات فرار (VS) مطابق رابطه (۶) محاسبه شد که در آن VS_i برابر با جامدات فرار نمونه پیش از هضم بی‌هوازی و VS_f برابر با جامدات فرار نمونه پس از هضم بی‌هوازی است.

$$\text{VS Reduction after digestion} = (VS_i - VS_f)/VS_i \times 100 \quad (6)$$

هدایت الکتریکی رابطه مستقیمی با غلظت جامدات محلول دارد [21]. در جریان آزمایش‌ها هدایت الکتریکی بخش عبوری از فیلتر سنجیده و به صورت میزان افزایش هدایت الکتریکی در نمونه پیش تصفیه شده نسبت به شاهد تعیین شد. به جز آزمایش سنجش حجم بیوگاز، کلیفرم کل بعد از هضم و تغییرات جامدات فرار بعد از هضم، سایر آزمایش‌ها با سه بار تکرار انجام شدند.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- محلول سازی لجن فعال دفعی

۳-۱-۱- محلول سازی COD و VSS

در جدول (۳) مشخصات نمونه لجن پیش از پیش تصفیه و نتایج مربوط به میزان محلول سازی COD و VSS در اثر پیش تصفیه در شکل (۳) ارائه شده است. لجن فعال دفعی از شمار زیادی لخته بیولوژیکی تشکیل شده است. انواع میکروارگانیسم‌های تصفیه کننده فاضلاب، کاتیون‌های چند ظرفیتی و مواد پلیمری برون سلولی مانند پلی ساکارید لخته بیولوژیکی را

آزمایشگاهی استفاده شد. این هاضم یک ظرف در پوشدار به حجم یک لیتر روی یک هات پلیت بوده و دمای آن برابر با 35°C درجه سلسیوس و میزان گردش مگنت، 80 دور بر دقیقه تنظیم شد [14]. میزان F/M برای هاضم بی‌هوازی ناپیوسته مطابق رابطه (۳) تنظیم شد [15].

(۳) (یک گرم VSS بذریه‌هوازی) / (نیم گرم VSS لجن فعال دفعی) F مدت زمان هضم بی‌هوازی در هاضم بی‌هوازی ناپیوسته 12 تا 13 روز بود [16] و پس از آن تولید بیوگاز متوقف می‌شد. مطابق پژوهش‌های انجام شده پیش تصفیه لجن با اولتراسونیک تنها موجب افزایش حجم بیوگاز تولیدی می‌شود و نسبت متان به دی اکسید کربن ثابت است [17,18]. بنابراین در این پژوهش تنها تغییرات حجم بیوگاز تولید شده، مورد بررسی قرار گرفت. برای اندازه‌گیری حجم گاز تولیدی، روش جابجایی مایع شکل (۲) استفاده شد [19] به این صورت که با ورود گاز به ظرف حاوی محلول، گاز به محلول فشار وارد کرده و محلول از آن خارج و وارد استوانه مدرج می‌شد. به منظور از بین بردن اثر تبخیر، در ظرف استوانه مدرج به مقدار مشخص روغن ریخته شد تا برای اندازه‌گیری حجم گاز تولیدی، خطایی به وجود نیاید. برای جلوگیری از انحلال بیوگاز، محلول مورد استفاده برای جابه‌جایی مایع آب نمک اشباع در pH برابر ۳ بود [20 و 19].

شکل ۲. روش جابه‌جایی مایع

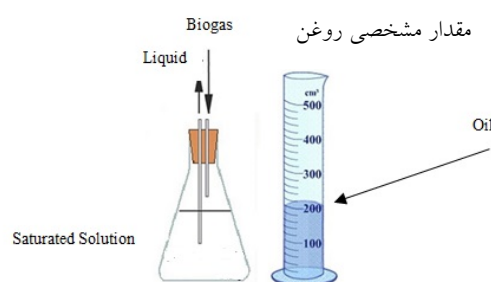


Fig. 2 Water displacement method

پس از اتمام تولید بیوگاز، حجم کل بیوگاز تولیدی محاسبه شد. تغییرات زیست تجزیه پذیری بی‌هوازی به صورت درصد افزایش حجم گاز تولیدی با استفاده از رابطه (۴) محاسبه شد که در آن V_i برابر با حجم بیوگاز نمونه شاهد و V_f برابر با حجم

محلوسازی COD و VSS، با زمان تابش امواج و چگالی اولتراسونیک در رابطه مستقیم است و مقدار محلوسازی COD و VSS با افزایش این دو متغیر، افزایش می‌یافت. افزایش چگالی اولتراسونیک، موجب افزایش تراکم امواج تولیدی می‌شد و در نتیجه شدت پدیده کاویتاسیون و محلوسازی لجن نیز افزایش می‌یافت. در یک چگالی اولتراسونیک ثابت با افزایش زمان تابش امواج، لجن بیشتر گسیخته شد به این دلیل که لجن مدت زمان بیشتری در معرض پدیده کاویتاسیون قرار داشت.

