

بهینه سازی تولید بیوگاز در فرایند کمک - هضم بی هوازی لجن تصفیه خانه فاضلاب شهری و پسماند آلی

رضا آذرمنش^۱، مریم حسنی زنوزی^۲ (مؤلف رابط)، حسین غیاثی نژاد^۲

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران - محیط زیست دانشگاه علم و صنعت ایران

۲- استادیار دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران

reza_azarmanesh@civileng.iust.ac.ir
mhzonoozi@iust.ac.ir (corresponding author)
hghiasinejad@iust.ac.ir

خلاصه

در اکثر تصفیه خانه های فاضلاب دنیا، لجن های تولید شده که به واحد هضم بی هوازی منتقل می شوند از لحاظ محتوای مواد آلی (VS) و نسبت C/N (کربن به نیتروژن) در شرایط نامطلوبی قرار دارند. به همین دلیل به منظور بهبود پارامترهای مذکور از انواع کمک- خوراک های آلی استفاده می شود. در این راستا هدف اصلی پژوهش حاضر، مطالعه بر روی فرایند کمک- هضم بی هوازی لجن تصفیه خانه فاضلاب شهری (SS) و پسماند غذایی (FW) می باشد. در این پژوهش، علاوه بر مطالعه نسبت های مختلف پسماند غذایی به لجن فاضلاب ($VS_{FW}:VS_{SS}$ ، از ۰.۴ تا ۴.۰)، نسبت های متفاوتی از لجن ته نشینی اولیه به لجن ته نشینی ثانویه ($VS_{PF}:VS_{SC}$ ، ۱:۱ و ۲:۱) نیز مورد آزمایش قرار گرفته است. آزمایش ها در هفت راکتور ($R1-R7$) ناپیوسته در شرایط دمایی مزوفیلیک (۳۵ درجه سانتی گراد) انجام شد. بر اساس نتایج به دست آمده مشخص شد که نسبت C/N پارامتر تأثیر گذارتری در مقایسه با نسبت $VS_{PF}:VS_{SC}$ ، بر میزان تولید بیوگاز و حذف VS است. رگرسیون غیرخطی درجه ۲ با ضریب همبستگی بسیار بالا بین داده های حذف VS و نسبت C/N برازش داده شد. مقدار بهینه نسبت C/N به منظور دستیابی به بالاترین میزان حذف VS در حدود ۱۶ بود. همچنین بین داده های میزان تولید بیوگاز و نسبت C/N رگرسیون خطی با ضریب همبستگی بسیار بالا به دست آمد. با توجه به روند خطی به دست آمده، با افزایش نسبت C/N در محدوده مورد بررسی (۱۹/۷-۸)، مقدار تولید بیوگاز به صورت پیوسته افزایش پیدا کرد. دو برابر کردن نسبت $VS_{PF}:VS_{SC}$ تحت مقادیر کمتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۰.۴ و ۱.۳)، تأثیر مثبتی بر میزان حذف VS و تولید بیوگاز داشت در حالی که تحت مقادیر بالاتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۲.۲)، به شکل معکوسی اثر کرد و موجب کاهش حذف VS و تولید بیوگاز شد. در راکتورهای با درصد اختلاط ۵۰٪ پسماند غذایی ($VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۲.۲)، تأثیر هم افزایی ناشی از ترکیب لجن فاضلاب و پسماند غذایی بر مقدار تولید بیوگاز مشاهده شد اما در راکتورهای با درصد اختلاط ۲۵٪ ($VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۱.۳)، این هم افزایی مشاهده نگردید. دلیل این امر، غلظت پایین تر آمونیاک آزاد در راکتورهای با درصد اختلاط ۵۰٪ پسماند غذایی تشخیص داده شد. به طور کلی، در میان تمامی راکتورها، راکتور $R5$ با نسبت $VS_{PF}:VS_{SC}$ برابر با ۱:۱ و نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۲:۲ بهترین عملکرد را از نظر حذف VS و تولید بیوگاز داشت. میزان تولید بیوگاز تجمعی راکتورهای مختلف با استفاده از مدل اصلاح شده گمپرتز (Modified Gompertz Model) مدلسازی گردید که بر اساس مقادیر R^2 به دست آمده، مشخص شد که فرایند کمک- هضم بی هوازی لجن فاضلاب و پسماند غذایی در همه نسبت های مورد استفاده، توسط این مدل به خوبی شبیه سازی می شود.

