

مقایسه تولید بیوگاز از هضم بی‌هوازی مشترک حالت جامد بالا و مایع پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز به روش دسته‌ای: مطالعه موردی دانشگاه افسری امام علی (ع) منصور احمدی پیرلو^{۱*}، امیرحمزه فرج‌الهی^۲، محسن رستمی^۲، احمدرضا رحمتی^۳، سیدعسکری مهدوی^۲

*۱- دکترای تخصصی انرژی‌های تجدیدپذیر، گروه مهندسی مکانیک بیوسیستم، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

۲- استادیار مهندسی هوافضا، دانشکده مهندسی، دانشگاه امام علی (ع)، تهران، ایران

۳- مربی مهندسی هوافضا، دانشکده مهندسی، دانشگاه امام علی (ع)، تهران، ایران

*ایمیل نویسنده مسئول: mansorahmadi1991@gmail.com

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۳/۳۱

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۱/۲۰

چکیده

هضم بی‌هوازی (AD: Anaerobic Digestion) یک فرآیند جایگزین برای تصفیه پسماندهای آلی است که تولید انرژی بصورت بیوگاز را امکان‌پذیر می‌کند. علاوه بر این، حجم کل پسماندهایی که به محل‌های دفن انتقال داده می‌شود کاهش می‌یابد و در نتیجه طول عمر محل‌های دفن پسماند افزایش می‌یابد. با در نظر گرفتن منابع مختلف ضایعات آلی، ضایعات مواد غذایی از اهمیت بالایی برخوردار است، زیرا مقادیر زیادی تولید و دفن می‌شود. برای این منظور، هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز با شش نسبت اختلاط مواد اولیه برای ارزیابی تولید بیوگاز انجام شد. افزایش درصد ضایعات سبز در سوبسترا منجر به افزایش عملکرد متان شد. بالاترین تولید بیوگاز در نسبت پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز ۵۰:۵۰ تعیین شد. حدود ۹۰ درصد عملکرد متان پس از ۲۱ روز هضم، با عملکرد کل متان ۴۲۵ میلی‌لیتر بر گرم VS به دست آمد. بر اساس نسبت ترجیحی، اثر درصد جامدات کل (TS: Total Solids) بر هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در محدوده ۵ تا ۲۵ درصد TS ارزیابی شد. نتایج نشان داد که عملکرد متان از هضم بی‌هوازی با جامدات بالا (HS-AD: High-Solids AD) (۱۵ تا ۲۰ درصد TS) بیشتر از خروجی هضم بی‌هوازی مایع (L-AD: Liquid AD) (۵ تا ۱۰ درصد TS) بود، در حالی که با افزایش بیشتر محتوای TS به ۲۵ درصد، عملکرد متانوژن‌ها را مختل کرد. این بازدارندگی ممکن است به دلیل بارگذاری بیش از حد بار آلی و به تشکیل آمونیاک اضافی منجر شود.

کلمات کلیدی

"جامدات کل"، "ضایعات لیگنوسلولوزی"، "متان"، "نسبت اختلاط"، "هضم بی‌هوازی"

۱- مقدمه

طور میانگین دارای ۷۱ درصد وزنی، مواد فسادپذیر می‌باشد و انرژی معادل با ۵۷۵۳۵۰ بشکه نفت خام در روز را تولید می‌کند؛ در هضم بی‌هوازی ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ کیلو وات ساعت در هر تن زباله تر انرژی تولید می‌شود و محتوای آن در کشورهای مختلف متفاوت است (Farokhzad et al., 2012). بنابراین، برای تصفیه و دفع این مقدار ضایعات لزوم برنامه‌ریزی منظم و انتخاب روش مناسب برای استفاده صحیح از این حجم وسیع آلاینده را می‌طلبد.

در شرایط کنونی، هضم بی‌هوازی از جمله جایگزین‌هایی است که علاوه بر تصفیه زباله‌های آلی و تولید انرژی تجدیدپذیر به شکل بیوگاز نیز به کار برده می‌شود. فرآیند هضم بی‌هوازی پسماندهای آلی برای تولید بیوگاز نیازمند تعداد کثیری از واکنش‌های متابولیکی پیچیده است که طی ۴ مرحله اصلی هیدرولیز، اسیدزایی، استات‌زایی و متان‌زایی انجام می‌پذیرد. میکروارگانیسم‌های مؤثر در این مراحل به ترتیب هیدرولیزکننده‌ها، اسیدزاهای (اسیدوژن‌ها)، استات‌زاهای (استوژن‌ها) و متان‌زاهای (متانوژن‌ها) می‌باشند.

استفاده از زیست‌توده‌های آلی برای بدست آوردن انرژی جهت مقابله با دو چالش عمده کمک می‌کند: افزایش مصرف انرژی و آلودگی محیطی ناشی از این پسماندها که در سراسر جهان به مشکل بزرگی تبدیل شده است (Dong et al., 2020; Richards et al., 2012). پسماندهای مواد غذایی (FW: Food Waste) و ضایعات سبز (GW: Green Waste) جزوه بزرگ‌ترین جریان‌های زباله‌های جامد شهری در کلان‌شهرها است که نیاز به مدیریت کارآمد و سازگار با محیط زیست دارند (Vickers, 2017). میزان تولید زباله شهری در سراسر جهان ۲/۰۲ میلیارد تن در سال ۲۰۰۶ بود (Note, 2007) که پیش‌بینی می‌شود تا سال ۲۰۲۵، ۵۱ درصد افزایش یابد. برآوردهای صورت گرفته نشان می‌دهند که پتانسیل تقریبی تولید متان به وسیله فن‌آوری بی‌هوازی در ایران حدود ۹۳۰۰ میلیون مترمکعب متان در سال بوده که ۱۰۰۰ میلیون متر مکعب آن از زباله‌ها می‌باشد (Kazemi, 2009). بنابراین در کشور ما روزانه ۵۰ میلیون کیلوگرم زباله تولید می‌شود که به

Ahmadi-Pirlou, 2013). برخی از مطالعات پیشین از جمله (Ahmadi-Pirlou et al., 2017; Borowski & Weatherley, 2013; Fitamo et al., 2016; Serrano et al., 2017) پیشنهاد کرده‌اند که فرآیند هضم بی‌هوازی مشترک بدلیل ایجاد مواد مغذی متعادل تری برای فرایند هضم بی‌هوازی کارآمد و تولید بیوگاز بالاتر را فراهم می‌کند. بنابراین، می‌توان از آن برای کمک به دستیابی به عملکرد هضم بالاتر استفاده کرد. با در نظر گرفتن این پیشینه، هدف از این مطالعه بررسی نسبت‌های اختلاط هضم مشترک پسماندهای مواد غذایی و ضایعات سبز و سپس بررسی اثرات درصد‌های مختلف جامد کل بر تولید بیوگاز و متان در راکتورهای دسته‌ای و با شرایط دمایی مزوفیلیک بود. از این رو، ابتدا تاثیر نسبت‌های مختلف اختلاط بر عملکرد هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات مورد ارزیابی قرار گرفت. سپس، مقایسه هضم بی‌هوازی جامد بالا و مایع پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز براساس نسبت ترجیحی از مجموع آزمایشات اول مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش‌های با رویکرد تجربی و در مقیاس پایلوت و با تمرکز بر تجزیه و تحلیل کمی و کیفی بیوگاز و متان انجام شد.

۲- مواد و روش‌ها

• مواد اولیه و تلقیح

در این تحقیق، مواد اولیه مورد استفاده بخش آلی پسماندهای مواد غذایی و ضایعات سبز بود. پسماندهای مواد غذایی مورد استفاده از سلف دانشگاه افسری امام علی (ع) تهیه شد. ناخالصی‌های موجود در پسماندهای مواد غذایی مانند استخوان، پوسته تخم مرغ، کاغذ باطله و پلاستیک پس از نمونه‌برداری به صورت دستی حذف شدند. سپس FW تهیه شده با استفاده از خردکن برقی به قطعات ریزتر تبدیل شد و سپس مواد خرد شده از یک الک عبور داده شد. در نهایت، در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد در یخچال نگهداری شد تا زمانی که استفاده شود. ضایعات سبز از محوطه دانشگاه افسری امام علی (ع) جمع‌آوری شد و عمدتاً شامل بریده‌های فضای سبز محوطه دانشگاه و برگ‌های افتاده بود. سپس با استفاده از خردکن برقی به قطعات ریزتر خرد شدند و برای یک دست شدن از الک ۵ میلی‌متری عبور داده شد و سپس در داخل پلاستیک و در دمای ۴ درجه سانتی-گراد ذخیره شد. برای افزایش جمعیت میکروبی به عنوان ماده تلقیحی (Inoculum)، کود گاوی از یکی از گاوداری صنعتی روستای سامیان استان اردبیل تهیه شد. برای این منظور کود گاوی تهیه شده در دمای اتاق در شرایط بی‌هوازی به مدت ۳۵ روز گذاشته شد تا کاملاً گاززدایی شود و سپس در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری و در هنگام بارگذاری ۲۰ درصد حجم کاری هاضم، از ماده تلقیحی و مابقی از سوبسترا بارگذاری شد (Lee et al., 2019).