تشکیل می‌دهند [1]. تابش امواج اولتراسونیک با کاهش فشار داخلی درون لجن به کمتر از فشار بخار مایع، باعث ایجاد حباب‌های کوچک خلاء و واپاشی این حباب‌ها می‌شود [9]. این واپاشی سبب ایجاد شرایطی با دمایی در حدود 5000°C و فشاری در حدود ۵۰۰ اتمسفر، با عمری در حدود چند میکرو ثانیه می‌شود. به فرآیند شکل‌گیری حباب‌ها، رشد و رخ دادن واپاشی شدید، کاویتاسیون^۱ گفته می‌شود [9]. بنابراین کاویتاسیون با ایجاد یک نیروی برشی مکانیکی قوی موجب گسیختگی و محلوس شدن لجن می‌شود [5] و در نتیجه محلوسسازی COD و VSS در اثر از بین رفتن ساختار لخته-ای و دیواره سلولی بخشی از لجن است. طبق نتایج حاصل

جدول ۳. مشخصات نمونه برداشته شده از ته نشینی ثانویه

Factor	COD (mg/L)	Soluble COD (mg/L)	MLSS (mg/L)	Total Coliform (MPN/100mL)	VSS (mg/L)	pH	EC ($\mu\text{S/cm}$)	Soluble Polysaccharide (mg/L)
Average value	7150	123.24	6450	15×10^6	4950	7.1	980	10 (mg/L)

Table 3. Specifications of the sample taken from secondary sedimentation

خطای آزمایش با استفاده از انحراف معیار نسبی^۲ (RSD) مطابق رابطه (۷) محاسبه شد [22].

$$\text{RSD} = S/X \times 100 \quad (7)$$

که در آن S انحراف معیار و X میانگین پاسخ‌هاست. برای مقایسه نتایج آزمایش‌ها با پژوهش‌های مشابه، شرایط انجام آزمایش به صورت شاخص انرژی ویژه نیز بیان شد. انرژی ویژه (E_s) برابر است با [1]:

$$E_s = (Pt) / (v \text{ TS}_0) \quad (8)$$

که در آن P توان الکتریکی دستگاه، t زمان تابش امواج، v حجم نمونه و TS_0 غلظت کل جامدات اولیه است. انرژی ویژه به کاربرده شده در محدوده ۰ تا 92173 KJ/Kg TS بود. در پژوهشی Bougrier و همکاران (۲۰۰۶) با پیش تصفیه لجن بوسیله پروپ اولتراسونیک در فرکانس ۲۰ KHz با انرژی ویژه 6250 KJ/Kg TS ، در حدود ۱۵ درصد محلوسسازی COD حاصل شد [18]. درحالی‌که در این پژوهش با پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک و انرژی ویژه 92173 KJ/Kg TS (برابر با پیش تصفیه در چگالی اولتراسونیک 0.53 W/mL و زمان تابش

شکل ۳. محلوسسازی لجن فعال دفعی (a) محلوسسازی COD به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج (b) محلوسسازی VSS به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج

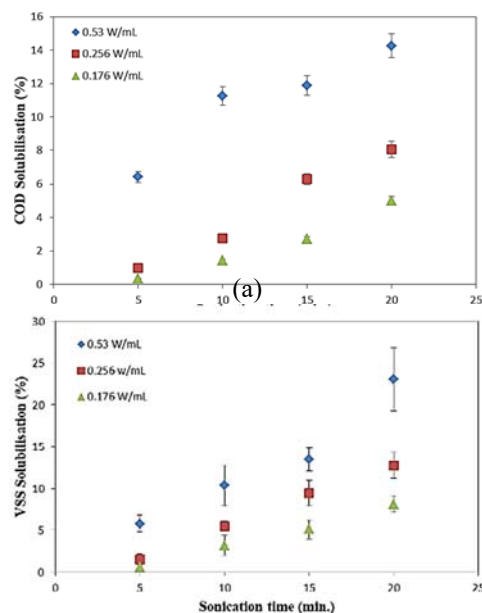


Fig. 3. Waste activated sludge solubilisation (a) COD solubilisation as function of sonication time and ultrasonic density (b) VSS solubilisation as function of sonication time and ultrasonic density

میزان خطا برای آزمایش COD و VSS بین ۰.۵٪ تا ۱۵٪ بود.

(۲۰۰۹) لجن فعال دفعی را با پروب اولتراسونیک در فرکانس ۲۰ KHz مورد پیش تصفیه قرار دادند. با پیش تصفیه با انرژی ویژه ۳۵۰۰۰ KJ/Kg TS مقدار غلظت پلی ساکارید به ۴ برابر مقدار شاهد افزایش یافت [25]. در این پژوهش با پیش تصفیه با انرژی ویژه ۳۵۵۶۵ KJ/Kg TS (برابر با پیش تصفیه در چگالی اولتراسونیک ۰/۲۵۶ W/mL و زمان تابش امواج ۱۵ دقیقه) پلی ساکارید به بیش از ۶ برابر مقدار شاهد افزایش یافت.

