

ارزیابی هضم مشترک و پیش تیمار بر تخریب پذیری زیستی سوبسترای لیگنوسلولزی و تولید متان در راکتورهای مزوفیلیک ناپیوسته

ترحم مصری گندشمین^{۱*}، منصور احمدی پیرلو^۱، غلامحسین شاهقلی^۱، امیر حمزه فرج الهی^۲

^۱گروه مهندسی بیوسیستم، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

^۲گروه مهندسی هوافضا، دانشگاه افسری امام علی (ع)، تهران، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۴/۱۹

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۸/۲۲

چکیده

مطالعه حاضر با هدف بررسی هضم مشترک و اثرات شرایط پیش تیمار قلیایی بر تخریب پذیری سوبسترا و تولید متان از پسماندهای شهری و لجن فاضلاب به صورت پایلوت و با رویکرد تجربی در راکتورهای ناپیوسته و با زمان ماند ۳۰ روز انجام شد. برای این منظور، بخش آلی پسماندهای شهری و لجن فاضلاب با ۵ نسبت اختلاط مواد اولیه برای ارزیابی تولید بیوگاز و متان و با شرایط دمایی مزوفیلیک (۳۷ °C) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که افزایش لجن فاضلاب (تا ۴۰ درصد وزنی مواد اولیه) در سوبسترا منجر به افزایش عملکرد متان شد، در حالی که زمان ماند طولانی تر با افزایش درصد پسماند شهری به دست آمد. بنابراین، نسبت پسماندهای شهری (۶۰ درصد) و لجن فاضلاب (۴۰ درصد) (۶۰:۴۰) به عنوان نسبت ترجیحی برای تولید بیوگاز بهینه تعیین شد. بر اساس نسبت ترجیحی، اثر غلظت های مختلف پیش تیمار قلیایی (۲، ۶ و ۱۰ درصد NaOH) برای دوره های زمانی مختلف (۱/۵، ۳ و ۶ ساعت) بر تخریب پذیری زیستی پسماندها شهری، تولید بیوگاز و متان ارزیابی شد. نتایج نشان داد که بهترین بهبود با تیمار در غلظت ۶ درصد NaOH و به مدت ۳ ساعت بود که منجر به بهبود ۲۶/۴ درصدی در تولید متان شد. سایر تیمارها نیز مؤثر بودند، که در آن تیمار ۶ درصد NaOH به مدت ۱/۵ ساعت منجر به بهبود ۱۴/۳ درصدی عملکرد متان در مقایسه با نمونه شاهد شد. بنابراین، پیش تیمار قلیایی به طور قابل توجهی باعث بهبود تجزیه پسماند آلی شده و در نتیجه تولید متان افزایش می یابد.

کلید واژگان: پیش تیمار، پسماند شهری، مزوفیلیک، نسبت اختلاط، هضم بی هوازی

مقدمه

شیوه زندگی در شهرها و روستاها به دلیل صنعتی شدن شدن و انقلاب‌های صنعتی به سرعت در حال تغییر است. در نتیجه تقاضا برای انرژی خالص افزایش یافته است. بنابراین، الکتریسیته به عنوان یک منبع انرژی، نقش مهمی را در زندگی روزمره، به ویژه هنگامی که بیشتر لوازم خانگی الکتریکی می‌باشند، داراست. با توجه به اطلاعات بانک جهانی در سال ۲۰۱۶، به طور متوسط میزان سرانه پسماند شهری حدود ۰/۷۴ کیلوگرم به ازای هر نفر تولید می‌شود؛ با این حال، نرخ تولید پسماند شهری در سراسر جهان از ۰/۱۱ تا ۴/۵۴ کیلوگرم در روز برای هر نفر در نوسان است. به طور کلی، حجم تولید پسماند با سطح درآمد و نرخ شهرنشینی مرتبط است. میزان تولید پسماند شهری در سال ۲۰۱۶، ۲/۰۱ میلیارد تن برآورد شده است و پیش‌بینی می‌شود این مقدار تا سال ۲۰۵۰ به ۳/۴۰ میلیارد تن افزایش یابد. مدیریت ضعیف پسماندهای شهری تأثیر زیادی بر محیط زیست دارد. بنابراین، استفاده مؤثر از این پسماندها ممکن است مقدار قابل توجهی تولید انرژی و همچنین کمک به توسعه ملی را داشته باشد. برای غلبه بر تقاضای انرژی بیشتر، یک راه حل پایدار در یک دوره کوتاه مدت لازم است. یکی از مناسب‌ترین راه‌حل‌ها، اجرای انرژی‌های جایگزین به جای انرژی غیرقابل تجدید است. همچنین، تولید بی‌رویه لجن در مراکز تصفیه فاضلاب به یک مشکل جدی برای سلامتی در شهرها تبدیل شده است (Rosato, 2017). قبل از دفع لجن، آن را به اندازه کافی نکه می‌دارند تا بو و بار میکروبی آن از بین رود. Neyens و همکاران (2004b) گزارش کرده‌اند که نگهداری و دفع لجن نیمی از هزینه‌های تصفیه فاضلاب را در برمی‌گیرد (Neyens et al., 2004b). جهت کاهش لجن و مضرات آن می‌توان از هضم بی‌هوازی و تولید بیوگاز به عنوان روشی مناسب استفاده کرد (Borowski, 2015).

هضم بی‌هوازی یک فرآیند میکروبی است که در طول آن مواد آلی زیستی تخمیر می‌شود، مواد در غیاب اکسیژن

به سایر اشکال مانند: بیوگاز، مواد تخریب‌شده و باقی‌مانده‌های آلی تبدیل می‌شوند (Petroleum, 2017). از جمله مهمترین عوامل مؤثر در عملکرد فرآیند هضم بی‌هوازی تحت تأثیر عوامل عملیاتی متعددی از جمله دما، پیش‌تیمار، جامد کل، ماده تلقیح، زمان ماند و نسبت اختلاط هضم اشاره کرد (Karthikeyan and Visvanathan, 2013). فرآیند هضم بی‌هوازی در چهار مرحله متوالی رخ می‌دهد که شامل: هیدرولیز، اسیدزایی استات‌زایی و متان-زایی است. در میان این مراحل، هیدرولیز به عنوان گام محدود کننده سرعت در هضم بی‌هوازی شناخته شده است. در طول هیدرولیز، پلیمرهای پیچیده مانند کربوهیدرات‌ها، چربی‌ها و پروتئین‌ها توسط آنزیم‌های میکروبی خارج سلولی به مونومرهای محلول مانند اسیدهای آمینه، قندها و اسیدهای چرب زنجیره طولانی تبدیل می‌شوند. پلیمرهای آلی در مرحله هیدرولیز به عنوان کلید موفقیت در بهبود فرآیند هضم بی‌هوازی شناخته شده است که سبب افزایش تولید بیوگاز تولیدی از هضم بی‌هوازی می‌گردد. همچنین بسیاری از روش‌های گزارش شده نشان داده‌اند که پیش‌تیمار کردن مواد آلی قبل از بارگذاری سبب بهبود و پایداری عملکرد سیستم هضم بی‌هوازی (به ویژه مرحله هیدرولیز) می‌شود. بنابراین، هدف اصلی پیش‌تیمار این است که بستر با تجزیه-پذیری بالا برای دسترسی بیشتر جهت فعالیت میکروبی ایجاد شود.

روش‌های پیش‌تیمار ممکن است به سه دسته عمده (شیمیایی، فیزیکی و زیستی) تقسیم شوند. در میان روش‌های پیش‌تیماردهی شیمیایی که وجود دارد (مانند پیش‌تیماردهی با اسیدها، بازها و اکسیدکننده‌ها (Taherzadeh and Karimi, 2008)، پیش‌تیماردهی با استفاده از هیدروکسید سدیم بیشتر مورد بررسی قرار گرفته است (Xu et al., 2014). پیش‌تیمار قلیایی با استفاده از هیدروکسید سدیم برای هضم مواد لیگنوسلولزی نیز مناسب است (Khattri et al., 2015). زیرا موجب حذف لیگنین، افزایش سطح ویژه و تخلخل شده و هیدرولیز آنزیمی را

در انتهای نمونه‌برداری به مقدار تقریبی ۱۰ کیلوگرم ماده برای استفاده‌های بعدی تهیه شدند. مواد آلی تهیه شده پس از تفکیک ناخالصی‌های آن (همچون استخوان، فلزات، کاغذ، شیشه و پلاستیک) به صورت دستی جدا و به کمک خردکن برقی به قطعات ۲-۵ میلی‌متر تبدیل شدند. لجن فاضلاب مورد نیاز نیز از قسمت لجن ثانویه تصفیه‌خانه فاضلاب (فرآیند زیستی) تهیه شدند. بعد از آماده‌سازی، نمونه‌ها قبل از بارگذاری در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. مقداری کود گاوی تهیه و پس از سه ماه نگهداری در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و در شرایط بی‌هوایی، ۱۵ درصد حجمی از آن به هضم‌کننده بی‌هوایی اضافه گردید تا به‌عنوان ماده تلقیحی افزایش جمعیت میکروبی را تسریع کند.