باشند. در طول فرآیند بی‌هوازی، محصولات متابولیک تولید شده در هر مرحله به مصرف میکروارگانیسم‌های مرحله بعدی می‌رسد (Bouallagui et al., 2005). این مواد در شرایط عدم حضور اکسیژن و باوجود باکتری‌های بی‌هوازی تجزیه شده و محصولات از جمله بیوگاز که شامل متان و دی‌اکسید کربن است تولید می‌کنند. پسماند جامد این فرآیند کود است که پس از عمل‌آوری می‌تواند برای بهبود شرایط خاک مورد استفاده قرار گیرد (Themelis & Verma, 2004). برخی از ضایعات آلی پتانسیل بالایی برای تولید بیوگاز دارند و عملکرد فرایند هضم بی‌هوازی را افزایش می‌دهند (Brown & Li, 2013). از این رو، مطالعات بیشتری با تمرکز بر افزایش عملکرد بیوگاز با استفاده از هضم تک انواع مختلف زیست‌توده‌های آلی با ترکیبات و ویژگی‌های فیزیکی خاص انجام شده است (Hao et al., 2019). بنابراین، در تحقیقات اخیر هضم مشترک به عنوان یک گزینه مناسب برای بهبود تعادل مغذی بیشتر رواج پیدا کرده است. برخی از عوامل موثر که موجب تقویت سوبسترای ورودی هاضم‌ها می‌شود از جمله می‌توان به تعادل درست بین ماکرو و میکرو مغذی‌ها، بهبود نسبت C/N، رقیق‌سازی بازدارنده‌های فرایند، کاهش محتوای نیتروژن، اثرات هم‌افزایی میکروارگانیسم‌ها، افزایش بار مواد آلی قابل تجزیه‌زیستی و در نتیجه افزایش تولید بیوگاز و متان اشاره کرد (Kuczman et al., 2018). برخی از ضایعات آلی پتانسیل بالایی برای تولید بیوگاز دارند و عملکرد فرایند هضم بی‌هوازی را افزایش می‌دهند (Brown & Li, 2013). از این رو، زباله‌های مواد غذایی پتانسیل محتوای آلی بالایی در ترکیبات خود دارند، همپنین محتوای آب بالا (بیش از ۸۰ درصد) و به آسانی تجزیه‌پذیر است (Jiang et al., 2012). زیرا این خصوصیات مهم زباله‌های غذایی را جزوه سوبستراهای با ارزش برای بازیابی انرژی تبدیل کرده است (Woon & Lo, 2016). همپنین با این وجود، زباله‌های غذایی برای فرایند هضم بی‌هوازی تک به دلیل برخی از ویژگی‌های آن مانند مقادیر pH پایین، محتوای نیتروژن بالا و نسبت C/N پایین مطلوب نیست (Ahmadi-Pirlou et al., 2017; ZHANG & SU, 2014). از این نقطه نظر هضم بی‌هوازی مشترک زباله‌های غذایی با بقایای ضایعات سبز به دلیل امکان بهبود تعادل نسبت C/N و ایجاد شرایط مطلوب برای میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی و در نتیجه به افزایش عملکرد بیوگاز منجر می‌شود (Oleszek et al., 2014). بازیابی انرژی از مواد لیگنوسلولوزی ممکن است به دلیل ویژگی‌های ساختاری آن دشوار باشد. با این حال، کاربرد آن در هضم بی‌هوازی مشترک به طور مداوم در حال رشد است (Zou et al., 2018). از این رو، تنها چند مطالعه تأثیر افزودن سوبستراهای لیگنوسلولوزی، مانند زباله‌های مواد غذایی با ضایعات باغی را مورد بررسی قرار داده‌اند (Brown & Li,

• سیستم هاضم بی‌هوازی دسته‌ای

هر سیستم هضم بی‌هوازی دسته‌ای شامل یک بطری شیشه‌ای به حجم ۱۰۰۰ میلی‌لیتر و با حجم کاری، یک بطری پلاستیکی جمع‌آوری گاز ۲ لیتری و یک استوانه مدرج جمع‌آوری مایع ۱۰۰۰ میلی‌لیتری بود. بطری‌های هضم با مواد اولیه و تلقیح بارگیری شدند. هنگامی که بیوگاز در بطری هضم تولید می‌شد، به طور خودکار در بطری جمع‌آوری گاز که با محلول اسید کلریدریک ($\text{pH} < 3$) رقیق شده پر شده بود توزیع می‌شد و سپس حجمی معادل از محلول اسید توسط بیوگاز تولید شده به استوانه مدرج جابجا می‌گردید. بنابراین، حجم جابجا شده به داخل استوانه مدرج میزان حجم تولید بیوگاز را نشان می‌داد.

• ست‌آپ آزمایشگاهی

دو مجموعه آزمایش در سیستم هضم بی‌هوازی دسته‌ای با زمان ماند ۳۰ روز انجام شد. اولین مجموعه آزمایش‌ها تأثیر نسبت‌های اختلاط FW و GW بر تولید بیوگاز از طریق هضم بی‌هوازی مشترک و با شش نسبت اختلاط مواد اولیه پسماند غذایی و ضایعات سبز (۱۰۰:۰، ۸۰:۲۰، ۷۰:۳۰، ۶۰:۴۰ و ۵۰:۵۰ بر اساس VS) مورد مطالعه قرار گرفت. در این سری از آزمایش بر اساس محتویات TS اولیه پسماند غذایی، ضایعات سبز و تلقیح به هر یک از هاضم آب اضافه شد تا محتوای TS مخلوط داخل سیستم هضم به ۱۰ درصد برسد. پس از انجام اولین مجموعه آزمایش‌ها، نسبت اختلاط هضم مشترک FW و GW ترجیحی برای تولید بیوگاز بهینه تعیین شد: ۵۰:۵۰ (۵۰ درصد پسماند غذایی و ۵۰ درصد ضایعات سبز بر اساس VS). در مجموعه دوم آزمایش‌ها بر اساس نسبت ترجیحی از سری آزمایش اول، تأثیر محتوای TS بر هضم مشترک پسماند غذایی و ضایعات سبز مورد بررسی قرار گرفت. پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در ۵ سطح TS (۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS) هضم شدند. بر اساس محتویات اولیه TS سوبسترا و ماده تلقیح، در هر یک از آزمایش‌ها به هاضم مقدار کافی آب برای تنظیم محتوای TS مربوطه اضافه می‌شد. هاضم حاوی ماده تلقیح برای تصحیح بیوگاز تولید شده انجام شد و سپس مقدار گاز تولید شده از هر یک از هاضم‌ها کسر می‌گردید. پس از آماده‌سازی هر یک از هاضم‌ها جهت برقراری شرایط بی‌هوازی گاز نیتروژن به مدت ۱ دقیقه در هر یک از هاضم‌ها استفاده شد (Fang et al., 2014) و پس از آن، هاضم‌های در دمای 1 ± 37 درجه سانتی‌گراد انکوبه شدند.