۳-۱-۳- تغییرات هدایت الکتریکی

همان گونه که در شکل (۵) نشان داده شد، هنگامی که لجن با چگالی اولتراسونیک برابر با ۰/۱۷۶ W/mL پیش تصفیه شد. هدایت الکتریکی در محلول پس از ۵ دقیقه، ۷ $\mu\text{S/cm}$ نسبت به نمونه شاهد افزایش پیدا کرد. لخته لجن فعال دفعی در مجموع دارای بار الکتریکی منفی است و عامل این بار الکتریکی ترکیبات پلیمری برون سلولی هستند. نزدیک به ۸۰ درصد جرم لجن فعال دفعی را ترکیبات پلیمری برون سلولی تشکیل می دهند و علاوه بر پلی ساکاریدها، ترکیبات دارای بار منفی نسبتا بالا از جمله پروتئین ها و آمینو اسیدها نیز از مواد تشکیل دهنده ترکیبات پلیمری برون سلولی می باشند. باند شدن این ترکیبات با کاتیونهای چند ظرفیتی از جمله Ca^{2+} و Mg^{2+} موجب پایداری لخته می شود [24].

شکل ۵. تفاضل میان هدایت الکتریکی نمونه پیش تصفیه شده و شاهد به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج

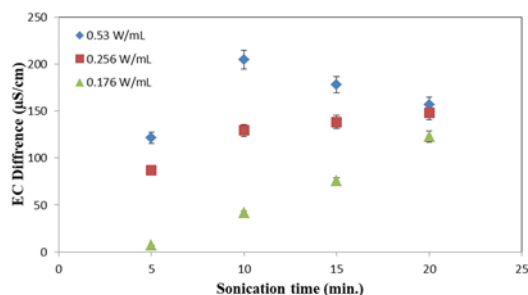


Fig. 5. The difference of EC between pre-treated and control samples as function of sonication time and ultrasonic density

همان گونه که در بخش قبل توضیح داده شد، پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک با ایجاد پدیده کاویتاسیون موجب محلول سازی لجن و افزایش غلظت پلی ساکارید محلول شد. افزایش غلظت پلی ساکارید نشان دهنده از بین رفتن ساختار لخته بیولوژیکی است بنابراین با محلول شدن لخته لجن، کاتیونهای

امواج ۲۰ دقیقه) به میزان ۱۴٪ محلول سازی COD و ۲۴٪ محلول سازی VSS حاصل شد. Zhang و همکاران (۲۰۰۷) به پیش تصفیه لجن با پروب اولتراسونیک با فرکانس ۲۵ KHz و چگالی اولتراسونیک ۰/۵ W/mL پرداختند [23]. نتایج آزمایش ها نشان داد پس از ۳۰ دقیقه تابش امواج جرم جامدات لجن ۲۳/۹٪ کاهش یافته است.

۳-۱-۲- تغییرات پلی ساکارید

نتایج مربوط به تغییرات پلی ساکارید در اثر پیش تصفیه در شکل (۴) ارائه شده است. پلی ساکارید فقط در ساختار لخته بیولوژیکی به عنوان یکی از ترکیبات پلیمری برون سلولی وجود دارد و جزء مواد درون سلولی نیست [1]. افزایش غلظت پلی ساکارید در محلول مشخص کرد در اثر کاویتاسیون ایجاد شده، ساختار لخته ای بخشی از لجن از بین رفته و لخته بیولوژیکی مورد گسیختگی قرار گرفته و مواد برون سلولی محلول شده اند. نزدیک به ۸۰ درصد جرم لجن فعال دفعی را ترکیبات پلیمری برون سلولی تشکیل می دهند [24]. بنابراین بخشی از افزایش غلظت COD در محلول ناشی از محلول شدن ترکیبات پلیمری برون سلولی است.

شکل ۴. تفاضل میان پلی ساکارید نمونه پیش تصفیه شده و شاهد به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج

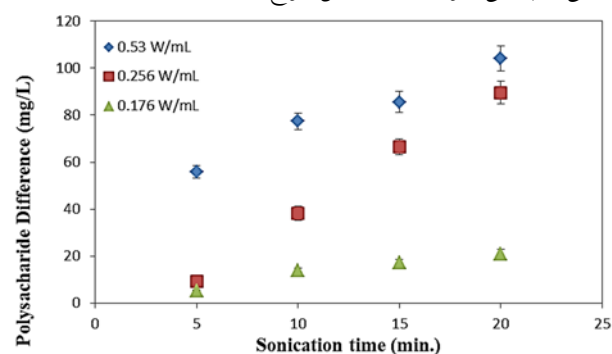


Fig. 4. The difference of polysaccharide concentration between pre-treated and control samples as function of sonication time and ultrasonic density

طبق نتایج حاصل از تغییرات پلی ساکارید، با افزایش زمان تابش امواج و چگالی اولتراسونیک، غلظت پلی ساکارید نیز در محلول افزایش می یافت. می تواند به این دلیل باشد که مقدار انرژی صوتی بیشتری به لجن انتقال یافته و لجن بیشتر محلول می شود. میزان خطا برای آزمایش پلی ساکارید کمتر از ۱۰٪ بود. خطا مطابق رابطه (۷) محاسبه شد. در پژوهشی Feng و همکاران

شود. میزان خطا مطابق رابطه (۷)، برای آزمایش هدایت الکتریکی کمتر از ۰.۵٪ بود. نتایج آزمایش‌ها نشان داد از هدایت الکتریکی می‌توان به عنوان یک شاخص ساده، سریع و ارزان برای میزان محلول سازی لجن استفاده نمود.