واژه های کلیدی: فرایند کمک- هضم بی هوازی، لجن فاضلاب شهری، پسماند غذایی، حذف جامدات فرار، تولید بیوگاز

۱. مقدمه

در دهه های اخیر، همزمان با افزایش سریع جمعیت در سراسر دنیا تولید فاضلاب نیز به صورت قابل ملاحظه ای افزایش یافته است [1]. تصفیه این حجم عظیم فاضلابها منجر به تولید مقادیر بسیار زیادی از لجن می گردد [2]. لجن فاضلاب عمدتاً شامل لجن حوضچه ته نشینی اولیه و لجن مازاد حوضچه ته نشینی ثانویه است که به عنوان محصولات جانبی در تصفیه خانه های فاضلاب تولید می شوند [3]. به طور کلی لجن حوضچه ته نشینی اولیه عمدتاً

شامل مواد آلی خام زود تجزیه پذیر و قابل ته نشینی و لجن حوضچه ته نشینی ثانویه نیز ماهیت آلی داشته و عمدتاً حاوی فاکتورهای باکتریایی می باشد. لجن بیولوژیکی حوضچه ته نشینی ثانویه نسبت به لجن حوضچه ته نشینی اولیه دیرتجزیه پذیرتر است [4]. این لجن ها به دلیل حضور محتوای بالای جامدات فرار (VS) به شدت فسادپذیر، دارای بوی نامطبوع و حاوی انواع مختلف پاتوژن ها هستند. به همین دلیل تخلیه و رها کردن آنها در محیط موجب بروز مشکلات بهداشتی و محیط زیستی فراوانی می شود [4]. از این رو تصفیه و دفع ایمن لجن فاضلاب از اهمیت ویژه ای برخوردار است. روش های متعددی به منظور تصفیه و بی خطر سازی لجن فاضلاب وجود دارد که در میان آنها فرایند هضم بی هوازی به دلیل کارایی بالا در کاهش حجم لجن، کاهش COD و BOD، از بین بردن پاتوژن ها و تبدیل محتوای آلی به انرژی تجدیدپذیر به عنوان یک روش مطمئن شناخته می شود [5,6].

هضم بی هوازی یک فرایند بیولوژیکی است که در آن گروهی از میکروارگانیسم ها در غیاب اکسیژن مواد آلی را مصرف می کنند که در نهایت منجر به تثبیت لجن (کاهش محتوای جامدات فرار یا VS) و تولید بیوگاز می شود [7]. بیوگاز تولید شده از طریق فرایند هضم بی هوازی شامل متان (۷۰-۶۰٪)، کربن دی اکسید (۴۰-۳۰٪) و مقادیر کمی از سایر گازها شامل هیدروژن سولفید، هیدروژن و نیتروژن است [6]. محتوای متان تولید شده دارای ارزش حرارتی قابل توجهی می باشد و یک منبع انرژی تجدیدپذیر به ویژه برای استفاده در خود تصفیه خانه ها به شمار می رود [4,6,8]. میزان تولید بیوگاز از لجن فاضلاب به طور معمول $VS_{removed} 0.8-1.1 m^3/kg$ می باشد [4]. مقدار و ترکیبات بیوگاز تولیدی بستگی به پارامترهای متعدد بهره برداری و محیطی از قبیل دما، شرایط اختلاط، نوع و میزان مواد آلی، نسبت خوراک به بذر باکتری، pH و جوامع میکروبی دارد [9]. همزمان با تولید بیوگاز، محتوای VS لجن شامل فاکتورهای بیولوژیکی و مواد آلی خام تا بیش از ۵۰٪ کاهش پیدا می کنند که در نتیجه آن، اصطلاحاً لجن تثبیت می شود. لجن تثبیت شده خروجی از فرایند هضم به دلیل وجود مقادیر زیاد نیتروژن و فسفر می تواند به عنوان کود در کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد [10]. اما به دلیل وجود مواد آلی دیرتجزیه پذیر (به ویژه فاکتورهای باکتریایی) و نیز نسبت نامناسب (معمولاً پایین) کربن به نیتروژن (C/N)، معمولاً لجن خروجی از فرایند هضم به طور کامل تثبیت و پایدار نشده است [11]. بنابراین اصلاح محتوای خوراک ورودی به فرایند هضم از نظر نوع مواد آلی و نسبت C/N، به منظور افزایش تولید بیوگاز و تثبیت کامل لجن (کاهش هرچه بیشتر VS) بسیار ارزشمند است.

فرایند کمک- هضم بی هوازی روشی برای بهبود کارایی هضم بی هوازی لجن فاضلاب است. در این فرایند ماده کمک- خوراک (پسماندهای آلی جامد یا مایع) برای از بین بردن معایب لجن فاضلاب شامل نسبت C/N پایین، محتوای مواد آلی پایین و حضور مواد آلی سخت و مقاوم در برابر تجزیه به کار گرفته می شود [12-14]. یکی از مناسب ترین پسماندهای آلی که می توان به عنوان کمک- خوراک برای از بین بردن نواقص ذکر شده و همچنین بهبود عملکرد هاضم استفاده کرد بخش آلی پسماند جامد شهری است [9]. مهم ترین مشخصه های پسماند غذایی، محتوای بالای مواد آلی زود تجزیه پذیر و نسبت C/N بالای آن است. براساس مطالعات پیشین، تریق ترکیبات سمی، بهبود ۱۲۷-۲۲٪ تولید متان، متعادل کردن محتوای مغذی، بهبود نسبت C/N از ۹-۶ تا ۲۰-۱۴، افزایش حذف جامدات فرار به میزان ۷٪ الی ۳۵٪ و تحریک فعالیت میکروبی، از جمله مزیت های استفاده از پسماند غذایی به عنوان کمک- خوراک هستند [13-17]. پژوهش های مختلفی در رابطه با فرایند کمک- هضم بی هوازی لجن فاضلاب به همراه پسماند غذایی به منظور افزایش کارایی فرایند انجام شده است. از مهمترین مسائلی که عموم محققان در این پژوهش ها با آن مواجه بوده اند، نسبت اختلاط بهینه پسماند غذایی و لجن فاضلاب برای دستیابی به بالاترین درجه تثبیت و بیشترین میزان تولید بیوگاز بوده است. در عموم مراجع گزارش شده است که اضافه کردن پسماند غذایی به میزان ۵۰-۳۰٪ نسبت به کل خوراک ورودی (VS/Vs وزنی) به صورت قابل ملاحظه ای کارایی هضم بی هوازی لجن فاضلاب را تحت شرایط میان دوست (mesophilic) بهبود می بخشد [13,16,18-24].