• روش آنالیز

TS و VS ماده آزمایشی تیمارها مطابق روش استاندارد انجمن بهداشت عمومی زیست امریکا (APHA) با شماره‌ی B-۲۵۴۰ و C-۲۵۴۰ اندازه‌گیری شد (APHA, 1998). برای تعیین میزان کل کربن آلی (Total organic carbon: TOC) و همچنین نیتروژن کل با روش کج‌لدال (Total Kjeldahl nitrogen:TKN) از استاندارد APHA استفاده شده است (APHA, 1998). عملکرد فرآیند هضم بی‌هوازی مشترک پسماند غذایی و ضایعات سبز با تولید روزانه بیوگاز، عملکرد بیوگاز تجمعی، عملکرد متان و راندمان حذف جامدات مورد بررسی قرار گرفت. حجم بیوگاز روزانه با استفاده از روش جابجایی آب اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری روزانه میزان متان و دی‌اکسید کربن در تمام هاضم‌ها در طول ۳۰ روز هضم از ظرف آینه‌ورن^۱ استفاده شد (۲۷). اساس کار این ظرف، انحلال سریع CO_2 در محلول قلیایی و باقیمانده گاز متان است. برای این منظور از محلول سدیم هیدروکسید ۷ مولار استفاده شد. ظرف آینه‌ورن 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 CO_2 توسط سدیم هیدروکسید جذب شده و چون قسمت عمده بیوگاز CH_4 و CO_2 است، گاز باقی‌مانده در بالای ظرف، مقدار متان را نشان می‌دهد (Stroot et al., 2001). میانگین عملکرد متان بر اساس درصد متان محاسبه شد. اسیدیته هر هاضم به صورت روزانه توسط اسیدیته سنج مدل pH-201 ساخت کشور تایوان تعیین می‌شد. عملکرد بیوگاز و متان در پایان هر آزمایش با تقسیم عملکرد گاز تجمعی بر اساس جرم VS در ماده اولیه بارگذاری شده محاسبه شد. تولید حجمی متان بیان شده در Vmethane/Vwork به عنوان حجم تولید متان (Vmethane) در واحد حجم کاری هاضم‌ها (Vwork) محاسبه شد. تجزیه و تحلیل واریانس (ANOVA) با استفاده از نرم افزار SPSS برای تعیین معنی‌داری آماری در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

۳- نتایج و بحث

• ویژگی‌های مواد اولیه و ماده تلقیح

ویژگی‌های FW، GW و ماده تلقیح مورد استفاده در این تحقیق در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به جدول ۱، محتوای TS در هضم بی‌هوازی مشترک FW و GW بر اساس وزن مرطوب به ترتیب ۲۴/۷ و ۸۵/۲ درصد بود که TS هر دو ماده بالای ۱۵ درصد است. این نشان می‌دهد که این دو ماده اولیه با TS بالا (بیشتر از ۱۵ درصد) برای هضم بی‌هوازی حالت جامد مناسب هستند

¹ Einhorn

بر میزان انحلال پروتئین تأثیر می‌گذارد و منجر به غلظت پایین نیتروژن آمونیاک کل و اسیدهای چرب فرار در سیستم هضم می‌شود (Panigrahi & Dubey, 2019). بنابراین وقتی که FW، GW و ماده تلقیح باهم اختلاط پیدا کردند، نسبت C/N در محدوده مناسب هضم بی‌هوازی (۱۵ تا ۳۰) قرار گرفت که این نسبت توسط عده‌ای از محققان تایید شده است (Ahmadi-Pirlou et al., 2017; Ahmadi-pirlou & Mesri Gundoshmian, 2021b; Borowski, 2015).

(Panjičko et al., 2017). pH اولیه FW به تنهایی کمتر از ۶ بود، وقتی که با GW مخلوط شد، pH بهبود یافته و در محدوده مناسب فرایند هضم بی‌هوازی قرار گرفت؛ محدوده pH مطلوب برای فرایند هضم بی‌هوازی ۶/۸ تا ۷/۲ است (Siddique & Wahid, 2018). با توجه به ویژگی‌های مواد اولیه می‌توان نتیجه گرفت که هضم مشترک FW و GW برای هضم بی‌هوازی و تولید بالای بیوگاز در شرایط مطلوبی قرار دارد. نسبت C/N ضایعات سبز در محدوده بالاتر بود و از طرفی نسبت بالای C/N

جدول ۱- ویژگی‌های ماده اولیه و ماده تلقیح

| تلقیح | ضایعات سبز | پسماند غذایی | واحد | پارامتر |
|-----------|------------|--------------|---------|---------|
| ۱۱/۵±۰/۳ | ۸۵/۲±۰/۲ | ۲۴/۷±۰/۲ | %, w.b. | TS |
| ۸۰/۵±۰/۴ | ۷۱/۹±۰/۲ | ۲۲/۴±۰/۲ | %, w.b. | VS |
| ۷±۰/۰ | ۰/۸۴±۰/۰ | ۰/۹±۰/۰ | - | VS/TS |
| ۳۳/۹±۰/۲ | ۴۵/۸±۰/۴ | ۴۲/۵±۰/۶ | %, d.b. | C |
| ۲/۴۲±۰/۰۵ | ۱/۰۴±۰/۰۹ | ۱/۹±۰/۰۳ | %, d.b. | N |
| ۱۴±۰/۰ | ۴۴/۰۴±۰/۰ | ۲۲/۴±۰/۰ | - | C/N |
| ۷/۱±۰/۰۶ | ۷/۶±۰/۰۵ | ۵/۱±۰/۰۳ | - | pH |

w.b.: wet base ; d.b.: dry base

افزار SPSS) برآورده شده است. مشاهده می‌شود که اثر درصدهای مختلف TS بر میزان تولید بیوگاز و متان در سطح احتمال ۱ درصد اثر معنی‌دار است.

حجم بیوگاز و متان دو شاخص مهم در ارزیابی عملکرد هاضم‌ها محسوب می‌شوند، نتایج تجزیه واریانس تیمارها به روش دانکن در جدول ۲ آمده است. با توجه به جدول ۲، تجمیع نتایج تجزیه واریانس مقدار بیوگاز، متان و VS بر اساس طرح پایه کاملاً تصادفی در قالب سه تکرار (خروجی نرم

جدول ۲- تجزیه واریانس اثر سطوح مختلف کل جامدات بر مقدار تولید بیوگاز، متان و VS

| منابع تغییر | درجه آزادی | متغیر وابسته | مجموع مربعات | میانگین مربعات | F |
|---------------------|------------|--------------|--------------|----------------|----------|
| | ۴ | بیوگاز | ۸۰۰۲۹/۲۴۵ | ۱۹۸۶۰/۳۵۶ | ۷۷۶/۵۶** |
| درصدهای مختلف TS | ۴ | متان | ۳۷۱۰۰/۴۷۵ | ۹۳۵۵/۰۵۰ | ۴۵/۸۵** |
| | ۴ | VS | ۱۴۰۵/۱۰۲ | ۱۴۱/۸۶۹ | ۵۱/۳۳** |

** معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد، ^{ns} غیرمعنی‌دار.

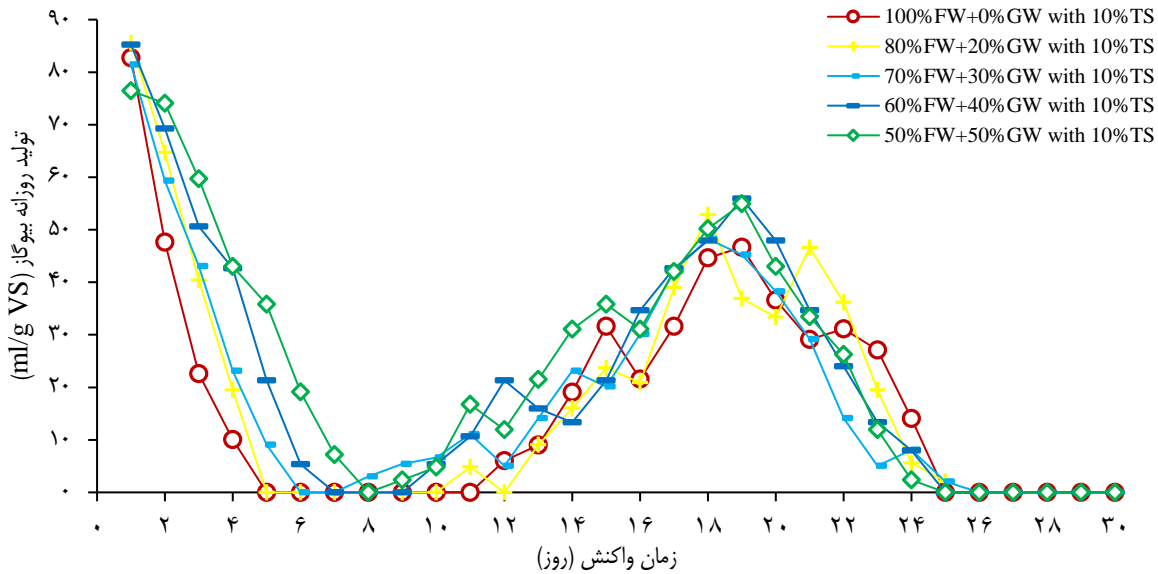
گذشت ۷ و ۸ روز از شروع فرایند روند تولید بیوگاز در تمام نسبت-های اختلاط تغییر کرد و بالاترین نرخ تولید بیوگاز روزانه در نسبت اختلاط ۵۰:۵۰ به میزان VS ۵۴/۹۵ ml/g در روز ۱۹ام به دست آمد. علت کاهش تولید بیوگاز در روزهای ۷ و ۸ نشان می‌دهد که یک بازدارندگی شدید رخ داده است (Ahmadi-Pirlou et al., 2017). این بازدارندگی احتمالاً ناشی از قابلیت هضم بالاتر پسماند مواد غذایی در مقایسه با ضایعات سبز لیگنوسلولزی است که منجر به تولید بیش از حد VFAs می‌شود که روند فعالیت متانوژنرها را کاهش یا متوقف می‌کند (Brown & Li, 2013). سپس حدوداً پس از ۸ روز، سیستم دوباره شروع به تولید بیوگاز کرده و تقریباً پس از گذشت ۲۵ روز روند تولید بیوگاز در تمام هاضم‌ها رو به متوقف بود. سیستم‌های هضم با نسبت اختلاط پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز ۸۰:۲۰ و ۷۰:۳۰ نیز روند تولید بیوگاز مشابهی