پیش‌تیمار قلیایی: برای پیش‌تیمار زیست‌توده لیگنوسولوزی از NaOH (۲، ۶ و ۱۰ درصد) استفاده شده که باعث تسریع تولید اسیدهای چرب فرار در مراحل هیدرولیز و اسیدوژن می‌شود (Zhu et al., 2010). پسماندهای خرد شده با استفاده از NaOH با غلظت‌های ۲، ۶ و ۱۰ درصد وزن ماده خام، در دستگاه انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳ ساعت تیمار شدند. سپس به دلیل بالا بودن pH هر یک از تیمارها مخلوط پیش‌تیمار شده با آب مقطر شستشو داده شد تا pH آن به ۷ برسد و در نهایت مخلوط تهیه و فیلتراسیون شد و در نهایت آماده بارگذاری گردید. مواد پیش‌تیمار شده تا بارگذاری در هضم‌کننده در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد به مدت یک روز نگهداری شدند (Taherdanak and Zilouei, 2014).

هضم‌کننده آزمایشگاهی: هضم‌کننده‌های آزمایشگاهی از جنس شیشه و به حجم یک لیتر تهیه شدند. ۵۹۵ میلی‌لیتر از حجم هضم‌کننده‌ها با ماده خام و ۱۰۵ میلی‌لیتر نیز از ماده تلقیحی^۲ پر شدند (Rao and Singh, 2004). با اضافه کردن آب به ماده خام، درصد ماده جامدات کل در سطوح ۱۵ درصد تنظیم گردید. در قسمت تحتانی هضم‌کننده یک

بهبود می‌بخشد. علاوه بر این، پیش‌تیمار قلیایی منجر به تشکیل کمتر ترکیبات بازدارنده در مقایسه با فرآیندهای اسیدی می‌شوند (Procentese et al., 2017). پیش‌تیمار قلیایی در مقیاس آزمایشگاهی یک فرآیند کارآمد در رابطه با تولید متان گزارش شده است (Taherdanak and Zilouei, 2014). Zhu و همکاران (۲۰۱۰)، افزایش ۳۷ درصدی تولید بیوگاز با استفاده از NaOH ۵٪ را گزارش کردند (Zhu et al., 2010). Zhang و همکاران (۲۰۱۳)، ضایعات برگ درختان را با استفاده از NaOH با غلظت ۳/۵ درصد پیش‌تیمار کردند. نتایج آنها نشان داد پیش‌تیمار قلیایی عملکرد فرآیند هضم بی‌هوایی و تولید متان را به میزان ۲۵ درصد افزایش می‌دهد (Zhang et al., 2013). با این حال، در تمامی این مطالعات با تغییر در شرایط واکنش و ماده خام، سعی در افزایش تولید بیوگاز بوده است.

کاربران واحد هضم بی‌هوایی سعی در به حداکثر رساندن عملکرد متان دارند، ضمن اینکه تقاضای اکسیژن خواهی شیمیایی ضایعات آلی هضم شده را کاهش می‌دهند. با این حال، برای توسعه راه‌حل‌های صنعتی قابل اعتماد و سودآور، باید بسیاری از موانع علمی از جمله منشاء تلقیح، انتقال آب، انتشار متابولیت‌ها، بازدارندگی، پویایی میکروبی، ترکیب و فعالیت عوامل میکروبی و سایر عوامل‌ها برطرف شوند (Ma and Liu, 2009). بنابراین، هدف مطالعه حاضر بررسی هضم مشترک و تخریب‌پذیری زیستی با استفاده از پیش‌تیمار و تولید بیوگاز و متان در راکتورهای غیرپیوسته با شرایط دمایی مزوفیلیک و با زمان ماند ۳۰ روز بود.

مواد و روش‌ها

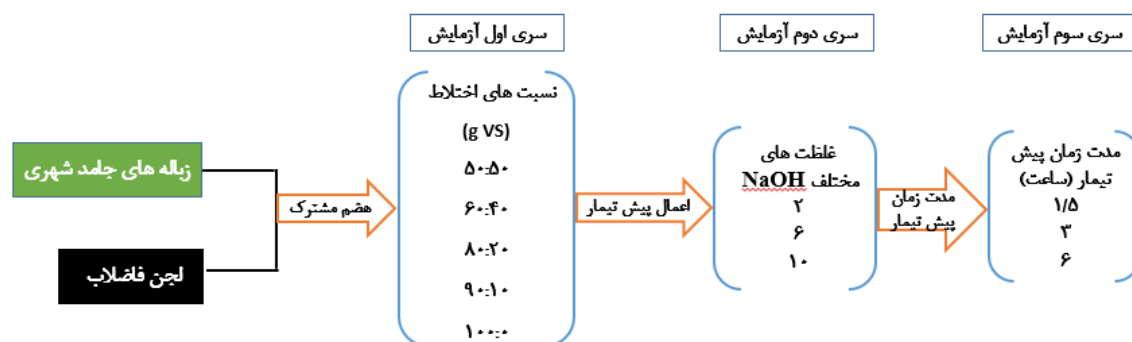
مواد اولیه و تلقیح: جزء آلی پسماند شهری^۱ از محل جمع‌آوری پسماند سلف و خوابگاه دانشگاه محقق اردبیلی در انتهای روز به صورت روزانه و تصادفی از چند نقطه توده، مقدار ۱ کیلوگرم برداشت و باهم مخلوط گردید؛ به طوری که

²Feedstock/Inoculum: F/I

¹Organic Fraction of Municipal Solid Waste: OFMSW



شکل ۱- سامانه هضم کننده های بی هوازی در طول فرآیند هضم بی هوازی



شکل ۲- مراحل انجام آزمایش ها

اختلاط هضم مشترک پسماند شهری و لجن فاضلاب (MSW:SS: ۹۰:۱۰ و ۸۰:۲۰، ۶۰:۴۰، ۵۰:۵۰، ۱۰۰:۰) با جامدات کل ۱۵ درصد و در قالب طرح کاملاً تصادفی (CRD: Completely Randomized Design) و با استفاده از آزمون دانکن در سه تکرار انجام شد. از نرم افزار SPSS نسخه ۱۶ برای تحلیل های آماری استفاده شد. پس از اتمام آزمایش ها و مقایسه میزان تولید متان و بیوگاز تجمعی، تیماری که بیشترین میزان متان تولیدی را به دست داد به عنوان نسبت اختلاط بهینه انتخاب گردید و در سری بعدی آزمایش ها با غلظت های مختلف پیش تیمار قلیایی (۲، ۶ و ۱۰ درصد) مورد ارزیابی قرار گرفت و در نهایت سری سوم آزمایش ها، به منظور دستیابی به مدت زمان بهینه پیش تیمار در غلظت بهینه اجرا شد و نمونه ها به مدت ۱/۵، ۳ و ۶ ساعت در معرض NaOH تیمار اولیه شدند. شکل ۲

شیر برای نمونه برداری و اندازه گیری پارامترهای آزمایش تعبیه شد. هضم کننده ها در حمام آب گرم در شرایط مزوفیلیک (۳۷ درجه سانتی گراد) با زمان واکنش ۳۰ روز نگهداری شدند. حجم بیوگاز تولید شده به صورت روزانه به روش جابجایی مایع اندازه گیری شد. برای این منظور از محلول آب مقطر و نمک اشباع ۷۵٪ با pH=۲/۵ استفاده شد (Cuetos et al., 2011). در هر روز، قبل از تعیین حجم گاز تولیدی و نمونه برداری، جهت اختلاط بهتر، هاضم ها به مدت تقریباً ۳۰ ثانیه تکان داده می شدند (Angelidaki et al., 2009). از گاز نیتروژن برای بی هوازی کردن هر یک از هضم کننده ها در شروع، به مدت ۱ دقیقه استفاده شد (Angelidaki et al., 2009). شکل ۱ سامانه هضم کننده های بی هوازی را در طول فرآیند نشان می دهد. آزمایشات انجام شده: در این مطالعه، اثر نسبت های

مراحل انجام آزمایشات را نشان می‌دهد.