۳-۴-۱- تحلیل آماری

در این پژوهش اثر دو متغیر چگالی اولتراسونیک و زمان تابش امواج به ترتیب در سه و چهار سطح بر محلول‌سازی COD، محلول‌سازی VSS، تغییرات پلی ساکارید و تغییرات هدایت الکتریکی بصورت فول فاکتوریل با سه بار تکرار بررسی شد. برای تحلیل آماری با توجه به اینکه طراحی آزمایش از نوع فول فاکتوریل بود از آنالیز واریانس استفاده [27] و محاسبات در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شد. برای ارزیابی معناداری تأثیر متغیرها در آنالیز واریانس از مقدار P استفاده می‌شود تا زمانی که مقدار P برای مدل کمتر از ۰/۰۵ باشد، بین متغیر و پاسخ مورد نظر در سطح اطمینان ۹۵٪ رابطه آماری وجود دارد [28]. مقدار P برای متغیرهای چگالی اولتراسونیک و زمان تابش امواج نشان داد که این دو متغیر برای همه پاسخ‌های محلول‌سازی COD، محلول‌سازی VSS، تغییرات پلی ساکارید و تغییرات هدایت الکتریکی معنی‌دار بوده و مقدار P برای این دو متغیر در همه پاسخ‌ها کوچکتر از ۰/۰۰۱ بود.

۳-۲- هضم بی‌هوازی لجن فعال دفعی

۳-۲-۱- تغییرات حجم بیوگاز

در شکل (۶) بخش (a) بازده افزایش حجم بیوگاز نسبت به نمونه شاهد و در بخش (b) میزان تجمعی بیوگاز تولید شده بر اساس هر گرم جامدات فرار هضم شده پس از هضم بی‌هوازی نشان داده شده است. این مقدار برای نمونه شاهد برابر بود با mL/g VS ۳۳۳. ساختار لخته‌ای، وجود دیواره سلولی و مواد پلیمری برون سلولی موجب ناکارآمدی مرحله هیدرولیز هضم بی‌هوازی لجن فعال دفعی می‌شود [1]. بسیاری از مواد درون سلولی و مواد پلیمری برون سلولی لجن بیولوژیکی ساده تجزیه پذیر هستند [9] ولی به علت ساختار لخته‌ای لجن در دسترس

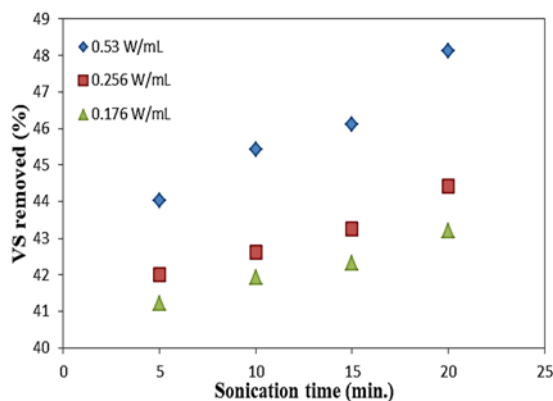
چند ظرفیتی Ca^{2+} و Mg^{2+} و ترکیبات دارای بار منفی نسبتاً بالا از جمله پروتئین‌ها و آمینو اسیدها نیز وارد فاز محلول می‌شدند و با توجه به اینکه تغییرات هدایت الکتریکی نشان دهنده تغییرات یون‌های محلول است [21] پیش تصفیه موجب افزایش هدایت الکتریکی نیز شد. در چگالی اولتراسونیک برابر با W/mL ۰/۱۷۶، همراه با افزایش زمان تابش امواج به ۲۰ دقیقه، هدایت الکتریکی در محلول تا $122 \mu S/cm$ نسبت به نمونه شاهد افزایش یافت که می‌تواند به دلیل افزایش محلول سازی لجن با افزایش زمان تابش امواج باشد. با افزایش چگالی اولتراسونیک به W/mL ۰/۲۵۶، شدت پدیده کاویتاسیون نیز افزایش یافت. تغییرات هدایت الکتریکی در این چگالی اولتراسونیک، مشابه با چگالی اولتراسونیک W/mL ۰/۱۷۶ بود و با افزایش زمان و در نتیجه افزایش محلول‌سازی، هدایت الکتریکی در محلول نسبت به نمونه شاهد افزایش داشت. ولی در چگالی اولتراسونیک برابر با W/mL ۰/۵۳، هنگامی که زمان تابش امواج از ده دقیقه بیشتر شد هدایت الکتریکی نیز کاهش پیدا کرد. در پژوهشی Bougrier و همکاران (۲۰۰۵)، اندازه ذرات لجن را در پیش تصفیه با پروب اولتراسونیک بررسی کردند. نتایج آزمایش‌ها نشان داد با افزایش انرژی ورودی، ذرات با قطر ۱۰۰ میکرومتر به جای آنکه کمتر شوند بیشتر می‌شوند [26]. آنها دلیل این رخداد را پدیده لخته سازی دوباره ذکر کردند به این معنی که زیاد شدن غلظت مواد پلیمری برون سلولی در محلول در اثر پیش تصفیه موجب تشکیل دوباره لخته می‌شود. در اثر پیش تصفیه و تخریب ساختار لخته بیولوژیکی، کاتیون‌های چند ظرفیتی Ca^{2+} و Mg^{2+} و ترکیبات دارای بار منفی نسبتاً بالا از جمله پروتئین‌ها و آمینو اسیدها وارد فاز محلول می‌شدند و در نتیجه هدایت الکتریکی افزایش می‌یافت. در چگالی اولتراسونیک برابر با W/mL ۰/۵۳ و زمان تابش امواج برابر با ۱۰ و ۲۰ دقیقه، انرژی پیش تصفیه افزایش یافته و می‌تواند در اثر رخ دادن پدیده لخته سازی دوباره موجب کاهش Ca^{2+} و Mg^{2+} و ترکیبات دارای بار منفی نسبتاً بالا از جمله پروتئین‌ها و آمینو اسیدها در فاز محلول و در نتیجه کاهش هدایت الکتریکی