• تولید بیوگاز و متان در نسبت‌های مختلف اختلاط FW و GW • تولید بیوگاز

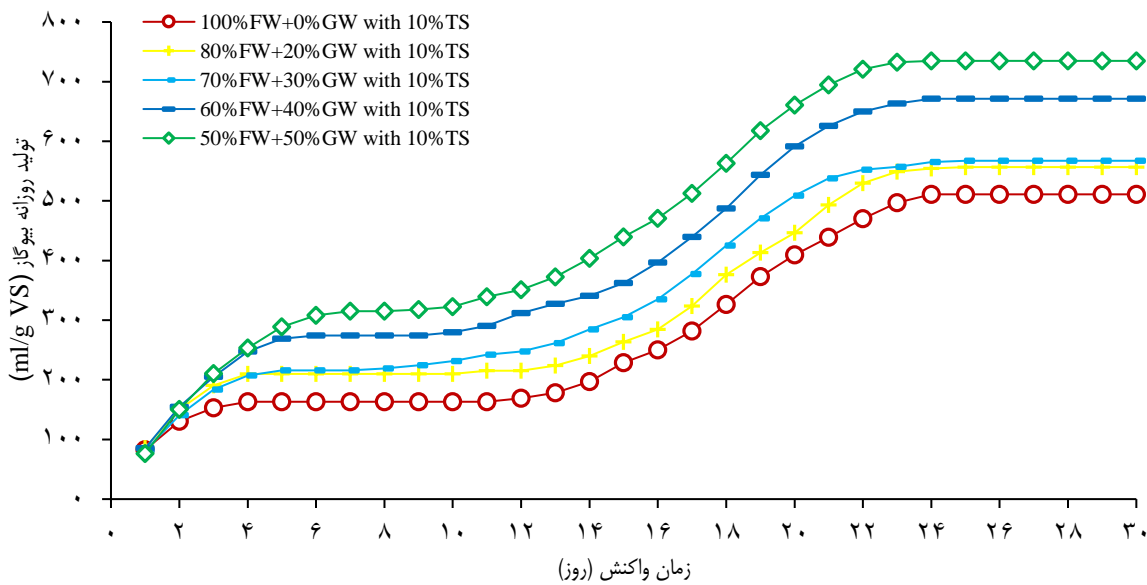
عملکرد روزانه و تجمعی بیوگاز در طول هضم مشترک FW و GW با نسبت‌های مختلف اختلاط در شکل ۱ نشان داده شده است. فرایند تولید بیوگاز حدود ۳۰ روز ادامه یافت و تا زمانی که دیگر تولید بیوگاز متوقف شد. برای تمام آزمایشات هضم، تولید بیوگاز بلافاصله از روز اول شروع شد و اوج میزان تولید روزانه بیوگاز پس از ۲۵ ساعت از شروع بارگذاری مشاهده شد. نرخ تولید بیوگاز در تمام نسبت‌های اختلاط FW و GW در روزهای اول (۲۵ ساعت اول) تقریباً مشابه بود و پس از آن تولید بیوگاز در تمام هاضم‌ها کاهش یافت و در بعضی از هاضم‌ها متوقف شد. پس از

بالاترین تولید بیوگاز پس از ۳۰ روز هضم در نسبت اختلاط ۵۰:۵۰ مشاهده شد که این به نوبه خود نشان می‌دهد که با افزایش ضایعات سبز در هاضم‌ها زمان ماند کوتاه‌تر شده و بیوگاز بیشتری نیز حاصل می‌شود. آن‌چنان که Perin و همکاران نیز به آن اشاره کرده است، مطابقت دارد (Perin et al., 2020).

داشند. شکل ۲ عملکرد تجمعی بیوگاز در نسبت‌های مختلف اختلاط پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز پس از ۳۰ روز زمان ماند را نشان می‌دهد. عملکرد تجمعی بیوگاز در سیستم‌های هضم با اختلاط پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز ۱۰۰:۰، ۸۰:۲۰، ۷۰:۳۰، ۶۰:۴۰ و ۵۰:۵۰ به ترتیب ۷۳۴، ۵۶۷، ۵۵۶، ۵۱۱ و ۴۴۵ میلی‌لیتر بر گرم VS بود. تقریباً ۴۴/۵، ۴۸، ۵۲/۵، ۵۴/۵ و ۵۹/۵ درصد از کل عملکرد بیوگاز پس از ۱۵ روز اول هضم برای نسبت‌های اختلاط ۱۰۰:۰، ۸۰:۲۰، ۷۰:۳۰ و ۶۰:۴۰ و ۵۰:۵۰ به دست آمد.



شکل ۱- روند تولید روزانه بیوگاز در نسبت‌های مختلف اختلاط پسماند غذایی و ضایعات سبز

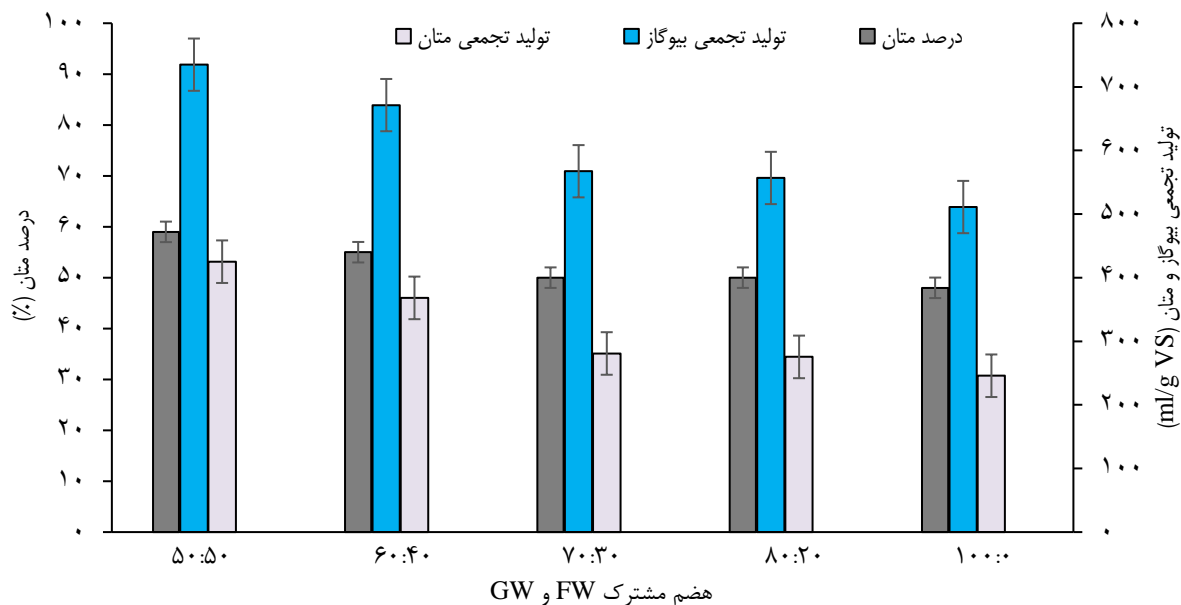


شکل ۲- تولید تجمعی بیوگاز در نسبت‌های مختلف اختلاط پسماند غذایی و ضایعات سبز

• درصد متان و تولید تجمعی متان

یافت (از ۲۴۵/۸ به ۴۲۵ میلی لیتر در گرم VS). عملکرد متان حاصل از هضم ضایعات سبز کمتر از عملکرد حاصل از پسماند مواد غذایی بود. عملکرد تجمعی متان برای هاضم‌های ۱۰۰:۰، ۸۰:۲۰، ۷۰:۳۰، ۶۰:۴۰ و ۵۰:۵۰ به ترتیب ۲۴۵/۸، ۲۷۵/۴، ۲۸۰/۸، ۳۶۸/۲ و ۴۲۵ میلی لیتر بر گرم VS محاسبه شد که بیشترین میزان تولید متان نیز در هاضم ۵۰:۵۰ هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز بدست آمد که نسبت به سایر تیمارها بیشتر است. به طور خلاصه، اولین مجموعه آزمایش‌ها نشان داد که نسبت‌های اختلاط FW و GW اثرات قابل توجهی بر هضم بی‌هوازی پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز دارد. در سیستم‌های هضم بی‌هوازی که با محتوای جامد کل ۱۰ درصد، افزایش درصد ضایعات سبز در سوبسترا منجر به افزایش عملکرد متان می‌شود، در حالی که زمان نگهداری طولانی‌تری با افزایش مقدار پسماند غذایی حاصل شد. با در نظر گرفتن ظرفیت و کارایی متعادل تولید متان، نسبت اختلاط ۵۰:۵۰ به عنوان نسبت اختلاط ترجیحی در نظر گرفته شد. با این نسبت، ۹۰ درصد عملکرد متان پس از ۲۱ روز هضم به دست آمد و عملکرد کل متان ۴۲۵ میلی لیتر بر گرم VS تعیین شد.