در هیچ یک از پژوهش های گذشته، تاثیر نسبت لجن اولیه به لجن ثانویه به همراه اثر ماده کمک- خوراک، مورد بررسی قرار نگرفته است. از این رو در پژوهش حاضر تلاش شده است تا کارایی و راندمان فرایند کمک- هضم بی هوازی لجن تصفیه خانه فاضلاب تحت تاثیر نسبت های اختلاط مختلفی از لجن اولیه، لجن ثانویه و ماده کمک- هضم (پسماند غذایی) در شرایط مزوفیلیک (۳۵ درجه سانتیگراد) به صورت جامع مورد ارزیابی قرار گیرد. به منظور ارزیابی کارایی و راندمان فرایند، میزان کاهش جامدات فرار (VS)، تولید بیوگاز و محتوای متان خالص تولیدی مورد بررسی قرار گرفته اند.

۲. مواد و روش ها

۲.۱. لجن فاضلاب و پسماند غذایی

نمونه لجن حوضچه های ته نشینی اولیه و ته نشینی ثانویه، از واحدهای تغلیظ لجن تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران، قبل از ورود به هاضم های بی هوازی تهیه شدند. بذر باکتری مورد نیاز فرایند نیز از خروجی هاضم های بی هوازی این تصفیه خانه که در شرایط مزوفیلیک اجرا می شوند تهیه گردید. نمونه ی پسماند غذایی از دو رستوران موجود در محوطه دانشگاه علم و صنعت ایران گرفته شد. ترکیبات پسماند شامل برنج، نان، گوشت قرمز، گوشت مرغ، ماهی، میوه و سبزیجات و حبوبات بود. پس از حذف مواد جامد سخت (از قبیل فلزات، شیشه، استخوان و پلاستیک)، نمونه حاصل توسط زباله خردکن (مدل JD560-B0، شرکت Hangzhou Cleesink، چین) تحت عملیات خردایش قرار گرفت. خصوصیات لجن ها و پسماند غذایی در جدول (۱)

ارائه شده است. قبل از شروع فرایند هضم بی‌هوازی، بذر باکتری به مدت ۳ روز در راکتورها تحت شرایط بی‌هوازی قرار داده شد تا باقیمانده مواد آلی تجزیه‌پذیر و جامدات فرار موجود در بذر باکتری حذف شوند و در نهایت بتوان بیوگاز خالص تولیدی از خوراک ورودی را به دست آورد.

جدول ۱- خصوصیات لیجن ته‌نشینی اولیه، ثانویه، بذر باکتری و پسماند غذایی

پارامتر	لیجن اولیه	لیجن ثانویه	پسماند غذایی	بذر باکتری
TS	۲/۴٪	۴/۹۶٪	۱۳/۹٪	۲/۳٪
VS	۲/۱۴٪	۴/۲٪	۱۲/۵٪	۱/۶۳٪
VS/TS	۸۹٪	۸۵/۲٪	۹۰٪	۷۱٪
C/N	۸/۴٪	۷/۶٪	۱۹/۷٪	۷/۲٪

۲.۲. هاضم بی‌هوازی در مقیاس آزمایشگاهی

هاضم بی‌هوازی ساخته‌شده در مقیاس آزمایشگاهی، شامل ۷ راکتور در بسته از جنس پلکسی گلاس به حجم ۲ لیتر می‌باشد. به منظور اطمینان از ایجاد شرایط کاملاً بی‌هوازی، یک رینگ پلاستیکی میان درب و بدنه حائل شده و درب راکتور به واسطه چهار نقطه پیچ و مهره محکم به بدنه چفت شده است. اجزاء مورد نیاز برای اندازه‌گیری حجم بیوگاز تولیدی و برداشت نمونه‌های بیوگاز و لیجن بر روی بدنه راکتورها نصب شده‌اند. میزان تولید بیوگاز با استفاده از سیستم جابه‌جایی حجمی مایع و به کارگیری محلول اسیدی (pH=2) اندازه‌گیری شد. میزان تولید بیوگاز به صورت روزانه قرائت و یادداشت گردید (شکل ۱).