۹ بود. لجن به مدت ۱۱ روز تحت هضم بی‌هوازی قرار گرفت. نتایج آزمایش‌ها نشان داد در اثر ۱۰ و ۲۰ دقیقه پیش تصفیه به ترتیب ۱۲٪ و ۳۱٪ نسبت به نمونه شاهد افزایش حجم بیوگاز تولیدی و ۲۵۰ mL/g VS و ۲۶۰ mL/g VS به ازای جامدات فرار حذف شده، تولید تجمعی متان حاصل شد [16]. در پژوهش دیگری Gronroos و همکاران لجن را با پروب اولتراسونیک با فرکانس ۲۷ kHz پیش تصفیه نمودند. افزایش چگالی اولتراسونیک تا ۰/۳ W/mL و افزایش زمان تابش امواج تا ۳۰ دقیقه منجر به افزایش حجم بیوگاز تولیدی بین ۱۰٪ تا ۲۰٪ شد [28]. بنابراین پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک استفاده شده در این پژوهش نیز، به خوبی می‌تواند موجب افزایش تولید حجم بیوگاز شود و شدت محلی بیشتر امواج تولیدی در پروب، عامل اصلی محلول سازی و افزایش حجم بیوگاز در پیش تصفیه لجن نیست.

۲-۲-۳ حذف کلیفرم کل و جامدات فرار

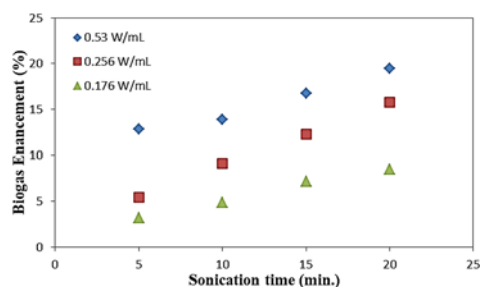
در شکل (۷) بخش (a) بازده حذف جامدات فرار پس از هضم و در بخش (b) بازده حذف کلیفرم کل پس از هضم نسبت به نمونه شاهد نشان داده شده است. حذف کل جامدات فرار پس از هضم بی‌هوازی برای نمونه شاهد ۴۰٪ و کلیفرم کل نمونه شاهد بعد از هضم برابر با 22×10^4 MPN/100mL بود.

شکل ۷. هضم بی‌هوازی لجن فعال دفعی (a) بازده حذف جامدات فرار پس از هضم بی‌هوازی به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج (b) بازده حذف کلیفرم کل پس از هضم بی‌هوازی به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج

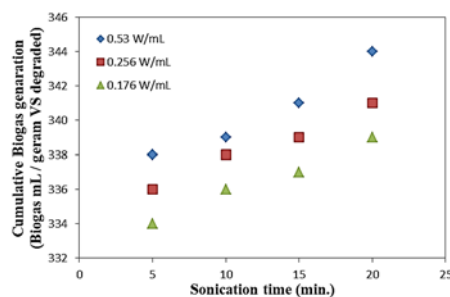


میکروارگانیزم‌های بی‌هوازی نیستند [9 و 1]. همان‌گونه که در بخش ۳-۱ بررسی شد، پیش تصفیه سبب محلول سازی لجن و افزایش غلظت مواد برون سلولی در محلول شد. بنابراین افزایش حجم بیوگاز تولیدی پس از پیش تصفیه، می‌تواند در اثر محلول شدن لخته بیولوژیکی باشد. علاوه بر آن، هیدرولیز بخشی از لجن که کاملاً گسیخته نشده و ساختار لخته‌ای آن از بین رفته، آسان‌تر از لجن پیش تصفیه نشده است. طبق نتایج حاصل، حجم بیوگاز تولیدی با افزایش زمان تابش امواج و چگالی اولتراسونیک افزایش یافت. می‌تواند به این دلیل باشد که با افزایش زمان تابش امواج و چگالی اولتراسونیک لجن بیشتر گسیخته شد. در این پژوهش با پیش تصفیه در چگالی اولتراسونیک ۰/۵۳ W/mL و زمان تابش امواج برابر با ۲۰ دقیقه، حجم بیوگاز تولیدی ۲۰٪ افزایش داشت.