درصد متان بیوگاز تولید شده از هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در نسبت‌های مختلف اختلاط در شکل ۳ نشان داده شده است. تجزیه و تحلیل آماری نشان می‌دهد که نسبت‌های اختلاط اثرات معنی‌داری بر درصد متان دارند. بالاترین درصد متان ۵۹/۵ درصد در سیستم هضم با نسبت ۵۰:۵۰ مشاهده شد که با مطالعه انجام شده توسط Fernández و همکاران (Fernández et al., 2010). بنابراین، با افزودن پسماند مواد غذایی، درصد متان شروع به کاهش کرده و در نسبت ۱۰۰:۰ (۱۰۰ درصد پسماند مواد غذایی) کمترین درصد متان به میزان ۴۸ درصد مشاهده شد. درصد متان بالاتر در نسبت‌های ترکیبی بالاتر پسماند مواد غذایی با ضایعات سبز، احتمالاً به دلیل تعادل مواد مغذی در هاضم‌ها است (Liu et al., 2009). همچنین ضایعات سبز لیگنوسولوزی غنی از کربوهیدرات است که درصد متان تولید شده در طی تخریب مواد غنی از پروتئین بیشتر بود (Weiland, 2010). شکل ۳ عملکرد تجمعی متان در سیستم‌های هضم را نیز نشان می‌دهد. با کاهش درصد مواد غذایی در سوبسترا از ۱۰۰ به ۵۰ درصد، عملکرد متان ۴۲ درصد افزایش



شکل ۳- عملکرد متان تجمعی و درصد متان در نسبت‌های مختلف اختلاط پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز

و ضایعات سبز تعیین شد. مواد اولیه با پنج محتوای مختلف TS شامل ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد که معادل مقدار مواد اولیه بارگذاری شده به ترتیب ۳۳/۳۵، ۶۶/۷۰، ۱۰۰/۰۵، ۱۳۳/۴۰ و ۱۶۶/۷۵ gTS/L هضم شدند. عملکرد روزانه و تجمعی بیوگاز در طول هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در محتویات مختلف TS در شکل ۴ و ۵ نشان داده شده است.

• تولید بیوگاز و متان با هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در سطوح مختلف TS

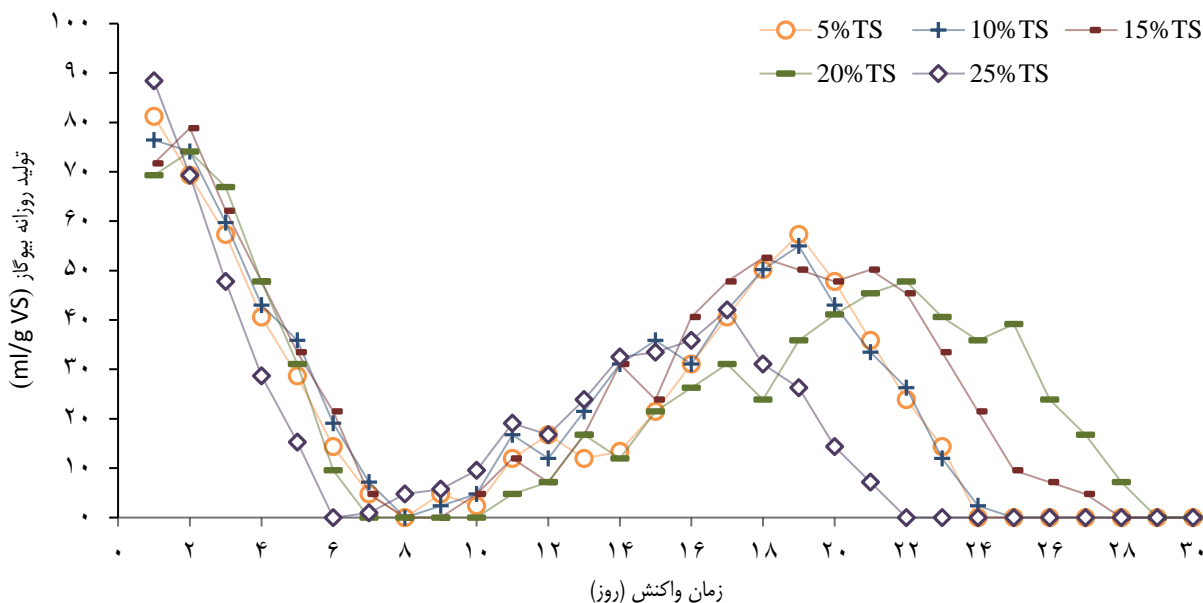
• تولید بیوگاز

در اولین مجموعه آزمایش‌ها، نسبت اختلاط ترجیحی هضم مشترک FW و GW در نسبت ۵۰:۵۰ حاصل شد و برای مطالعه بیشتر اثر سطوح مختلف TS بر هضم مشترک پسماند مواد غذایی

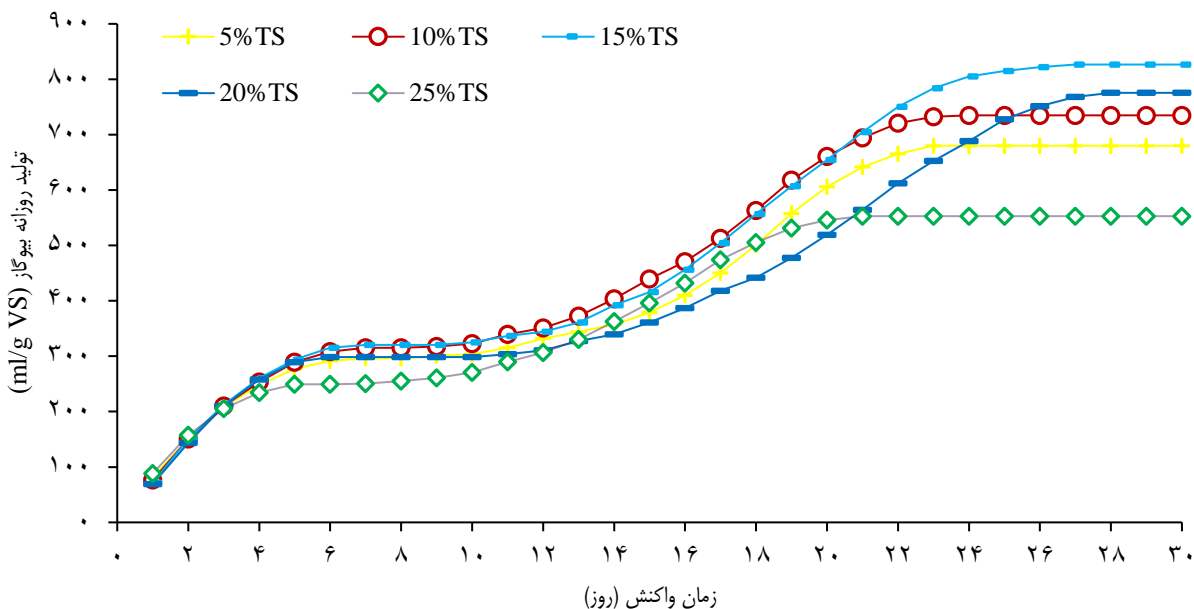
2021a) نیز آن را تایید کردند و نشان دادند که زمان هضم HS-AD نسبت به هضم L-AD کندتر است که چنین روندی در مطالعه حاضر نیز مشاهده شده است مطابق دارد. همچنین، Chen و همکاران نیز در تحقیقی نشان دادند که هضم L-AD در ۲۵ روز کامل می‌شود؛ درحالی‌که زمان واکنش برای سیستم هضم HS-AD تقریباً ۲ برابر بیشتر است (Chen et al., 2014).