شکل ۱. تصویر سیستم هاضم بی‌هوازی مورد استفاده

۳.۲. شرایط آزمایش و نسبت‌های اختلاط

با توجه به مشخصات ارائه‌شده در جدول (۱) و بر اساس محاسبات انجام‌شده، در هریک از راکتورها مقادیر مختلفی از لیجن ته‌نشینی اولیه، لیجن ته‌نشینی ثانویه و پسماند غذایی براساس درصد جامدات فرار آن‌ها قرار داده شد. خوراک ورودی (Feed) و بذر باکتری (Ic) به نسبت ۲:۱ (خوراک ورودی:بذر باکتری) بر اساس محتوای VS آن‌ها مخلوط شدند. نحوه تنظیم و انتخاب نسبت‌ها در جدول (۲) نشان داده‌شده است.

جدول ۲- نحوه انتخاب نسبت‌های اختلاط خوراک ورودی و بذر باکتری

پارامترها	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
VS _{FW} :VS _{SS}	۰:۴	۰:۴	۱:۳	۱:۳	۲:۲	۲:۲	۴:۰
VS _{Pr} :VS _{Sc}	۱:۱	۲:۱	۱:۱	۲:۱	۱:۱	۲:۱	---
VS _{Feed} :VS _{Ic}	۱:۲	۱:۲	۱:۲	۱:۲	۱:۲	۱:۲	۱:۲
W _{Pr} (g)	۲۳۶/۵	۳۰۸/۳	۱۸۶	۲۴۱	۱۲۸/۶	۱۷۶/۲	۰
W _{Sc} (g)	۱۲۱/۸	۷۷/۱	۹۵/۸	۶۰	۶۵/۴	۴۴/۱	۰
W _{FW} (g)	۰	۰	۲۲/۳	۲۱	۴۲/۹	۴۴/۱	۱۰۰
Total VS _{added}	۱۰/۱	۹/۸۳	۱۰/۶	۱۰/۲	۱۰/۹	۱۱/۱۴	۱۲/۵
C/N _{Feed}	۷/۹۹	۸/۱۳	۱۰/۹۴	۱۱/۰۲	۱۳/۶۷	۱۳/۷۸	۱۹/۷
W _{Ic} (g)	۱۲۴۱/۷	۱۲۱۴/۶	۱۲۹۵/۹	۱۲۷۸	۱۳۵۹/۱	۱۳۳۵/۶	۱۵۰۰

هریک از راکتورها با حدود ۱۶۰۰ میلی لیتر مخلوط خوراک ورودی و بذری باکتری طبق جدول پر شدند و ۴۰۰ میلی لیتر از حجم راکتور به عنوان فضای بالاسری برای جمع آوری بیوگاز تولیدی اختصاص یافت. بلافاصله بعد از پر کردن راکتورها، فضای داخل آن‌ها با استفاده از گاز نیتروژن به مدت ۳ دقیقه فلاش شد تا گاز اکسیژن موجود در آن‌ها تخلیه گردد [25]. راکتورها به یک همزن مکانیکی مجهز بودند که به صورت متناوب (۱۵ دقیقه استراحت و ۵ دقیقه هم زدن) محتویات داخل راکتور را مخلوط می کرد این نحوه اختلاط بر اساس مطالعات گذشته انتخاب شد [26].

۴.۲. روش های آزمایش

جامدات کل (TS) و جامدات کل فرار (VS) بر اساس روش استاندارد اندازه گیری شدند [27]. میزان حجم بیوگاز تولیدی با استفاده از سیستم جابه جایی مایع اندازه گیری شد. نیتروژن کل (TN) و کل نیتروژن آمونیاکی (TAN) با استفاده از کیت های آماده شرکت HACH با محدوده غلظت بالا (به ترتیب ۰-۱۵۰ و ۰-۵۰ میلی گرم بر لیتر) و به کارگیری دستگاه اسپکتروفتومتر HACH مدل DR4000 اندازه گیری گردید. غلظت آمونیاک آزاد (FAN) با استفاده از رابطه (۱) محاسبه گردید. برای اندازه گیری pH از دستگاه pH متر پرتابل CyberScan مدل PC300 استفاده شد. به منظور اندازه گیری کل کربن آلی از دستگاه TOC متر مدل Phoenix 8000 متعلق به کمپانی Tekmar Dohrmann استفاده شد.

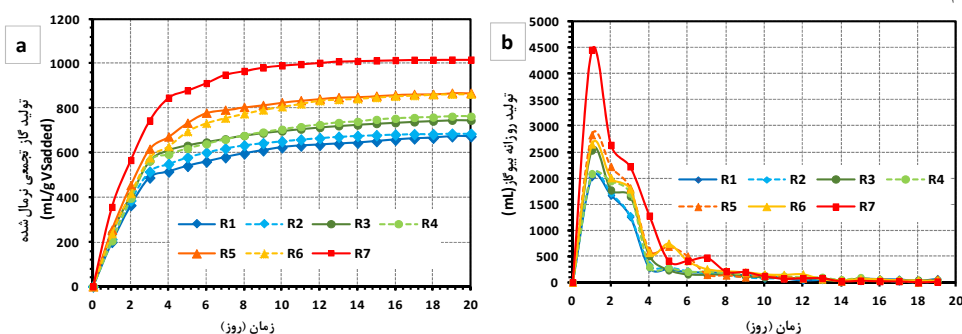
$$FAN = \frac{TAN * (K_a + 10^{-pH})}{(K_a + 10^{-pH}) + 1} \quad (1)$$

که در آن TAN غلظت کل نیتروژن آمونیاکی، FAN غلظت آمونیاک آزاد و K_a ثابت دما و برابر با $10^{-9} \times 10^{-9}$ در $35^\circ C$ می باشد.