روش اندازه‌گیری: برای اندازه‌گیری روزانه درصد تولید متان زیستی از ظرف آینه‌هورن^۳ استفاده شد (Stroot *et al.*, 2001). اساس کار این ظرف، انحلال سریع CO₂ در محلول قلیایی و باقیماندن گاز متان زیستی است. برای این منظور، از محلول سدیم هیدروکسید ۷ مولار استفاده شد. ظرف آینه‌هورن با این محلول پر و مقدار ۵ میلی‌لیتر از بیوگاز توسط سرنگ از مخزن نگهداری بیوگاز برداشته شد و به آرامی به داخل ظرف تزریق گردید، بدین صورت که CO₂ توسط هیدروکسید سدیم جذب شده و چون قسمت عمده بیوگاز CH₄ و CO₂ است، گاز باقی‌مانده در بالای ظرف، مقدار متان را نشان می‌دهد (Stroot *et al.*, 2001). برای این منظور از محلول سدیم هیدروکسید ۷ مولار استفاده شد. pH هر هضم‌کننده به صورت روزانه، توسط pH متر مدل 201 ساخت کشور تایوان تعیین می‌شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های سوبسترا و ماده تلقیح: ویژگی‌های نمونه‌های سوبسترا (پسماندهای شهری و لجن فاضلاب) و ماده تلقیح در جدول ۱ ارائه شده است. ویژگی‌های سوبسترا نقشی اساسی در طراحی و عملکرد فرآیند هضم بی‌هوازی دارند و بنابراین به شدت بر شروع فرآیند، پایداری فرآیند و تولید بیوگاز در طی هضم بی‌هوازی تأثیر می‌گذارند. pH پسماند شهری، لجن فاضلاب و ماده تلقیحی در شروع فرآیند ۷/۴، ۶/۶ و ۶/۷ به ترتیب بود. محتوای VS پسماند شهری بسیار بالا بود (۷۶ درصد wt). در حالی که، محتوای VS لجن فاضلاب پایین بود (تقریباً ۵۸ درصد wt) که با نتایج گزارش‌های Cavinato و همکاران (۲۰۱۳) و Sosnowski و همکاران (۲۰۰۳) مطابقت دارد. یکی از اثرات اصلی پیش‌تیمار بهبود زیست‌تخریب‌پذیری و افزایش تولید بیوگاز است که بالا بودن نسبت VS/TS پس از پیش‌تیمار موید این قضیه است (جدول ۱).

پسماند شهری، مقدار TS و نسبت VS/TS را افزایش داد و به کاهش نسبت C/N انجامید. افزایش TS و نسبت VS/TS را می‌توان به کاهش رطوبت پس از پیش‌تیمار نسبت داد. افزایش مقدار SS مواد اولیه به افزایش عملکرد بیوگاز نیز منجر می‌شود (Angelidaki *et al.*, 2009). همچنین، پسماند شهری نسبت به لجن فاضلاب، C/N بالاتری داشت که با اضافه کردن پسماند شهری این نسبت به حدود محدوده ۱۵ الی ۳۰ افزایش یافت که این نسبت مناسب هضم بی‌هوازی بود (Ajay *et al.*, 2020). نسبت پایین C/N به تشکیل آمونیاک منجر شده و تولید متان را با مشکل مواجه می‌کند.

نسبت کل VFA به قلیاییت (VFA/alkalinity) به‌عنوان یک راهنمای ارزیابی اختلالات فرآیند در مراحل اولیه شناخته شده است (Lossie and Pütz, 2008). نسبت VFA به قلیاییت یک پارامتر قابل اطمینان برای نظارت بر عدم تعادل هضم نسبت به اندازه‌گیری‌های ساده pH است. لازم به ذکر است که تجمع VFAها به کاهش قابل توجه ظرفیت بافری (قبل از کاهش pH) منجر می‌شود. در اغلب موارد بی‌ثباتی در فرآیند هضم، ناشی از تجمع بیش از حد اسیدهای چرب فرار است که در صورت ناکافی بودن ظرفیت بافری سیستم، منجر به کاهش چشمگیر pH و افت عملکرد فرآیند می‌شود (Ward *et al.*, 2008). نسبت‌های VFA به قلیاییت و pH در این پژوهش به‌طور مداوم اندازه‌گیری شد (جدول ۲). pH اولیه در غلظت‌های مختلف پیش‌تیمار از ۷/۳۰ تا ۷/۷۰ متغیر بود که در محدوده pH بهینه هضم (۷-۸) واقع شده است (Weiland, 2010). پس از شروع، pHها اندکی افزایش یافتند به طوری که مقادیر pH نهایی در فاصله ۶/۷۰ تا ۷/۳۰ اندازه‌گیری شدند که همچنان در محدوده pH نهایی مقبول (۶/۸-۸/۱) باقی ماندند (Chen *et al.*, 2008). همان‌طور که در جدول ۲ نشان داده شده است. نسبت‌های اولیه و نهایی VFA به قلیاییت در تمامی تیمارها پایین‌تر از ۰/۳ بود؛ به جز در تیمار (MSW:SS:

³Einhorn

جدول ۱- ویژگی‌های ماده‌های خام و تلقیح

پارامتر	SS	MSW	تلقیح
TS (% , w.b.)	۲۴/۵۰±۰/۴۰	۲۵/۵۰±۰/۳۰	۱۱/۰۰±۰/۳۰
VS (% , w.b.)	۵۸/۶۰±۰/۳۰	۷۶/۲۰±۰/۴۰	۸۱/۲۰±۰/۲۰
VS/TS (% , w.b.)	۲/۳۹±۰/۴۰	۲/۹۹±۰/۴۰	۷/۳۸±۰/۳۰
C (% , d.b.)	۹/۸۰±۰/۴۰	۴۹/۵۵±۰/۴۰	۳۱/۱۷±۰/۴۰
N (% , d.b.)	۱/۷۱±۰/۲۰	۱/۵۹±۰/۲۰	۲/۴۲±۰/۲۰
pH	۶/۶۰±۰/۴۰	۷/۴۰±۰/۳۰	۶/۷۰±۰/۲۰
C/N	۴/۳۵±۰/۰	۳۱/۲۰±۰/۰۰	۱۲/۸۸±۰/۰۰

w.b. رطوبت ترپایه؛ d.b. رطوبت پایه خشک و M محتوای رطوبتی ماده.

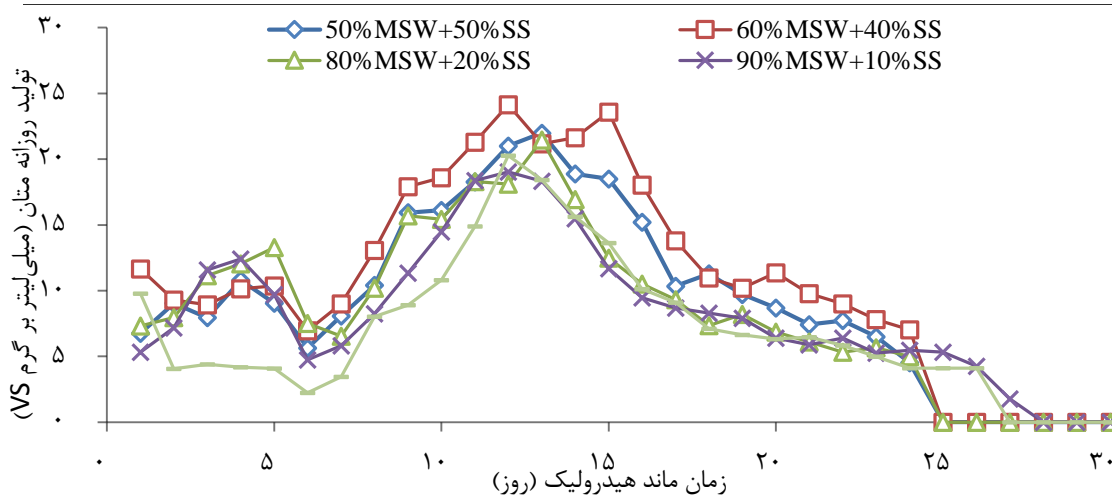
اثر نسبت اختلاط سوبسترا بر تولید متان: تولید روزانه متان برای هضم بی‌هوازی پسماند شهری و لجن فاضلاب با زمان ماند ۳۰ روز در شکل ۳ نشان داده شده است. تولید بالای متان در ابتدای فرآیند به دلیل گیر افتادن هوا داخل هاضم در زمان بارگذاری است که درصد پایین متان نشانگر این امر است. نرخ تولید متان به محتوای آلی و تخریب‌پذیری زیستی ترکیب اولیه بستگی دارد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، برای تمام هضم‌کننده‌ها، تولید متان بلافاصله از روز اول آزمایش شروع شد. اوج مرحله تولید متان در تمام هضم‌کننده‌ها بین روزهای ۷ تا ۱۶ از شروع آزمایش می‌باشد که افزایش تولید متان بیانگر این موضوع است (شکل ۳). برای تمام هضم‌کننده‌ها مرحله متان‌زایی تقریباً از روز ۹ شروع شده و روند افزایشی پیدا کرد؛ به طوری که، در روز ۱۳م به میزان حداکثر ۲۴ Nml/g VS در تیمار ۴۰:۶۰ (۶۰ درصد پسماند شهری و ۴۰ درصد لجن فاضلاب) رسیده و از روز ۱۵م روند کاهشی پیدا کرده و در روز ۲۲م به بعد تولید متان در بعضی از هضم‌کننده‌ها متوقف شد و بعد از آن ثابت ماند. میانگین درصد متان برای هضم‌کننده‌های ۵۰:۵۰، ۴۰:۶۰، ۲۰:۸۰، ۱۰:۹۰ و ۰:۱۰۰ به ترتیب ۵۴/۵، ۵۵/۵، ۵۲/۵ و ۵۲/۵ و ۵۰/۵ درصد محاسبه شد که بیشترین میزان تولید متان در هاضم ۴۰:۶۰ پسماند شهری و لجن فاضلاب به میزان تولید بیوگاز و متان به ترتیب ۵۹۳ Nml/g و ۳۲۶ VS به دست آمد که نسبت به سایر تیمارها بیشتر است. علت افت متان در هفته اول آزمایش، تشدید pH سیستم می‌باشد. شکل ۴ تغییرات روزانه pH را برای تمام تیمارها