با توجه به شکل ۵، تولید تجمعی بیوگاز در سطوح مختلف جامدات کل ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS به ترتیب ۶۸۰، ۷۳۵، ۷۷۵/۵، ۸۲۵/۵ و ۸۵۳ میلی‌لیتر بر گرم VS بود. عملکرد کل بیوگاز پس از ۱۶ روز هضم حدوداً ۶۲/۲، ۶۴، ۵۵/۲ و ۵۰/۴ و ۷۸ درصد و پس از ۲۱ روز هضم حدوداً ۹۴/۲، ۹۳، ۸۵/۲ و ۷۲/۷ درصد به ترتیب برای ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS حاصل شد. محتوای متان کمتر در بیوگاز تولید شده در طول هضم مشترک بخش آلی پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز، به ماهیت خاص ضایعات که عمدتاً از کربوهیدرات تشکیل شده است، بستگی دارد (Borowski, 2015). همچنین با مطالعات انجام شده توسط Li و همکاران مطابقت دارد؛ که آنها بیشترین تولید بیوگاز را در محتوای TS ۱۵ تا ۲۰ درصد گزارش کردند (Li et al., 2011).

مشابه اولین مجموعه آزمایش‌ها، تولید بیوگاز بلافاصله از روز اول برای تمام آزمایش‌های هضم شروع شد، که نشان‌دهنده سازگاری سریع میکروارگانیسم‌ها با سوبسترای مشترک است (Borowski, 2015). نرخ تولید بیوگاز روزانه در سیستم‌های هضم در سطوح مختلف TS از ۵ تا ۲۵ درصد به ترتیب به حداکثر مقدار خود یعنی ۸۱/۵، ۷۶/۴، ۷۱/۶، ۶۹/۳ و ۸۸/۴ میلی‌لیتر بر گرم VS در روز رسید. بنابراین، برای سیستم‌های هضم L-AD در محتویات ۵، ۱۰ درصد TS، نرخ تولید بیوگاز در روزهای ۶ تا ۸ به پایین‌ترین حد خود کاهش یافت. سپس برای رسیدن به اوج دیگری در روز ۱۰ به بعد از سر گرفته شد و در روز ۱۳م تولید بیوگاز در سیستم‌های L-AD متوقف و تا پایان آزمایش ثابت ماند. مشابه سیستم‌های هضم با درصد پسماند غذایی بالاتر در اولین مجموعه آزمایش‌ها، یک فاز تعلیق در طول فرآیند تولید بیوگاز برای سیستم‌های HS-AD (۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS) وجود داشت. پس از اوج تولید بیوگاز در روز ۱/۵، میزان تولید بیوگاز به سرعت کاهش یافت و در هاضم‌های ۲۰ و ۲۵ درصد TS در روزهای ۷ تا ۱۰ متوقف شد. سپس پس از روز ۱۰م مجدداً تولید بیوگاز در هاضم‌ها به دلیل افزایش جمعیت باکتری‌های متانوژنیک شروع شد و تا روز ۲۸ و ۲۹ ادامه پیدا کرد. این مهم بنوبه خود نشان می‌دهد که سیستم هضم HS-AD نسبت به هضم L-AD به زمان ماند بیشتری نیاز دارد، آنچنانکه Ahmadi-Pirlou و همکاران (Ahmadi-Pirlou & Mesri Gundoshmian,)



شکل ۴- تولید روزانه بیوگاز در سطوح مختلف TS



شکل ۵- تولید تجمعی بیوگاز در سطوح مختلف TS

TS به ۲۵ درصد شروع به کاهش کرد. از جمله دلایل کاهش عملکرد متان در ۲۵ درصد TS، می‌توان به هم‌زنی نامناسب، توزیع غیریکنواخت میکروارگانیسم‌ها و غیریکنواختی دما در داخل هاضم اشاره کرد (Li et al., 2011). تولید حجمی متان سیستم‌های هضم L-AD و HS-AD در شکل ۷ ارائه شده است. به طور کلی مشاهده می‌شود که مقایسه تولید حجمی متان مشابه مقایسه عملکرد متان در همان سطوح TS است. تولید حجمی متان در سیستم هضم L-AD در ۵ درصد TS به مقدار $(10/6 \text{ Lmethane/Lwork})$ بدست آمد و با افزایش سطح TS از ۵ به ۱۰ درصد تولید حجمی متان را از ۱۰/۶ به ۱۳/۳ افزایش داد. بنابراین، تولید حجمی متان در سیستم‌های HS-AD در سطوح ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS بترتیب $14/6$ ، $16/7$ و $16/6$ و کمترین تولید حجمی متان در ۲۵ درصد TS مشاهده شد. مزیت اصلی تولید حجمی متان بالاتر سیستم هضم HS-AD نسبت به L-AD به دلیل ظرفیت بارگذاری حجمی بالاتر و حجم کمتر هاضم‌ها اشاره کرد (Guendouz et al., 2008).

• کاهش VS

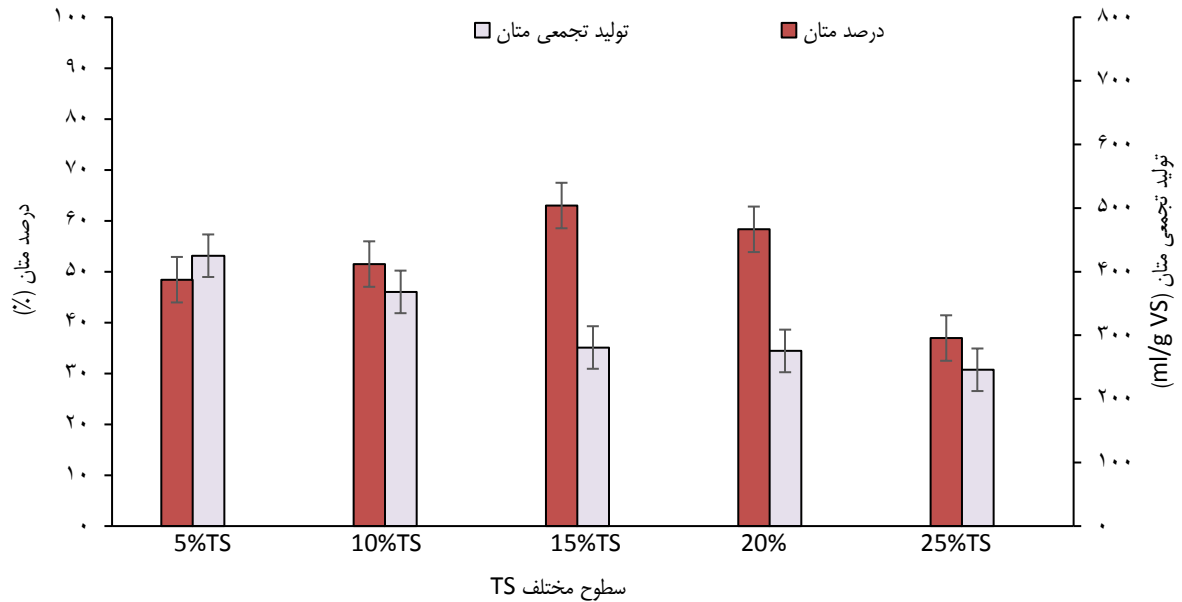
کاهش VS هضم مشترک پسماندهای مواد غذایی و ضایعات سبز در سطح مختلف TS نیز در شکل ۷ نشان داده شده است. می‌توان مشاهده کرد که مقادیر کاهش VS با عملکرد تولید متان در سطوح مختلف TS همبستگی بالایی دارد (شکل ۷). از این رو، مقادیر کاهش VS بالاتر در سیستم‌های هضم با عملکرد متان