شکل ۶. هضم بی‌هوازی لجن فعال دفعی (a) بازده افزایش حجم بیوگاز به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج (b) تولید تجمعی بیوگاز (حجم بیوگاز تولیدی به میلی‌لیتر تقسیم بر گرم جامدات فرار حذف شده) به عنوان تابعی از چگالی صوت و زمان تابش امواج



(a)



(b)

Fig. 6. Waste activated sludge digestion (a) Efficiency of biogas production enhancement as function of sonication time and ultrasonic density (b) Cumulative Biogas generation (Biogas mL / gram VS degraded) as function of sonication time and ultrasonic density

در پژوهشی Wang و همکاران (۱۹۹۹) لجن فعال دفعی را با

اولتراسونیک پیش تصفیه نمودند. سطح انتقال دهنده اولتراسونیک 100 cm^2 ، 200 وات توان الکتریکی و فرکانس وسیله kHz

پرداختند و جامدات فرار ۴۶/۱٪ در اثر هضم بی‌هوازی کاهش داشت [17]. Nickel و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از پروب اولتراسونیک در فرکانس ۳۱ kHz به مدت ۹۰ ثانیه به پیش تصفیه لجن پرداختند و پس از هضم بی‌هوازی ۴۲/۴٪ جامدات فرار کاهش یافته بود [29].

۴- نتیجه گیری

در این پژوهش محلول‌سازی لجن فعال دفعی به وسیله پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج آزمایش‌ها نشان داد پیش تصفیه با حمام اولتراسونیک با فرکانس ۴۰ kHz، توان الکتریکی ۲۶۵ وات و سطح مقطع تولید کننده صوت برابر با 240×137 میلی‌متر مربع، روش مناسبی برای محلول‌سازی و افزایش حجم بیوگاز است. افزایش چگالی اولتراسونیک و زمان تابش امواج اولتراسونیک موجب افزایش اثر محلول‌سازی لجن شد. بهترین شرایط برای محلول‌سازی لجن با استفاده از امواج اولتراسونیک در این پژوهش با چگالی 0.53 W/mL و زمان تابش امواج اولتراسونیک به مدت ۲۰ دقیقه حاصل شد. مقایسه با سایر پژوهش‌های انجام شده با پروب اولتراسونیک نشان داد مانند پیش تصفیه با پروب اولتراسونیک، در پیش با حمام اولتراسونیک نیز محلول‌سازی و افزایش حجم بیوگاز با زمان و چگالی اولتراسونیک رابطه مستقیم دارد. علاوه بر آن شدت محلی بیشتر امواج تولیدی در پروب، عامل اصلی محلول‌سازی و افزایش حجم بیوگاز در پیش تصفیه لجن نیست.

۵- قدردانی

نویسندگان مقاله از شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان به خاطر حمایت مالی و در اختیار قرار دادن محل انجام آزمایش‌ها در تصفیه خانه شمال اصفهان قدردانی می‌نمایند.

References

- [1] Khanal SK., Grewell D., Sung S., Van Leeuwen J. 2007 Ultrasound applications in wastewater sludge pretreatment: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(4), 277-313.
- [2] Sahinkaya S. 2015 Disintegration of municipal waste activated sludge by simultaneous combination of acid and ultrasonic pretreatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 93, 201-5.

۶- مراجع

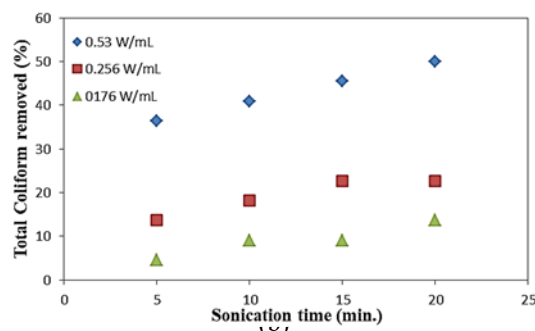


Fig. 7. Waste activated sludge digestion (a) Efficiency of volatile solids removal after anaerobic digestion as function of sonication time and ultrasonic density (b) Efficiency of total coliform removal after anaerobic digestion as function of sonication time and ultrasonic density

همان‌طوری که در بخش ۱-۳ بررسی شد در اثر پیش تصفیه با اولتراسونیک بخشی از لجن محلول شده و غلظت جامدات فرار معلق لجن قبل از هضم بی‌هوازی کاهش یافت. پژوهش‌ها نشان داده است که پیش تصفیه لجن با امواج اولتراسونیک تنها موجب کاهش بخش معلق جامدات فرار لجن شده و به هیچ وجه موجب کاهش کل جامدات فرار یا COD کل نمی‌شود [5 و 9]. بنابراین محلول شدن جامدات فرار معلق موجب تسهیل مرحله هیدرولیز هضم بی‌هوازی شده و میزان حذف جامدات فرار کل در اثر هضم بی‌هوازی افزایش می‌یافت. علاوه بر آن Khanal و همکاران نشان دادند تابش امواج اولتراسونیک موجب بهبود گندزدایی لجن در اثر هضم بی‌هوازی می‌شود و محلول‌سازی لجن موجب بیشتر شدن حذف کلیفرم مدفوعی در اثر هضم بی‌هوازی نسبت به نمونه شاهد شد [1].