(100:0)، به ترتیب نسبت‌های اولیه و نهایی VFA به قلیابیت ۰/۳۶ و ۰/۷۴ مشاهده شد. با توجه به مشاهدات و توصیه‌های ارائه شده (Lossie and Pütz, 2008)، نسبت‌های VFA به قلیابیت بین ۰/۳ و ۰/۴ به طور کلی برای حداکثر تولید بیوگاز در نظر گرفته می‌شود، نسبت‌های کمتر از ۰/۳ به عنوان کمبود مواد اولیه ورودی، و نسبت‌های بالاتر از ۰/۶ به عنوان بیش از حد بودن مواد اولیه ورودی در نظر گرفته می‌شود. از آنجا که در مطالعه حاضر، نسبت مواد اولیه به تلقیح (F/I: Feedstock/Inoculum) ۴:۱ بود. ممکن است تولید بیوگاز بیشتر با افزایش نسبت ماده اولیه به تلقیح برای سیستم‌های هضم در اختلاط بالاتر پسماند شهری حاصل شود، در حالی که برای هضم‌کننده‌های پسماند شهری و لجن فاضلاب (۱۰۰:۰)، افزایش مقدار تلقیح ممکن است عملکرد تولید بیوگاز را بهبود بخشد.

حجم بیوگاز و متان زیستی دو شاخص مهم در ارزیابی عملکرد هاضم‌ها محسوب می‌شوند، نتایج تجزیه واریانس تیمارها به روش دانکن با حروف کوچک انگلیسی در کناره شکل‌ها آمده است. در این شکل‌ها، نتایج تجزیه واریانس برای بررسی مقدار بیوگاز، متان، TS و VS بر اساس طرح پایه کاملاً تصادفی برآورد شده است. مشاهده می‌شود که اثر پیش تیمار قلیایی بر میزان تولید بیوگاز و متان زیستی در سطح احتمال ۱ درصد اثر معنی‌دار است، همچنین اثر پیش تیمار با نمونه شاهد نشان می‌دهد که این تفاوت فقط در غلظت ۱۰ درصد NaOH غیرمعنی‌دار است و سایر غلظت‌ها با تیمار شاهد تفاوت معنی‌داری دارند.

جدول ۲- تغییرات pH و نسبت VFA به قلیابیت در نمونه شاهد و غلظت‌های مختلف پیش‌تیمار قلیایی

نسبت قلیابیت/VFA	pH		نسبت MSW/SS	سوبسترا
	اولیه	نهایی		
۰/۵۳±۰/۰۲	۰/۳۹±۰/۰۲	۶/۶۰	۷/۴۰	۱۰۰:۰
۰/۲۹±۰/۰۱	۰/۲۲±۰/۰۰	۷/۱۰	۷/۸۰	۹۰:۱۰
۰/۲۵±۰/۰۶	۰/۱۹±۰/۰۰	۶/۶۵	۷/۸۰	۸۰:۲۰
۰/۲۵±۰/۰۸	۰/۰۹±۰/۰۱	۷/۰۰	۷/۶۰	۶۰:۴۰
۰/۲۱±۰/۰۲۸	۰/۱۱±۰/۰۳	۶/۷۰	۷/۵۰	۵۰:۵۰

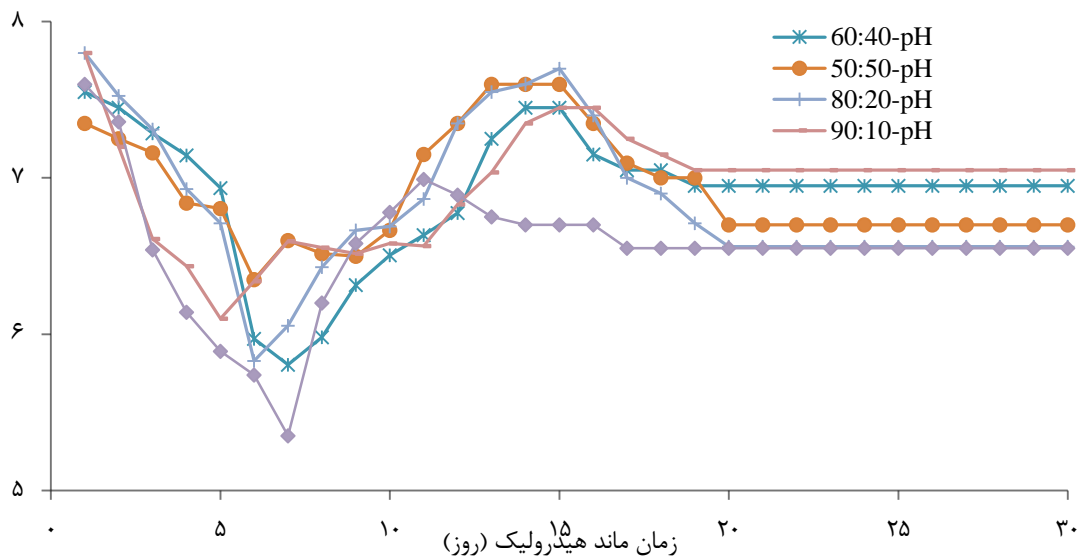


شکل ۳- تولید روزانه متان در نسبت‌های اختلاط پسماند شهری و لجن فاضلاب در طول فرایند هضم بی‌هوازی (MSW:SS = ۶۰:۴۰ و F/I = ۱۰۵ mL، T = ۳۷°C)

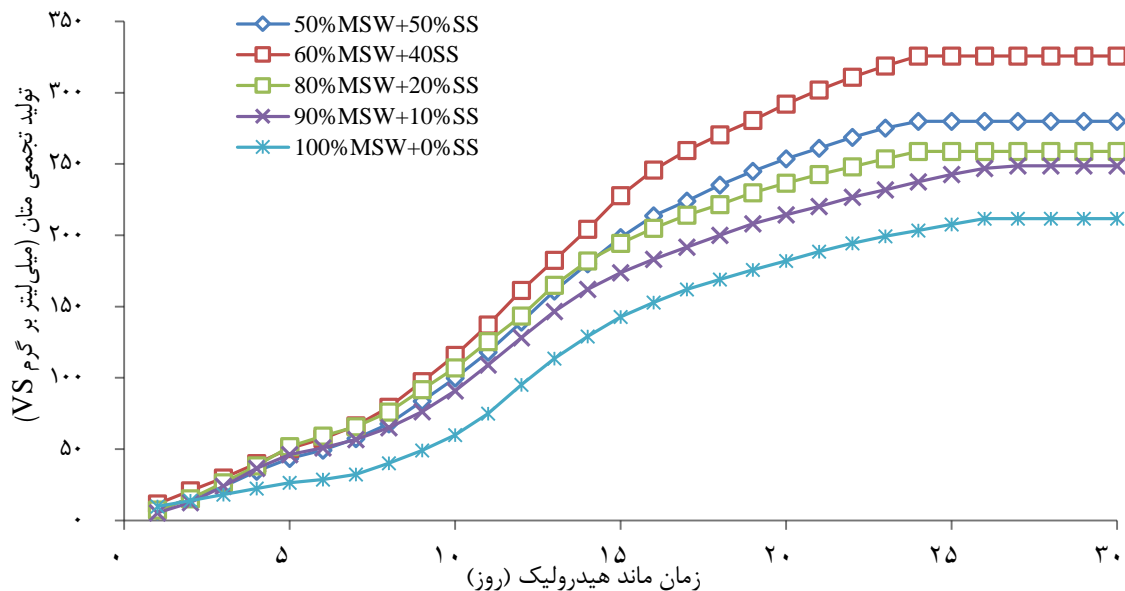
متان در نسبت‌های اختلاط پسماند شهری و لجن فاضلاب ۵۰:۵۰، ۶۰:۴۰، ۸۰:۲۰، ۹۰:۱۰ و ۱۰۰:۰ بترتیب، ۳۲۸، ۲۸۰، ۲۵۹، ۲۴۸ و ۲۱۲ Nml/g VS برای سیستم هضم بعد از ۳۰ روز به‌دست آمد. بیشترین مقدار متان در نسبت اختلاط ۶۰:۴۰ از سیستم هضم مشاهده شد. بالاترین نسبت ترکیب اختلاط پسماند شهری، کمترین محتوای متان (۲۱۲ Nml/g VS) را در تیمار ۱۰۰:۰ به‌دست داد. نتایج پژوهش‌های پیشین نشان می‌دهد که افزایش میزان لجن در خوراک منجر به افزایش عملکرد بیوگاز می‌شود (Borowski, 2015). همچنین هضم مشترک پسماند شهری با لجن فاضلاب باعث بهینه شدن نسبت C/N از ۳۳/۶۸ درصد به ۲۰/۵۳ درصد در نسبت مورد نظر گردید که این یک نسبت مناسب برای هضم بی‌هوازی می‌باشد (Nasir et al., 2012). همچنین، Borowski و همکاران (۲۰۱۵)، در پژوهشی با اضافه کردن لجن فاضلاب به پسماند شهری با نسبت اختلاط ۱:۱ براساس وزن ماده جامد