• درصد متان و متان تجمعی بر تولید متان در سطوح مختلف TS

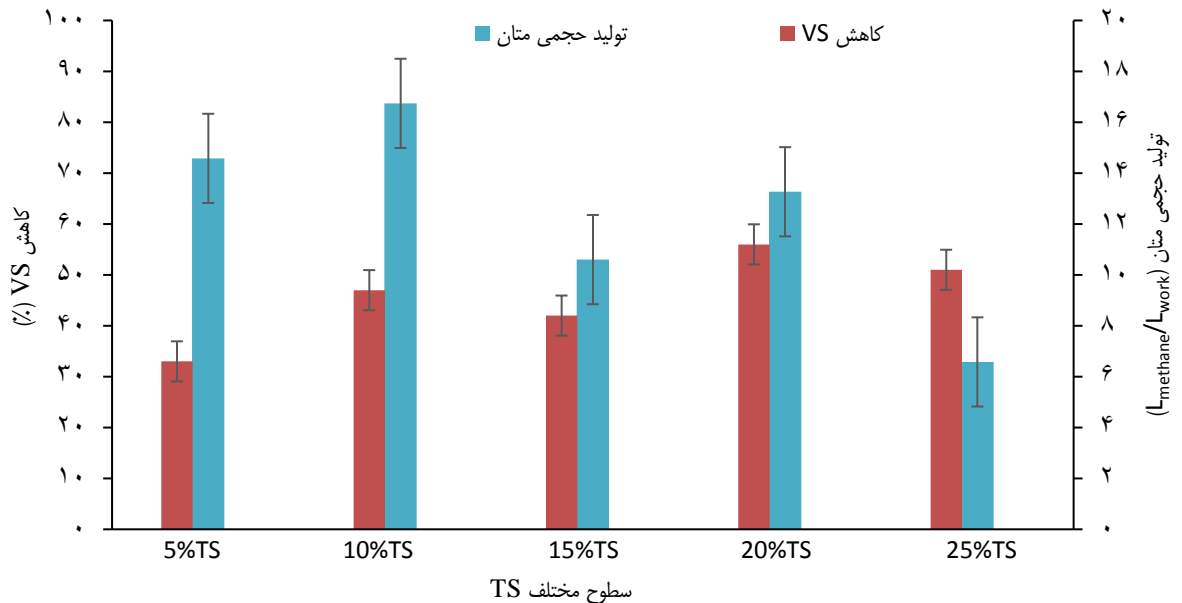
درصد متان تولید شده از هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در سطوح مختلف TS در شکل ۶ نشان داده شده است. درصد متان از ۳۷ تا ۶۷ درصد در محدوده سطوح ۵ تا ۲۵ درصد TS متغیر بود. بنابراین، تولید تجمعی متان به ترتیب ۳۲۹، ۳۷۹، ۵۱۹، ۴۵۲ و ۲۰۴ میلی‌لیتر بر گرم VS در سطوح ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ درصد TS مشاهده شد (شکل ۶). عملکرد متان بالاتر در سطوح ۱۵ و ۲۰ درصد، نشان داد که تولید متان از HS-AD می‌تواند بالاتر از سیستم L-AD باشد (Li et al., 2011). با این حال، افزایش محتوای TS از ۱۵ به ۲۵ درصد باعث کاهش ۶۰/۷ درصد در عملکرد متان شد. علاوه بر این، عملکرد متان در ۲۵ درصد TS ۳۸ درصد کمتر از ۵ درصد TS بود. این نتایج با مطالعات انجام شده توسط Brown و همکاران مطابقت نداشت (Brown et al., 2012)؛ آنها تولید متان از پسماندهای محوطه را تحت L-AD (۵ درصد TS) و HS-AD (۱۸-۱۹ درصد TS) ارزیابی کردند و نشان دادند که بین HS-AD و L-AD از لحاظ تولید متان تفاوت معنی‌داری وجود ندارد. با این حال، HS-AD زباله‌های محوطه در محتویات TS بالاتر (بالاتر از ۲۰ درصد TS) توسط Brown و همکاران بررسی نشده است (Brown et al., 2012). در این مطالعه، عملکرد متان به‌دست‌آمده از HS-AD در سطوح ۱۵ تا ۲۵ درصد با عملکرد L-AD قابل مقایسه بود، در حالی که عملکرد متان با افزایش سطح

به دلیل تبدیل VS به محصولات جانبی مانند غلظت بالای VFAها باشد (Brown & Li, 2013).

بالتر مشاهده شد. بیشترین عملکرد متان و کاهش VS در سطح ۱۵ درصد TS بدست آمد. با افزایش سطح TS از ۵ به ۱۵ درصد، افزایش ۱/۵۸ برابری در کاهش VS حاصل شد. همچنین، افزایش مداوم محتوای TS از ۱۵ به ۲۵ درصد باعث کاهش ۴۱ درصد در کاهش VS شد. عملکرد کمتر متان در ۲۵ درصد TS ممکن است



شکل ۶- درصد متان و تولید تجمعی متان در سطوح مختلف TS



شکل ۷- کاهش VS و تولید حجمی متان در سطوح مختلف TS

نتیجه گیری

- عملکرد بهینه برای هضم مشترک پسماند مواد غذایی و ضایعات سبز در نسبت‌های مختلف اختلاط ۵۰:۵۰ به دست آمد. براساس این نسبت ترجیحی، اثرات محتوای درصد TS (۵ تا ۲۵ درصد TS) بر هضم بی‌هوازی مشترک در سیستم‌های دسته‌ای مورد بررسی

قرار گرفت. نتایج نشان داد که عملکرد متان از HS-AD (۱۵ و ۲۰ درصد TS) بالاتر یا قابل مقایسه با خروجی L-AD (۵ و ۱۰ درصد TS) بود، در حالی که کمترین تولید متان در ۲۵ درصد TS مشاهده شد. با در نظر گرفتن تولید حجمی متان، سیستم‌های HS-AD (۱۵ تا ۲۵ درصد TS) افزایش ۳۶/۷، ۲۷/۳ و ۳۷/۹ درصدی در مقایسه با L-AD در ۵ درصد TS نشان دادند.

- تشکر و قدردانی

- از مسئولین محترم آزمایشگاه بیوگاز گروه مهندسی بیوسیستم دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل و از آقای مهندس عشایری که در این تحقیق همکاری کردند، صمیمانه تشکر می‌نماییم.

- منابع

- Ahmadi-Pirlou, M., Ebrahimi-Nik, M., Khojastehpour, M., Ebrahimi, S.H. 2017. Mesophilic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: effect of mixing ratio, total solids, and alkaline pretreatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 125, 97-104.
- Ahmadi-Pirlou, M., Mesri Gundoshmian, T. 2021a. The effect of substrate ratio and total solids on biogas production from anaerobic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(5), 1938-1946.
- Ahmadi-pirlou, M., Mesri Gundoshmian, T. 2021b. Evaluation the effect of alkaline pretreatment on improvement of biomethane production from anaerobic digestion mixed municipal waste and sewage sludge. *Journal of Research in Environmental Health*, 7(1), 53-66.
- APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. American Public Health Association, Washington DC.
- 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.
- Borowski, S., Weatherley, L. 2013. Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge. *Bioresource technology*, 142, 345-352.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R.B., Hamdi, M. 2005. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process biochemistry*, 40(3-4), 989-995.
- Brown, D., Li, Y. 2013. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource technology*, 127, 275-280.
- Brown, D., Shi, J., Li, Y. 2012. Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production. *Bioresource technology*, 124, 379-386.
- Chen, X., Yan, W., Sheng, K., Sanati, M. 2014. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresource technology*, 154, 215-221.
- Dong, J., Jeswani, H.K., Nzihou, A., Azapagic, A. 2020. The environmental cost of recovering energy from municipal solid waste. *Applied Energy*, 267, 114792.
- Fang, W., Zhang, P., Zhang, G., Jin, S., Li, D., Zhang, M., Xu, X. 2014. Effect of alkaline addition on anaerobic sludge digestion with combined pretreatment of alkaline and high pressure homogenization. *Bioresource technology*, 168, 167-172.
- Farokhzad, S., Keihani, A., Perveh, S. 2012. Energy potential of biogas from waste and animal waste in Iran. *Seventh National Congress Agricultural Machinery Engineering and Mechanization*.
- Fernández, J., Pérez, M., Romero, L. 2010. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of initial total solid concentration. *Bioresource technology*, 101(16), 6322-6328.
- Fitamo, T., Boldrin, A., Boe, K., Angelidaki, I., Scheutz, C. 2016. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource technology*, 206, 245-254.