طبق نتایج بخش ۱-۳، همان‌گونه که زمان و چگالی صوت افزایش می‌یافت، مقدار بیشتری از لجن محلول شد بنابراین افزایش حذف جامدات فرار و کلیفرم کل در اثر افزایش زمان و چگالی صوت می‌تواند به دلیل افزایش محلول‌سازی لجن باشد.

در این پژوهش با پیش تصفیه در چگالی اولتراسونیک 0.53 W/mL و زمان تابش امواج برابر با ۲۰ دقیقه، حذف ۴۸٪ جامدات فرار پس از هضم بی‌هوازی حاصل شد. در پژوهشی Kim و همکاران با استفاده از پروب اولتراسونیک در فرکانس ۴۱ kHz به مدت ۱۲۰ دقیقه به پیش تصفیه لجن

- Science and Technology*, **35**(8), 209–15.
- [16] Wang Q., Kuninobu M., Kakimoto K., Hiroaki I., Kato Y. 1999 Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment. *Bioresource technology*, **68**(3), 309–13.
- [17] Kim J., Park C., Kim T-H., Lee M., Kim S., Kim S-W., et al. 2003 Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **95**(3), 271–5.
- [18] Bougrier C., Albasi C., Delgenès J-P., Carrère H. 2006 Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, **45**(8), 711–8.
- [19] Samaras VG., Stasinakis AS., Thomaidis NS., Mamais D., Lekkas TD. 2014 Fate of selected emerging micropollutants during mesophilic, thermophilic and temperature co-phased anaerobic digestion of sewage sludge. *Bioresource Technology*, **162**, 365–72.
- [20] Tomei M. C., Braguglia C. M., Mininni G. 2008 Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: role of the inoculum. *Bioresource Technology*, **99**(14), 6119–6126.
- [21] Eddy M&., Burton FL., Stensel HD., Tchobanoglous G. 2003 Wastewater engineering: treatment and reuse. McGraw Hill;
- [22] IUPAC. Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book"). Compiled by A. D. McNaught and A. Wilkinson. Blackwell Scientific Publications, Oxford (1997). XML on-line corrected version: <http://goldbook.iupac.org> (2006-) created by M. Nic, J. Jirat, B. Kosata; updates compiled by A. Jenkins. ISBN 0-9678550-9-8
- [23] Zhang P., Zhang G., Wang W. 2007 Ultrasonic treatment of biological sludge: floc disintegration, cell lysis and inactivation. *Bioresource Technology*, **98**(1), 207–210.
- [24] Neyens E., Baeyens J., Dewil R. 2004 Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of hazardous materials*, **106**(2-3), 83–92.
- [25] Feng, X., Deng, J., Lei, H., Bai, T., Fan, Q., & Li, Z. (2009). Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning. *Bioresource Technology*, **100**(3), 1074–1081.
- [26] Bougrier C., Carrere H., Delgenes JP. 2005 Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal*, **106**(2), 163–9.
- [27] Grönroos, A., Kyllönen, H., Korpijärvi, K., Pirkonen, P., Paavola, T., Jokela, J., & Rintala, J. (2005). Ultrasound assisted method to increase soluble chemical oxygen demand (SCOD) of sewage sludge for digestion. *Ultrasonics sonochemistry*, **12**(1-2), 115–120.
- [28] Montgomery DC. 2017 Design and analysis of experiments. John Wiley & Sons
- [29] Nickel, K., & Neis, U. (2007). Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation. *Ultrasonics Sonochemistry*, **14**(4), 450–455.
- [3] Ruiz-Hernando M., Martín-Díaz J., Labanda J., Mata-Alvarez J., Llorens J., Lucena F., et al. 2014 Effect of ultrasound, low-temperature thermal and alkali pretreatments on waste activated sludge rheology, hygienization and methane potential. *Water Research*, **61**, 119–29.
- [4] Mehrdadi N., Mohammadi A., Torabian A. 2012 Decrease of waste sludge by use of diffrente methods in biological wastewater treatment with SBR (with emphasize on ultrasonic waves). *Environmentalology*, **61**, 49–60. (in persian)
- [5] Pasha Zanousi S., Ayati B., Ganjidoust H. 2015 Investigation of Ultrasonic Method in Reduction of Mass and Sewage Treatment Plants Volume Wastewater. *Journal of Civil and Environmental Engineering*, **45** (in persian)
- [6] Kidak R., Wilhelm A-M., Delmas H. 2009 Effect of process parameters on the energy requirement in ultrasonical treatment of waste sludge. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, **48**(8), 1346–52.
- [7] Nad' M. 2010 Ultrasonic horn design for ultrasonic machining technologies. *Applied and Computational Mechanics*, **79**–88.
- [8] Dhanalakshmi NP., Nagarajan R. 2011 Ultrasonic intensification of the chemical degradation of methyl violet: an experimental study. *Int J Chem Mol Nucl Mater Metall Eng.*
- [9] Pilli S., Bhunia P., Yan S., LeBlanc RJ., Tyagi RD., Surampalli RY. 2011 Ultrasonic pretreatment of sludge: a review. *Ultrasonics sonochemistry*, **18**(1), 1–18.
- [10] Rosenberger S., Evenblij H., Te Poele S., Wintgens T., Laabs C. 2005 The importance of liquid phase analyses to understand fouling in membrane assisted activated sludge processes—six case studies of different European research groups. *Journal of Membrane Science*, **263**(1), 113–26.
- [11] Federation WE., Association APH. 2005 Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.*
- [12] Guo W-Q., Yang S-S., Xiang W-S., Wang X-J., Ren N-Q. 2013 Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes — A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, **31**(8), 1386–96.
- [13] Zuriaga-Agustí E., Bes-Piá A., Mendoza-Roca JA., Alonso-Molina JL. 2013 Influence of extraction methods on proteins and carbohydrates analysis from MBR activated sludge flocs in view of improving EPS determination. *Separation and Purification Technology*, **112**, 1–10.
- [14] Lee I., Han J-I. 2013 The effects of waste-activated sludge pretreatment using hydrodynamic cavitation for methane production. *Ultrasonics sonochemistry*, **20**(6), 1450–5.
- [15] Tanaka S., Kobayashi T., Kamiyama K., Bildan MLNS. 1997 Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water*