۳. نتایج و بحث و بررسی

۱.۳. عملکرد عمومی راکتورها

در شکل (۲)، روند تولید روزانه و تجمعی گاز در راکتورها مشاهده می شود. طبق شکل، در روزهای ابتدایی فرایند (۵-۴ روز) روند تولید گاز بیشتر از سایر روزها است. یکی از دلایل این امر، بالا بودن غلظت اولیه مواد آلی در خوراک ورودی راکتورها می باشد که در ادامه با کاهش غلظت این مواد، نرخ واکنش نیز کاهش می یابد. دلیل دیگر این است که مواد آلی زودتجزیه پذیر به سرعت در ابتدای فرایند توسط باکتری ها مصرف می شوند و در ادامه مواد دیرتجزیه پذیرتر باقی می مانند و به همین دلیل به کندی تجزیه می شوند. عدم رخداد نوسانات قابل ملاحظه در تولید بیوگاز در طول فرایند نشان دهنده عدم وجود مواد سمی در خوراک و همچنین پایدار بودن فرایند در تمامی راکتورها است.



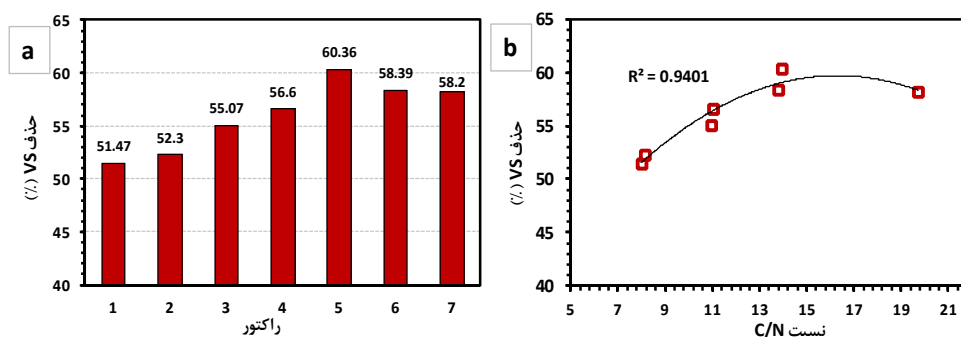
شکل ۲- (a) روند تولید تجمعی بیوگاز در راکتورهای R1-R7 (b) روند تولید روزانه بیوگاز در راکتورهای R1-R7

۲.۳. حذف VS در راکتورها

طبق نتایج به دست آمده از پژوهش حاضر، میزان حذف VS برای نسبت های اختلاط مختلف لجن اولیه، لجن ثانویه و پسماند غذایی بین ۵۱٪ الی ۶۰٪ قرار داشت (شکل ۳-ا) به این ترتیب که بیشترین میزان حذف مربوط به راکتور R5 با ۶۰/۴٪ و کمترین مقدار مربوط به راکتور R1 با ۵۱/۵٪ بوده است. در مطالعات پیشین، میزان حذف VS در فرایند کمک-هضم بی هوازی لجن فاضلاب به همراه پسماند غذایی بین ۳۳٪ الی ۸۵٪ گزارش شده است [19,20,23,28,29]. بنابراین، مقادیر به دست آمده در پژوهش حاضر، حاکی از کارایی و راندمان مناسب همه راکتورها است. در شکل (۳-ب) مقادیر حذف جامدات فرار در مقابل مقادیر C/N ترسیم شده است. همان طور که مشاهده می شود، منحنی چندجمله ای با ضریب همبستگی بسیار بالا ($R^2=0.9401$)، به این نقاط برازش شده است. این نتیجه نشان می دهد که با افزایش نسبت C/N تا یک مقدار مشخص (مقدار عددی ۱۶) میزان کارایی

فرایند کمک-هضم از نقطه نظر حذف جامدات فرار بهبود و پس از آن کاهش خواهد یافت. از طرف دیگر راکتورهایی که دارای نسبت بالای لجن فاضلاب هستند مقدار حذف VS پایین تری از خود نشان داده‌اند که یکی از دلایل آن می‌تواند مربوط به حضور مواد سخت (به عنوان مثال فلاک های بیولوژیکی و ترشحات آن‌ها) در لجن فاضلاب باشد که دیرتر تجزیه خواهند شد.