- Guendouz, J., Buffière, P., Cacho, J., Carrère, M., Delgenes, J.-P. 2008. High-solids anaerobic digestion: comparison of three pilot scales. *Water Science and Technology*, 58(9), 1757-1763.
- 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.
- Jiang, Y., Heaven, S., Banks, C. 2012. Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. *Renewable energy*, 44, 206-214.
- Kazemi, M.A.T. 2009. Qualitative comparison of manure from animal waste and residues of Mashhad Tareh Bar field in terms of minerals in biogas method. 12th National Conference on Environmental Health of Iran.
- Kuczman, O., Gueri, M.V.D., De Souza, S.N.M., Schirmer, W.N., Alves, H.J., Secco, D., Buratto, W.G., Ribeiro, C.B., Hernandez, F.B. 2018. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 196, 382-389.
- Lee, M., Reddy, C.N., Min, B. 2019. In situ integration of microbial electrochemical systems into anaerobic digestion to improve methane fermentation at different substrate concentrations. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(4), 2380-2389.
- Li, Y., Park, S.Y., Zhu, J. 2011. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15(1), 821-826.
- 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.
- Note, K. 2007. *Global Waste Management Market Assessment*. . Key Note Publications Ltd.
- Oleszek, M., Król, A., Tys, J., Matyka, M., Kulik, M. 2014. Comparison of biogas production from wild and cultivated varieties of reed canary grass. *Bioresource technology*, 156, 303-306.
- Panigrahi, S., Dubey, B.K. 2019. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, 143, 779-797.
- Panjičko, M., Zupančič, G.D., Fanel, L., Logar, R.M., Tišma, M., Zelić, B. 2017. Biogas production from brewery spent grain as a mono-substrate in a two-stage process composed of solid-state anaerobic digestion and granular biomass reactors. *Journal of Cleaner Production*, 166, 519-529.
- Perin, J.K.H., Borth, P.L.B., Torrecilhas, A.R., da Cunha, L.S., Kuroda, E.K., Fernandes, F. 2020. Optimization of methane production parameters during anaerobic co-digestion of food waste and garden waste. *Journal of Cleaner Production*, 272, 123130.
- Richards, P.D., Myers, R.J., Swinton, S.M., Walker, R.T. 2012. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global environmental change*, 22(2), 454-462.
- Serrano, A., Feroso, F., Alonso, B., Rodriguez-Gutierrez, G., Fernandez-Bolaños, J., Borja, R. High-temperature thermal pre-treatment for phenols recovery and biomethanization from two-phase olive mill solid waste. *ABWET*, 85.
- Siddique, M.N.I., Wahid, Z.A. 2018. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of cleaner production*, 194, 359-371.
- 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.
- Themelis, N., Verma, S. 2004. The better option-Anaerobic digestion of organic wastes in MSW. *Waste management world*, 41-48.

- Vickers, N.J. 2017. Animal communication: when i'm calling you, will you answer too? *Current biology*, 27(14), R713-R715.
- Weiland, P. 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(4), 849-860.
- Woon, K.S., Lo, I.M. 2016. A proposed framework of food waste collection and recycling for renewable biogas fuel production in Hong Kong. *Waste Management*, 47, 3-10.
- ZHANG, C., SU, H. 2014. BAHEYENS J., et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383-392.
- Zou, H., Chen, Y., Shi, J., Zhao, T., Yu, Q., Yu, S., Shi, D., Chai, H., Gu, L., He, Q. 2018. Mesophilic anaerobic co-digestion of residual sludge with different lignocellulosic wastes in the batch digester. *Bioresource Technology*, 268, 371-381.

Comparison of biogas production from anaerobic co-digestion of high-solids and liquid food waste and green waste by batch method:

A case study of Imam Ali (AS) Military University

Mansour Ahmadi-Pirlou^{1*}, AmirHamzeh Farjollahi², Mohsen Rostami², AhmadReza Rahmati³, Seyed Askari Mahdavi²

- *1. PhD in Renewable Energy, Department of Biosystems Mechanical Engineering, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran
2. Assistant Professor of Aerospace Engineering, Faculty of Engineering, Imam Ali (AS) Military University, Tehran, Iran
3. Instructor of Aerospace Engineering, Faculty of Engineering, Imam Ali (AS) Military University, Tehran, Iran

*Email Address: mansorahmadi1991@gmail.com

Abstract

Anaerobic Digestion (AD) is an alternative process for the treatment of organic waste that enables the energy production in biogas. In addition, the total volume of waste transported to landfills decreases, thus increasing the lifespan of landfills. Considering the different sources of organic waste, food waste (FW) is of great importance because large quantities are produced and buried. For this purpose, co-digestion of FW and green waste (GW) with five mixing ratios of raw materials was performed to evaluate biogas production. Increasing the percentage of GW in the substrate led to increased methane yield. The highest biogas production was determined in the ratio of FW and GW 50:50. About 90% of methane yield was obtained after 21 days of digestion with a total yield of 425 ml/g VS. Based on the preferred ratio, the effect of total solids (TS) on co-digestion of FW and GW ranged from 5 to 25% TS. The results showed that the methane yield from digestion of high-solids AD (HS-AD) (15 to 20% TS) was higher than that of liquid AD (L-AD) (5-10% TS), while further increasing the TS content to 25%, disrupted the function of methanogenesis. This inhibition may be due to overloading of the organic charge and the formation of excess ammonia.

Introduction

The use of organic biomass to obtain energy helps to meet two major challenges: rising energy consumption and environmental pollution from these wastes, which has become a major problem worldwide (Dong et al., 2020; Richards et al., 2012). Food waste and green waste are the booklet of the largest municipal solid waste streams in metropolitan areas that require efficient and environmentally friendly management (Vickers, 2017). In the current situation, anaerobic digestion is one of the alternatives that is used in addition to the treatment of organic waste and the renewable energy production in the form of biogas. Some organic wastes have a high potential for biogas production and increase the performance of the AD process (Brown & Li, 2013). Thus, FW has the potential for high organic content in its composition, also high water content (more than 80%) and is easily degradable (Jiang et al., 2012). Because these important properties have made FW a valuable substrate for energy recovery (Woon & Lo, 2016). However, FW is not suitable for the single AD process due to some of its characteristics such as low pH values, high nitrogen content and low C/N ratio (Ahmadi-Pirlou et al., 2017; ZHANG & SU, 2014). From this point of view, anaerobic co-digestion of FW with GW residues leads to increased biogas performance due to the possibility of improving the C/N ratio equilibrium and creating favorable conditions for anaerobic microorganisms (Oleszek et al., 2014). Energy recovery from lignocellulosic materials may be difficult due to its structural properties. However, its application

in the anaerobic co-digestion is constantly growing (Zou et al., 2018). Thus, only a few studies have examined the effect of adding lignocellulosic substrates, such as FW with garden waste (Brown & Li, 2013). Some previous studies, including (Ahmadi-Pirlou et al., 2017; Borowski & Weatherley, 2013; Fitamo et al., 2016; Serrano et al., 2017), Have suggested that co-digestion provides efficient AD process and higher biogas production due to nutrient balance. Therefore, it can be used to help achieve higher digestive function. Considering this background, the aim of this study was to investigate the mixed digestion ratios of FW and GW and then to investigate the effects of different percentages of TS on biogas and methane production in batch reactors with mesophilic temperature conditions. Therefore, first, the effect of different mixing ratios on the co-digestion performance of FW and GW was evaluated. Then, compare high-solids and liquid AD FW and GW were examined based on the preferred ratio of the first series of experiments. Experiments were performed with an experimental approach on a pilot scale with a focus on quantitative and qualitative analysis of biogas and methane.

Methodology

In this study, the raw materials used were the organic part of FW and GW. GW used was prepared by the predecessor of Imam Ali (AS) Military University. GW was collected from the campus of Imam Ali (AS) Military University and mainly included cuts of green space on the campus and fallen leaves. After preparation, the raw materials were stored in plastic at 4 °C. To increase the microbial population as inoculum, cattle manure was prepared from one of the industrial farms in Samian village of Ardabil province and when loading 20% of the digestion workload, it was loaded from inoculum and the rest from substrate (Lee et al., 2019). Each batch AD system consisted of a 1000 ml glass bottle with a working volume of 650 ml, a 2 liter gas collection plastic bottle and a 1000 ml graduated liquid collection cylinder. Digestive bottles were loaded with raw materials and inoculated. Two sets of experiments were performed in a batch AD system with a reaction time of 30 days. The first set of experiments studied the effect of mixing ratios of FW and GW on biogas production through anaerobic co-digestion with five mixing ratios of FW and GW. In this series of experiments, based on the initial TS contents of FW, GW and inoculum were added to each of the water digestions so that the TS content of the mixture inside the digestive system reached 10%. After the first set of experiments, the preferred mixing ratio of FW and GW was determined to be optimal for optimal biogas production: 50:50 (50% of FW and 50% of GW based on VS). In the second set of experiments, based on the preferential ratio of the first series of experiments, the effect of TS content on the co-digestion of FW and GW was investigated. FW and GW were digested at five TS levels (5, 10, 15, 20 and 25% TS). After preparation of each digester, nitrogen gas was used for 1 minute in each digester to establish anaerobic conditions (Fang et al., 2014) and digestion was then incubated at 37 °C.

Conclusion

Optimal yield for co-digestion of FW and GW was obtained at different mixing ratios of 50:50. Based on this preferential ratio, the effects of TS content (5 to 25% TS) on anaerobes co-digestion in batch systems were investigated. The results showed that methane yield was higher than HS-AD (15 and 20% TS) or comparable to L-AD output (5 and 10% TS), while the lowest methane production was observed at 25% TS. Considering the volumetric production of methane, HS-AD systems (15 to 25% TS) showed an increase of 36.7, 27.3 and 37.9% compared to L-AD in 5% TS.

Keywords

"Anaerobic Digestion", "Total Solids", "Lignocellulosic Wastes", "Methane", "Mixing Ratio"