در طول آزمایش نشان می‌دهد. در روزهای اول آزمایش، pH احتمالاً به دلیل افزایش فعالیت باکتری‌های اسیدزا کاهش یافته که در این روزها تولید بیوگاز نیز متعاقباً کاهش یافته و در بعضی از هاضم‌ها متوقف شد که چنین حالتی در چندین مطالعه از جمله Cesarو و همکاران (۲۰۱۲) و Pitk و همکاران (۲۰۱۳) گزارش شده است. بعد از گذشت مدت زمانی، باکتری‌های متان‌زا فعال شده و با مصرف اسیدهای چرب فرار و تبدیل آن به متان، سبب افزایش pH بستر می‌شوند. این تغییرات pH با مطالعه Macias-Corral و همکاران (۲۰۰۸) مطابقت دارد. آن‌ها بیان کردند که pH در شروع هر آزمایش بی‌هوازی افت می‌کند زیرا مواد آلی که به سرعت هضم می‌شوند، هیدرولیز شده و به اسیدهای چرب تبدیل می‌شوند.

شکل ۵، تولید تجمعی متان در هضم بی‌هوازی مشترک پسماند شهری و لجن فاضلاب را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج شکل ۵، در پایان فرایند هضم، تولید تجمعی



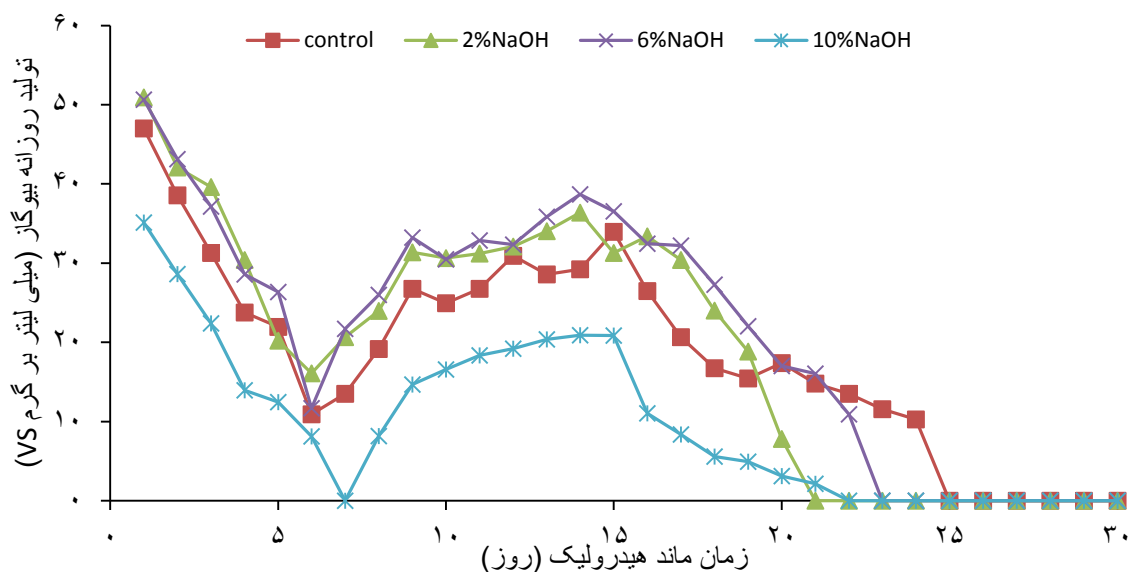
شکل ۴- تغییرات pH در طول فرایند هضم بی‌هوایی (MSW:SS = ۶۰:۴۰ و F/I = ۱۰۵ mL، T = ۳۷°C)



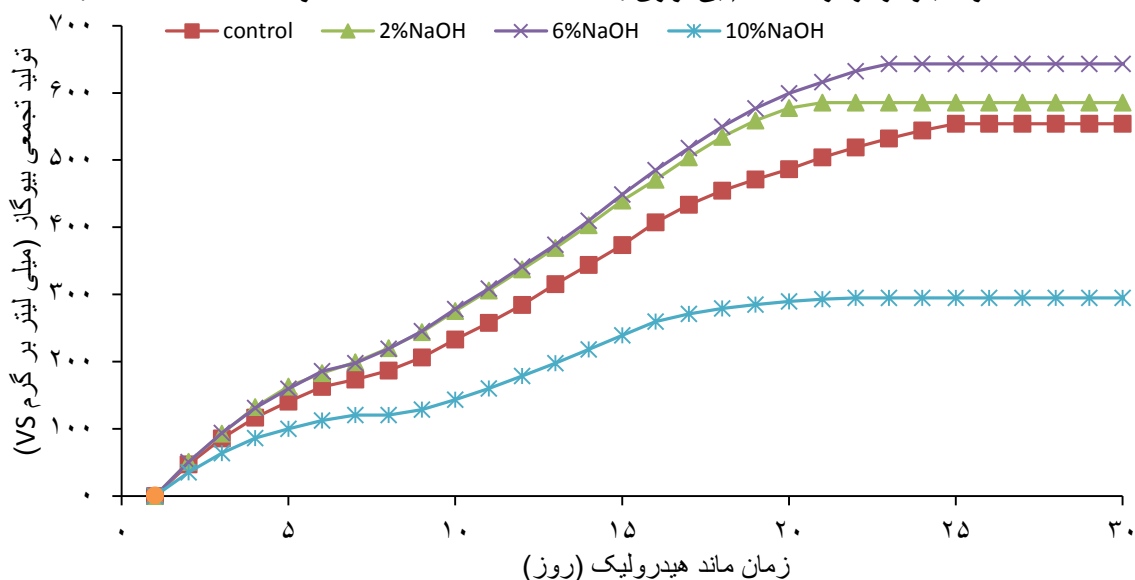
شکل ۵- تولید تجمعی بیوگاز در نسبت‌های اختلاط پسماند شهری و لجن فاضلاب در طول فرایند هضم بی‌هوایی (MSW:SS = ۶۰:۴۰ و F/I = ۱۰۵ mL، T = ۳۷°C)

برای پسماند غذایی و لجن فاضلاب در مقیاس آزمایشگاهی ۷:۱ به‌دست آوردند که با مطالعه حاضر همخوانی نداشت. محتوای متان کمتر در بیوگاز تولید شده در طول هضم بخش آلی پسماند شهری، به ماهیت خاص ضایعات که عمدتاً از کربوهیدرات تشکیل شده است، بستگی دارد (Borowski, 2015). محتوای متان کمتر در بیوگاز (کمتر از ۶۰ درصد) نیز در چندین مطالعه گزارش شده است (Hao et al., 2019; Kumar et al., 2019).