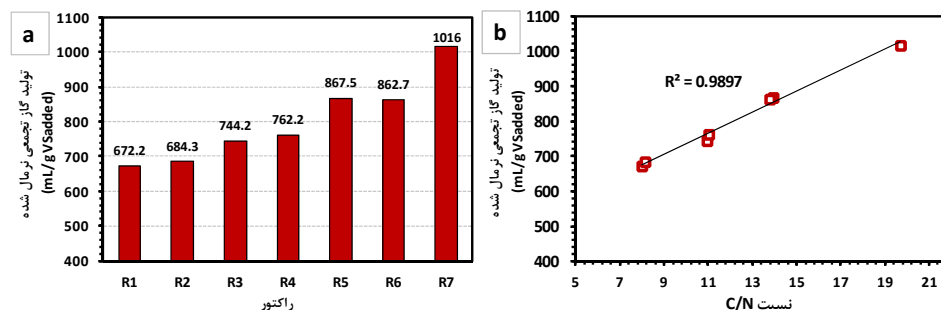
در میان تمامی راکتورها، راکتور R5 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر با ۱:۱ و نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۲:۲ (و نسبت C/N برابر ۱۳/۶۷) بهترین عملکرد را از نظر حذف جامدات فرار داشته است (۶۰/۴٪). از طرف دیگر راکتورهای R2 و R4 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر با ۲:۱ مقدار حذف VS نسبتاً بهتری در مقایسه با راکتورهای R1 و R3 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر با ۱:۱ داشته‌اند. اما این رویه در مورد R5 و R6 صدق نمی‌کند به گونه ای که راکتور R5 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر با ۱:۱ دصد حذف VS بالاتری در مقایسه با راکتور R6 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر با ۲:۱ داشت. بنابراین به طور کلی دو برابر کردن نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ تحت مقادیر کمتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۰:۴ و ۱:۳)، تاثیر مثبتی بر میزان حذف VS داشته است در حالی که تحت مقادیر بالاتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۲:۲)، به شکل معکوسی اثر کرده و موجب کاهش حذف VS شده است. اما به طور کلی می‌توان از نتایج دریافت که پارامتر C/N در مقایسه با پارامتر $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ ، تأثیر بیشتری بر عملکرد هضم از نظر حذف VS داشته که این موضوع اهمیت بالای نسبت C/N به عنوان پارامتر کلیدی برای ارزیابی تعادل مواد مغذی در فرایند هضم بی‌هوازی را نشان می‌دهد.



شکل ۳- (a) میزان حذف VS در راکتورها و (b) میزان همبستگی بین مقادیر درصد حذف VS و نسبت C/N

۳.۳. حجم بیوگاز تولیدی در راکتورها

مقادیر تولید بیوگاز نرمال شده با VS ورودی (VS_{added}) در شکل (۴) نمایش داده شده است. با توجه به شکل (۴-ا) با افزایش مقدار VS پسماند غذایی در خوراک ورودی از ۱۰٪ تا ۱۰۰٪، میزان تولید بیوگاز از VS_{added} ۶۷۲ ml/g به VS_{added} ۱۰۱۶ ml/g افزایش پیدا کرده است. به عبارت دیگر، راکتورهایی که حاوی لجن فاضلاب بیشتری در خوراک ورودی بوده‌اند، بیوگاز کمتری به ازای هر واحد از VS ورودی تولید کرده‌اند. دلیل این امر می‌تواند وجود مواد دیرتجزیه پذیر و سخت‌هیدرولیزشونده در لجن به‌ویژه لجن ثانویه باشد. نتیجه‌ای مشابه در تحقیق لی و همکاران (۲۰۱۸) [25] گزارش شده است. آنها نیز در بررسی فرایند کمک-هضم لجن فاضلاب با استفاده از پسماند غذایی نتیجه گرفتند که تولید بیوگاز کمتر در راکتورهای حاوی مقادیر لجن بالاتر اتفاق افتاده است [25].



شکل ۴- (a) مقادیر تولید بیوگاز تجزیه نرمال شده با VS ورودی (b) همبستگی میان مقادیر بیوگاز تولیدی و نسبت های C/N

در شکل (۴-ب) مقادیر تولید گاز نرمال شده در مقابل مقادیر C/N ترسیم شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، رگرسیون خطی با ضریب همبستگی بسیار بالا ($R^2=0.9897$) بین داده‌های این دو پارامتر وجود دارد. رگرسیون خطی به‌دست آمده حاکی از آن است که با افزایش میزان نسبت C/N (در

محدوده (۷-۲۱) از طریق افزایش نسبت اختلاط پسماند غذایی، میزان تولید بیوگاز به صورت پیوسته افزایش می‌یابد. این مساله نشان می‌دهد که با افزایش سهم پسماند غذایی (VS_{FW}) در کل خوراک ورودی، واکنش های اکسایشی و تخمیری به گونه ای تغییر می‌کنند که قسمت اعظم محصولات نهایی فرایند به فرم گاز هستند.