Solubilisation of Waste Activated Sludge by Ultrasonic Bath Pre-treatment

Muhammad Reza Khaksar¹, Hossein Ganjidoust², Bita Ayati^{3*}

1-Ph.D. Student, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares Univ.

2-Professor, Faculty of Civil and Environmental Engineering, TarbiatModares Univ., P.O. Box 14115-111, Tehran, Iran (corresponding author).

3-Associate Professor, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Tarbiat Modares Univ.

*h-ganji@modares.ac.ir

Abstract

Activated sludge process is commonly utilized for the treatment of wastewater with the benefits of high efficiency and easy operation. However, during the biological treatment of wastewater, huge amounts of waste biomass (called as “waste activated sludge (WAS)”) are inevitably generated in the process. The WAS should be treated in order to reduce the water content of raw WAS, transform the highly putrescible organic matter into stable or inert organic and inorganic residue, and finally condition the residue to meet disposal acceptance regulations. But, WAS treatment and disposal, representing 50–60% of the total operating costs of the wastewater treatment. WAS is produced in massive volumes; specifically, more than 25,000 tons of WAS is produced in Iran per year. Anaerobic digestion is one the most applicable methods in WAS stabilization due to its ability to reduce WAS volume and produce biogases. A mixture of primary and secondary sludge (WAS) passes through anaerobic digestion, but this process is more difficult for WAS than primary sludge. However, the hydrolysis stage limits anaerobic WAS digestion. To optimize the general process of WAS anaerobic digestion and increase hydrolysis performance, it would be possible to pre-treat WAS by various mechanical, thermal, chemical, and biological methods. In this research the influence of ultrasonic bath pre-treatment was studied to observe the effects of ultrasonic density and sonication time on WAS solubilisation. The characteristics of ultrasonic wave producer was surface area of 240×137 mm², frequency of 40 kHz, power of 265W. Increases in soluble chemical oxygen demand and soluble polysaccharide concentration, as well as the decrease in volatile suspended solids, indicate that pre-treatment could cause WAS solubilisation. The cavitation produced by ultrasound waves radiation broke down the bacterial cell wall and released the intracellular substances into an aqueous phase. Since polysaccharide is one of the main parts of extracellular polymeric substances (EPS), a polysaccharide concentration increase in the solution indicated that ultrasonication disintegrates WAS floc and the EPS value reduced in biological flocculation. Increases in ultrasonic density and sonication time caused more solubilisation, stronger cavitation arised with an increase in ultrasonic density and with increased ultrasonic density; more floc structure disintegration was achieved in less time. The best Pre-treatment efficiency was achieved in ultrasonic density 0.53 W/mL and 20 min. sonication time and it caused 20% increase in biogas production and 24% volatile suspended solids solubilisation compared to the control sample. The volatile solids after anaerobic digestion of pre-treated sludge also decreased. Increment in ultrasonic density and snication time had direct relation with volatile solids reduction. The best volatile solids efficiency was achieved in ultrasonic density 0.53 W/mL and 20 min. sonication time and it caused 48% decrease in volatile solids Given the change in WAS, electrical conductivity with ultrasonic bath pre-treatment, in addition to other tests like chemical oxygen demand and volatile suspended solids, electrical conductivity could also effectively assess WAS solubilisation.

Keywords: Ultrasonic Bath; Anaerobic Digestion; Electrical Conductivity; Waste Activated Sludge