(TS/TS) نشان دادند که افزودن لجن فاضلاب باعث بهینه شدن C/N (۲۰:۱) در اختلاط شده و تولید بیوگاز از طریق هضم بی‌هوایی مزوفیلک افزایش پیدا می‌کند. علاوه بر این، بسیاری از محققین نیز این نسبت را برای هضم مشترک ضایعات شهری و لجن فاضلاب پیشنهاد کرده‌اند (Cavinato et al., 2013; Dai et al., 2013; Provenzano et al., 2013). با این حال، Ratanatamskul و همکاران (۲۰۱۵)، نسبت اختلاط بهینه



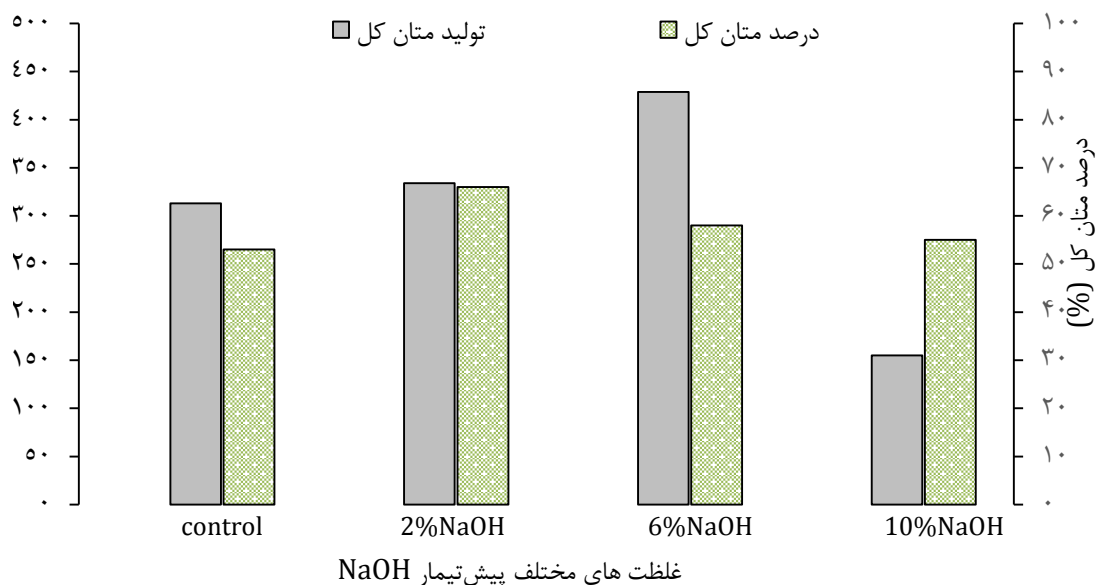
شکل ۶- تولید بیوگاز در فرایند هضم بی‌هوازی (MSW:SS = ۶۰:۴۰ و F/I = ۱۰۵ mL, T = ۳۷ °C)



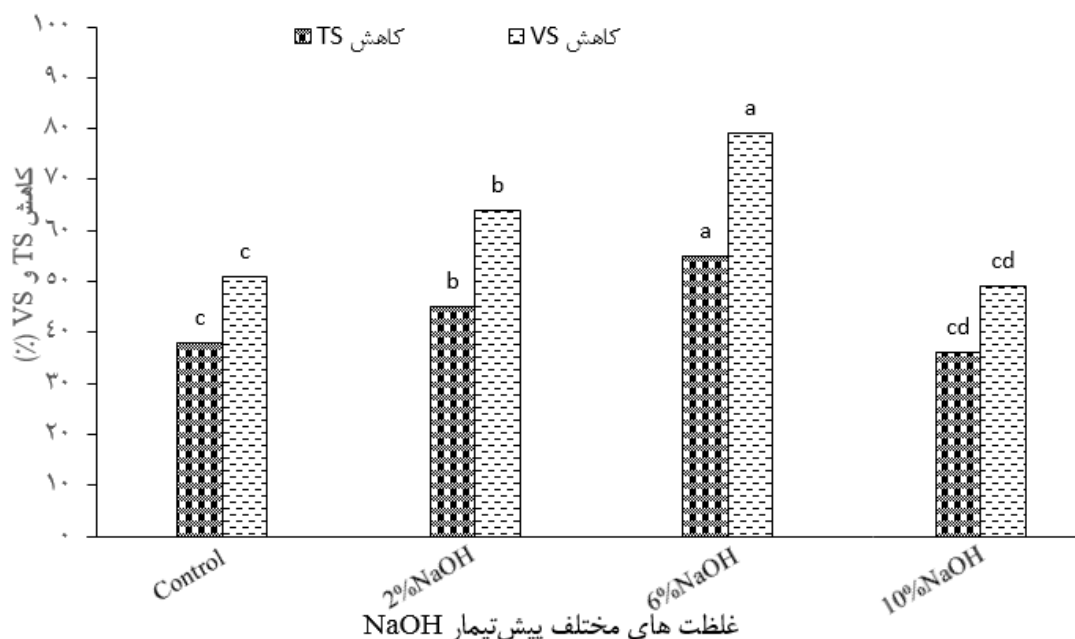
شکل ۷- تولید تجمعی بیوگاز در طول فرایند هضم بی‌هوازی (MSW:SS = ۶۰:۴۰ و F/I = ۱۰۵ mL, T = ۳۷ °C)

برای تمام تیمارها تولید به صفر رسید. با توجه به شکل ۷، مقدار تولید تجمعی بیوگاز در پیش‌تیمار ۲ درصد و ۶ درصد NaOH به ترتیب ۵۸۵ و ۶۴۳ میلی‌لیتر بر گرم VS اندازه گرفته شد، که به ترتیب ۷ درصد و ۱۴ درصد بیشتر از مقدار شاهد بود. اگرچه بهبود تخریب‌پذیری غلظت ۱۰ درصد NaOH نسبت به تیمار شاهد خیلی چشمگیر نبود (شکل ۷)، اما تأثیر غلظت ۶ درصد NaOH در روند تولید بیوگاز بسیار موثر بود، با افزایش غلظت NaOH به ۱۰ درصد، مقدار تجمعی بیوگاز به ۲۹۵ میلی‌لیتر بر گرم VS کاهش یافت که ۴۶/۵ درصد کمتر از تیمار شاهد بود. شکل ۸ تولید تجمعی

تأثیر پیش‌تیمار قلیایی بر تولید بیوگاز: شکل‌های ۶ و ۷ تولید روزانه و تجمعی بیوگاز در طول هضم مشترک پسماند شهری و لجن فاضلاب با غلظت‌های مختلف پیش‌تیمار NaOH و تیمار شاهد را نشان می‌دهد. در این سری از آزمایش برای تمام هاضم‌ها، تولید بیوگاز بلافاصله از روز اول آزمایش شروع شد و حداکثر نرخ تولید بیوگاز بعد از یک و نیم روز از هضم مشاهده شد. تولید روزانه بیوگاز در ابتدای آزمایش‌ها، برای تمام تیمارها روند مشابهی را نشان داد. در روزهای بعدی روند تولید کاهش یافته و در بعضی از هاضم‌ها تولید بیوگاز متوقف شد که در نهایت در روز بیست و سوم



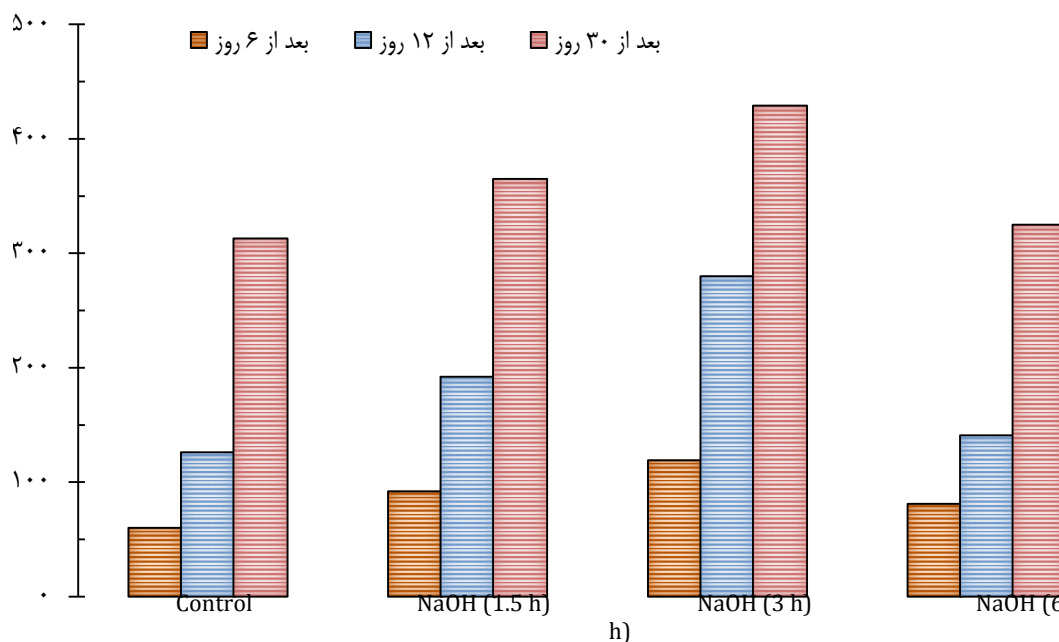
شکل ۸- تولید بیوگاز، متان و درصد کل متان در هضم مشترک MSW و SS ($F/I = 10.5 \text{ mL}$, $T = 37^\circ\text{C}$) و $MSW:SS = 60:40$