اما نکته قابل توجه اینجاست که چرا با وجود آنکه R7 بیشترین تولید بیوگاز را در بین هفت راکتور داشته، اما از نظر حذف جامدات فرار به این خوبی عمل نکرده است. به عبارت دیگر انتظار می‌رفت متناسب با افزایش حذف جامدات فرار از راکتور R1 الی R5 تولید بیوگاز افزایش یافته و سپس با کاهش این پارامتر از راکتور R5 تا R7، تولید گاز نیز کاهش یابد. اما در راکتور R7 این رویه ادامه نیافته و تولید گاز افزایش شدیدی داشته است. دلیل این مسئله احتمالاً به تفاوت ترکیب مواد آلی موجود در لجن فاضلاب و پسماند آلی برمی‌گردد. به طور مثال می‌توان چنین در نظر گرفت که در تبدیل و تحول مواد آلی لجن فاضلاب، با توجه به ترکیب مواد آلی موجود در آن، بخش قابل توجهی از واحد جرم VS به آب تبدیل شده و مابقی تبدیل به گاز می‌شود اما در پسماند آلی، با توجه به ماهیت و ترکیب آن میزان کمتری از واحد جرم VS به آب تبدیل شده و بخش بزرگ تری به گاز تبدیل می‌گردد [3]. این مسئله موجب شده تا با وجود حذف جامدات فرار کمتر در راکتور R7، تولید گاز بیشتری رخ دهد. همین مسئله موجب شده تا نسبت C/N بهینه برای تولید بیوگاز (شکل (۴-ب)) بزرگ تر از نسبت C/N بهینه برای حذف جامدات فرار (شکل (۳-ب)) باشد.

در تحلیل دیگر، با افزایش نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ از ۱:۱ (راکتور R1 و R3) به ۲:۱ (راکتور R2 و R4) به ترتیب با نسبت های $VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۰:۴ و ۱:۳، میزان تولید بیوگاز به مقدار ناچیزی بهبود پیدا کرده است. اما این بهبود تحت نسبت اختلاط $VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر با ۲:۲ مشاهده نمی‌شود به طوریکه مقدار بیوگاز تولید شده در راکتور R5 تا حدودی بیشتر از بیوگاز تولید شده در راکتور R6 بوده است. بنابراین همانطور که در رابطه با نتایج حذف VS توضیح داده شد، در اینجا نیز می‌توان گفت دو برابر کردن نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ تحت مقادیر کمتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۰:۴ و ۱:۳)، تأثیر مثبتی بر میزان تولید بیوگاز داشته است در حالی که تحت مقادیر بالاتر نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ (۲:۲)، به شکل معکوسی اثر کرده و موجب کاهش تولید بیوگاز شده است. به طور کلی نتایج نشان می‌دهد که نسبت C/N در مقایسه با نسبت های VS خوراک ورودی، پارامتر مؤثرتری بر روی تولید بیوگاز است.

۴.۳. سینتیک مدل تولید بیوگاز تجمعی

میزان تولید تجمعی بیوگاز تولید شده در طی فرایند هضم بی‌هوازی با استفاده از مدل و معادله اصلاح شده گمپرتز (Gompertz) محاسبه و مدل سازی گردید [30]. مدل اصلاح شده گمپرتز فرم اصلاح شده از معادله گمپرتز است که به صورت معمول به منظور مدل سازی مقدار تجمعی بیوگاز تولیدی مورد استفاده قرار می‌گیرد که در ادامه نمایش داده شده است:

$$Y_t = A \exp \left\{ - \exp \left[\frac{\mu_m}{A} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (2)$$

که در آن Y_t برابر با میزان بیوگاز تولید شده تجمعی (mL/gVS_{added}) تا زمان t ، t برابر با زمان (ساعت)، A برابر با بیشترین میزان تولید بیوگاز تجمعی (mL/gVS_{added})، μ_m برابر با بیشترین نرخ تولید بیوگاز ($mL/gVS_{added.h}$)، λ برابر با زمان فاز تأخیری یا کمترین زمان مورد نیاز برای شروع فرایند تولید بیوگاز (ساعت) و e برابر با مقدار ثابت 2.71828 است.

در تمامی راکتورهای مورد آزمایش فاز تأخیری بسیار ناچیز بود به عبارت دیگر به محض شروع فرایند، تولید بیوگاز نیز آغاز گردید. به این ترتیب λ برابر با صفر در نظر گرفته شد. همچنین پارامترهای A و μ_m با استفاده از روش رگرسیون غیرخطی محاسبه گردید. داده های مربوط به راکتورهای مختلف در جدول (۳) و نمودارهای مربوطه در شکل (۵) ارائه شده است. طبق شکل می‌توان دریافت که با استفاده از معادله اصلاح شده گمپرتز می‌توان مقدار تولید بیوگاز تجمعی را در طی فرایند کمک-هضم با ضریب همبستگی بسیار بالا ($R^2 > 0.96$) تخمین زد.