شکل ۹- تغییرات کاهش VS و TS در غلظت‌های مختلف پیش تیمار ($F/I = 10.5 \text{ mL}$, $T = 37^\circ\text{C}$) و $MSW:SS = 60:40$

از هاضم شاهد بود و همچنین درصد متان در هاضم شاهد نسبت به هاضم‌های ۲ درصد و ۶ درصد NaOH به ترتیب از ۵۵ درصد به ۵۸ درصد و ۶۵ درصد افزایش یافت. با این حال، هنگامی که غلظت NaOH به ۱۰ درصد تغییر کرد، تولید تجمعی متان ۴۹ درصد و درصد متان کل از ۵۵ درصد به ۵۳ درصد به ترتیب نسبت به هاضم شاهد کاهش یافته

متان و درصد متان کل برای ارزیابی اثر غلظت‌های مختلف پیش تیمار قلیایی را نشان می‌دهد. تولید متان در هاضم‌های شاهد، ۲، ۶ و ۱۰ درصد NaOH به ترتیب ۳۱۳، ۳۳۴، ۴۲۹ و ۱۵۵ میلی لیتر بر گرم VS بود. مقدار متان از هضم مشترک پسماند شهری و لجن فاضلاب در پیش تیمارهای ۲ درصد و ۶ درصد NaOH به ترتیب ۶/۵ درصد و ۲۷ درصد بیشتری



شکل ۱۰- عملکرد تجمعی متان از هضم‌کننده شاهد و پیش‌تیمار شده بعد از ۶، ۱۲ و ۳۰ روز از هضم بی‌هوازی (MSW:SS=۶۰:۴۰ و F/I=۱۰۵mL, T=۳۷°C)

کاهش TS و VS در غلظت ۶ درصد NaOH مشاهده شد. این به‌نوبه خود نشان می‌دهد که کاهش TS و VS با عملکرد تولید متان در غلظت‌های مختلف سود ارتباط مستقیم دارد و نیز بیشترین کاهش TS و VS در سیستم هضم با عملکرد متان بالاتر بدست آمد (Zhang *et al.*, 2013) (شکل ۷). Brown و همکاران (۲۰۱۳) و Zhang و همکاران (۲۰۱۳) نیز بالاترین کاهش VS را در ۶ درصد NaOH گزارش کردند. عملکرد کمتر متان زیستی در مقایسه با کاهش VS، در پیش‌تصفیه ۱۰ درصد NaOH احتمالاً به دلیل افزایش قلیائیت هضم‌کننده و در نتیجه کاهش فعالیت میکروارگانیسم‌ها است که با گزارش Khatr و همکاران (۲۰۰۹) نیز مطابقت دارد، و یا ممکن است به خاطر تبدیل VS به محصولات جانبی مانند اسیدهای چرب فرار (VFA: Volatile Fatty Acids) باشد (Cesaro *et al.*, 2012; Salehian *et al.*, 2013). شکل ۱۰ میزان تجمعی تولید متان در هضم‌کننده شاهد و هضم‌کننده پیش‌تیمار شده با NaOH را پس از سپری شدن ۶ و ۱۲ و ۳۰ روز از هضم بی‌هوازی را نشان می‌دهد. پس از گذشت

بود، که این مقدار تولید بر روی سوپستراهای مختلف در چندین مطالعه از جمله Chang و Call (۲۰۱۶) و Zhang و همکاران (۲۰۱۳) نیز گزارش شده است. دلیل رخداد چنین حالتی به دلیل افزایش غلظت Na^+ در پیش‌تصفیه زباله شهری و افزایش ظرفیت بافری در ترکیب سیستم هضم با HCO_3^- و در نتیجه کاهش اسیدیته در طول فرایند هضم است (Cesaro *et al.*, 2012). با این حال، افزایش Na^+ در پیش‌تیمار پسماند شهری، ممکن است منجر به بازدارندگی میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی نیز گردد که چنین حالتی توسط Bondesson و همکاران (۲۰۱۳) نیز گزارش شده است، مطابقت دارد.

تاثیر پیش‌تیمار قلیایی بر کاهش TS و VS: تغییرات کاهش TS و VS در هضم مشترک MSW و SS در شکل ۹ نشان داده شده است. با پیش‌تیمار ۲ و ۶ درصد NaOH، کاهش TS در هضم مشترک ۱۱ و ۲۸ درصد و کاهش VS ۷/۷ و ۲۷/۷ درصد به ترتیب نسبت به هضم‌کننده شاهد بالاتر بود. بیشترین کاهش TS و VS یا به عبارت دیگر، بیشترین تخریب‌پذیری زیستی در سیستم هضم با عملکرد متان بالاتر به دست آمد، همچنین بیشترین عملکرد متان و

نتیجه‌گیری

تأثیر نسبت اختلاط و شرایط پیش‌تیمار بر تولید بیوگاز از هضم پسماند شهری به‌عنوان مواد خام اصلی تحت شرایط دمایی مزوفیلیک و با زمان ماند ۳۰ روز مورد بررسی قرار گرفت. عملکرد مطلوب از هضم مشترک زباله شهری و لجن فاضلاب در نسبت اختلاط ۴۰:۶۰ به میزان ۳۲۵/۷۲ میلی لیتر بر گرم VS به‌دست آمد. سپس، با افزودن NaOH به هضم‌کننده‌ها با دوره‌های زمانی مختلف (۱/۵، ۳ و ۶ ساعت) بر تخریب‌پذیری زیستی بر هضم مشترک سوبسترا انجام شد. نتایج نشان داد که بهترین حالت تخریب‌پذیری زیستی در تیمار با غلظت ۶ درصد NaOH و به‌مدت ۳ ساعت بود که منجر به بهبود ۲۷ درصد در تولید متان نسبت به نمونه شاهد شد. تحقیقات بیشتری در مورد امکان افزایش میزان تولید بیوگاز از طریق پیش‌تیمار قلیایی در دیگر غلظت‌های پیش‌تیمار با دوره‌های زمانی مختلف مورد نیاز است.

تشکر و قدردانی

این مقاله از طرح تحقیقاتی در دوره دکتری مصوب سال ۱۳۹۹ و کد ۱۱۱۱۵۹-۵۱ است که با حمایت مالی دانشگاه محقق اردبیلی و نیز مرکز پژوهشی تحقیقات بیوسیستم در مدیریت انرژی مستقر در گروه مهندسی مکانیک بیوسیستم آن دانشگاه اجرا شده است. از مسئولین محترم آزمایشگاه بیوگاز این گروه که در این پژوهش همکاری نمودند، صمیمانه سپاسگزاری می‌نمایم.

۳۰ روز، میزان تولید متان برای هضم‌کننده شاهد، و پیش-تیمار شده به مدت ۱/۵، ۳ و ۶ ساعت به‌ترتیب ۳۱۳، ۳۶۵، ۴۲۹ و ۳۲۵ میلی لیتر بر گرم VS بود. درواقع، تولید بیوگاز در هاضم پیش‌تیمار شده به مدت ۳ ساعت نسبت به هضم‌کننده پیش‌تیمار شده به مدت ۱/۵ و ۶ ساعت به‌ترتیب ۱۵/۷ و ۲۴/۲ کاهش یافته بود و همچنین نسبت به هضم‌کننده شاهد ۲۷ درصد افزایش پیدا کرده بود. نتایج نشان می‌دهد که مدت زمان پیش‌تیماردهی بر تخریب ساختار فیزیکی و شیمیایی ماده اولیه مؤثر بوده و می‌تواند عملکرد تولید بیوگاز و متان حاصل از آن را افزایش دهد که در مطالعه Salehian و همکاران (۲۰۱۳) نیز گزارش شده است. اثرات پیچیده پیش‌تیمار قلیایی بر تخمیر بیوگاز از زیست‌توده لیگنوسلولوزی بستگی به عوامل متعددی از جمله تغییرات ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی پس از پیش‌تیمار، تأثیر پیش‌تیمار بر pH، غلظت Na^+ ، سمیت تجزیه لیگنین و غلظت TS در سیستم تخمیر دارد. دلیل افزایش تولید بیوگاز با پیش‌تیمار NaOH، بهبود تخریب‌پذیری زیستی است. این فرآیند بسیار پیچیده بوده و شامل واکنش‌های متعددی مانند حل شدن پلی ساکاریدهای تجزیه نشده، هیدرولیز پیوندهای گلیکوزیدی و گروه‌های استیل و نیز تجزیه پلی ساکاریدهای حل شده است (Fengel, 1984). با این حال مکانیسم اصلی افزایش تولید بیوگاز با پیش‌تیمار NaOH، عبارت است از شکسته شدن پیوندهای استری بین همی‌سلولز، سلولز و لیگنین و در نتیجه افزایش سطح دسترسی باکتری‌ها به مواد می‌شود (Khatiri et al., 2015).

References

Ağdağ, O.N., Sponza, D.T., 2005. Co-digestion of industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling reactors. in: *Process Biochemistry* 40, 1871-1879.

Ajay, C., Mohan, S., Dinesha, P., Rosen, M.A., 2020. Review of impact of nanoparticle additives on anaerobic digestion and methane generation. *Fuel* 277, 118234.

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D.,

Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., Van Lier, J., 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology* 59(5), 927-934.

Borowski, S., 2015. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge. *Journal of Environmental*

- Management 147, 87-94.
- Brown, D., Li, Y., 2013. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource Technology* 127, 275-280.
- Cavinato, C., Bolzonella, D., Pavan, P., Fatone, F., Cecchi, F., 2013. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot-and full-scale reactors. *Renewable Energy* 55, 260-265.
- Cesaro, A., Naddeo, V., Amodio, V., Belgiorno, V., 2012. Enhanced biogas production from anaerobic codigestion of solid waste by sonolysis. *Ultrasonics Sonochemistry* 19(3), 596-600.
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology* 99(10), 4044-4064.
- Cheng, Q., Call, D.F., 2016. Hardwiring microbes via direct interspecies electron transfer: mechanisms and applications. *Environmental science: Processes and Impacts* 18(8), 968-980.
- Cristancho, D.E., Arellano, A.V., 2006. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. *Waste Management* 26(5), 546-556.
- Cuetos, M.J., Fernández, C., Gómez, X., Morán, A., 2011. Anaerobic co-digestion of swine manure with energy crop residues. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 16(5), 1044.
- Dai, X., Duan, N., Dong, B., Dai, L., 2013. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. *Waste Management* 33(2), 308-316.
- Fengel, D., 1984. Chemical composition and analysis of wood. *Wood* 26-65.
- Fountoulakis, M., Manios, T., 2009. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agro-industrial by-products co-digested with crude glycerol. *Bioresource Technology* 100(12), 3043-3047.
- Hao, Y., Wang, Y., Ma, C., White, J.C., Zhao, Z., Duan, C., Zhang, Y., Adeel, M., Rui, Y., Li, G., 2019. Carbon nanomaterials induce residue degradation and increase methane production from livestock manure in an anaerobic digestion system. *Journal of Cleaner Production* 240, 118257.
- Karthikeyan, O.P., Visvanathan, C., 2013. Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 12(3), 257-284.
- Khatri, S., Wu, S., Kizito, S., Zhang, W., Li, J., Dong, R., 2015. Synergistic effect of alkaline pretreatment and Fe dosing on batch anaerobic digestion of maize straw. *Applied Energy* 158, 55-64.
- Kumar, S.S., Kumar, V., Kumar, R., Malyan, S.K., Bishnoi, N.R., 2019. Ferrous sulfate as an in-situ anodic coagulant for enhanced bioelectricity generation and COD removal from landfill leachate. *Energy* 176, 570-581.
- Liu, G., Zhang, R., El-Mashad, H.M., Dong, R., 2009. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. *Bioresource Technology* 100(21), 5103-5108.
- Lossie, U., Pütz, P., 2008. Targeted control of biogas plants with the help of FOS/TAC. Practice Report Hach-Lange.
- Macias-Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P., Yu, H., Longworth, J., 2008. Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. *Bioresource Technology* 99(17), 8288-8293.
- Nasir, I.M., Mohd Ghazi, T.I., Omar, R., 2012. Anaerobic digestion technology in livestock manure treatment for biogas production: a review. *Engineering in Life Sciences* 12(3), 258-269.
- Neyens, E., Baeyens, J., Dewil, R., 2004a. Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of Hazardous Materials* 106(2), 83-92.
- Neyens, E., Baeyens, J., Dewil, R., 2004b. Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of Hazardous Materials* 106(2-3), 83-92.
- Petroleum, B., 2017. BP statistical review of world energy 2017. *Statistical Review of World Energy* 65.
- Pitk, P., Kaparaju, P., Palatsi, J., Affes, R., Vilu, R., 2013. Co-digestion of sewage sludge and sterilized solid slaughterhouse waste:

- methane production efficiency and process limitations. *Bioresource Technology* 134, 227-232.
- Procentese, A., Raganati, F., Olivieri, G., Russo, M.E., Rehmann, L., Marzocchella, A., 2017. Low-energy biomass pretreatment with deep eutectic solvents for bio-butanol production. *Bioresource Technology* 243, 464-473.
- Provenzano, M.R., Malerba, A.D., Buscaroli, A., Zannoni, D., Senesi, N., 2013. Anaerobic digestion of municipal solid waste and sewage sludge under mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* 111(3), 1861-1870.
- Rao, M., Singh, S., 2004. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimisation. *Bioresource Technology* 95(2), 173-185.
- Ratanatamskul, C., Wattanayommanaporn, O., Yamamoto, K., 2015. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. *International Biodeterioration & Biodegradation* 102, 143-148.
- Rosato, M.A., 2017. *Managing Biogas Plants: A Practical Guide*. CRC Press.
- Salehian, P., Karimi, K., Zilouei, H., Jeihanipour, A., 2013. Improvement of biogas production from pine wood by alkali pretreatment. *Fuel* 106, 484-489.
- Sosnowski, P., Wiczorek, A., Ledakowicz, S., 2003. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research* 7(3), 609-616.
- Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L., 2001. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—I. Digester performance. *Water Research* 35(7), 1804-1816.
- Taherdanak, M., Zilouei, H., 2014. Improving biogas production from wheat plant using alkaline pretreatment. *Fuel* 115, 714-719.
- Taherzadeh, M.J., Karimi, K., 2008. Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: a review. *International Journal of Molecular Sciences* 9(9), 1621-1651.
- Ward, A.J., Hobbs, P.J., Holliman, P.J., Jones, D.L., 2008. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology* 99(17), 7928-7940.
- Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology* 85(4), 849-860.
- Xu, J., Yuan, H., Lin, J., 2014. Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 45(5), 2531-2536.
- Zhang, C., Li, J., Liu, C., Liu, X., Wang, J., Li, S., Fan, G., Zhang, L., 2013. Alkaline pretreatment for enhancement of biogas production from banana stem and swine manure by anaerobic codigestion. *Bioresource Technology* 149, 353-358.
- Zhu, J., Wan, C., Li, Y., 2010. Enhanced solid-state anaerobic digestion of corn stover by alkaline pretreatment. *Bioresource Technology* 101(19), 7523-7528.

Evaluation of co-digestion and pretreatment on lignocellulosic substrate biodegradability and methane production in non-continuous mesophilic reactors

Tarahom Mesri Gundoshmian^{*1}, Mansour Ahmadi-Pirlou¹, GholamHossein Shahgholi¹, Amirhamzeh farajollahi²

¹Department of Biosystems Engineering, Faculty of Agriculture, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

²Department of Aerospace Engineering, Imam Ali University, Tehran, Iran

*Corresponding author: mesrigtm@uma.ac.ir

Abstract

This research aimed to investigate co-digestion and the effects of alkaline pretreatment conditions on substrate degradability and methane production from municipal solid waste (MSW) and sewage sludge (SS) in a pilot and experimental approach in non-continuous reactors with a retention time of 30 days. For this purpose, co-digestion of the organic fraction of MSW and SS with 5 mixing ratios of raw materials was evaluated to evaluate the biogas and methane production from it in with mesophilic temperature conditions (37 °C). Therefore, the results showed that the increase of SS (up to 40% by weight of raw materials) in feed led to increased methane yield, while longer retention times were obtained by increasing the percentage of MSW. So, the ratio of MSW (60%) and SS (40%) (60:40) was determined as the preferred ratio for optimal biogas production. Based on the preferred ratio, the effect of different concentrations of alkaline pretreatment (2, 6 and 10% NaOH) for different time periods (1.5, 3 and 6 hours) on the biodegradability of MSW, biogas and methane production was evaluated. The results showed that the best improvement was with the treatment at a concentration of 6%NaOH for 3 hours, which led to a 30% improvement in methane production. Other treatments were also effective, in which 6%NaOH treatment for 1.5 hours resulted in a 17% improvement in methane yield compared to the control sample. Therefore, alkaline pretreatment significantly improves the decomposition of solid organic waste and thus increases methane production.

Keywords: Pretreatment, Municipal waste, Mesophilic, Mixing ratio, Anaerobic digestion