جدول ۳- پارامترهای مورد استفاده در مدل اصلاح شده گمپرتز به منظور تخمین میزان تولید بیوگاز تجمعی

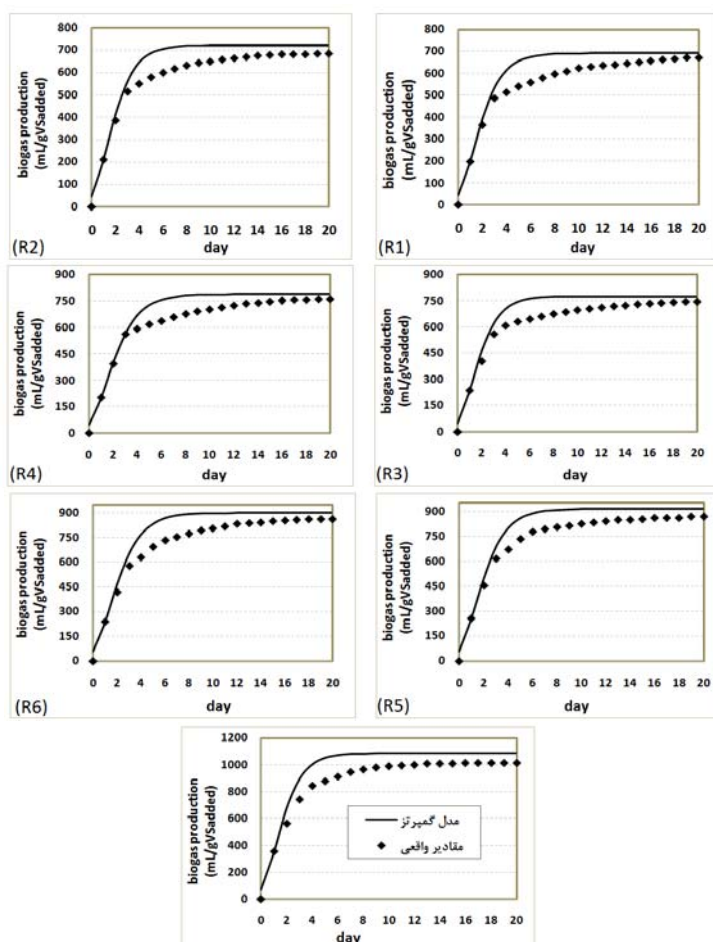
راکتور	A	μ_m	λ	R^2
R1	۶۹۱/۳۳	۱۸۶/۳	۰	۰/۹۶۵۱
R2	۷۲۱/۷۷	۱۹۹	۰	۰/۹۷۹۰
R3	۷۷۶/۲۴	۲۱۶/۹	۰	۰/۹۷۶۸
R4	۷۸۹/۹	۲۰۸/۳	۰	۰/۹۷۰۶
R5	۹۱۵/۴۲	۲۴۵/۶	۰	۰/۹۸۴۳
R6	۸۹۹/۸۵	۲۲۲/۲	۰	۰/۹۷۲۵
R7	۱۰۸۶/۵	۳۰۴/۲	۰	۰/۹۷۶۹

۵.۳. هم افزایی در فرایند کمک - هضم بی هوازی

به منظور بررسی اثر هم افزایی در راکتورهای مختلف مقدار تولید بیوگاز در راکتورهای R3-R6 به صورت استوکیومتری و با استفاده از مقدار بیوگاز تولید شده از راکتورهای کنترل (R1، R2 و R7) محاسبه گردید. سپس مقادیر به دست آمده از رابطه استوکیومتری با مقادیر واقعی به دست آمده در آزمایشگاه مورد مقایسه قرار گرفت. این محاسبات با استفاده از فرمولی که توسط لیو و همکاران (۲۰۱۶) [21] ارائه شده است انجام گردید که در ادامه جزئیات آن نمایش داده شده است:

$$SBY_{mixture} = (SBY_{sludge} \times M_{sludge} + SBY_{FW} \times M_{FW}) / M_{mixture} \quad (3)$$

که به ترتیب، SBY_{sludge} میزان تولید بیوگاز استوکیومتری برای هضم تکی لجن، SBY_{FW} میزان تولید بیوگاز استوکیومتری برای هضم تکی پسماند غذایی و $SBY_{mixture}$ میزان تولید بیوگاز استوکیومتری برای مخلوط لجن و پسماند غذایی است. پارامترهای M نیز با اندیسه‌های نامبرده، به ترتیب مربوط به جرم لجن، جرم پسماند و جرم مخلوط این دو است.



شکل ۵- مدل سازی بیوگاز تولید شده تجمعی در راکتورهای R1-R7 با استفاده از مدل اصلاح شده گمپرتز

اگر مقدار بیوگاز تولید شده به ازای هر گرم VS اضافه شده به هر راکتور هضم ترکیبی بزرگتر از مقدار به دست آمده از فرمول استوکیومتری فوق باشد، نشان دهنده وجود اثر هم افزایی پسماند غذایی در تولید بیوگاز در راکتورهای با هضم ترکیبی است. نتایج و محاسبات مختصراً در جدول (۴) ارائه شده است. همان طور که مشاهده می شود برای راکتورهای R3 و R4 مقدار بیوگاز به دست آمده از مقادیر واقعی کوچکتر از روابط استوکیومتری می باشد، در حالی که در راکتورهای R5 و R6 مقدار بیوگاز به دست آمده از مقادیر واقعی بزرگتر از روابط استوکیومتری هستند. به عبارت دیگر اضافه کردن پسماند غذایی تا ۲۵٪ (بر اساس VS) بر روی تولید بیوگاز اثر منفی نسبی گذاشته است، اما اثر هم افزایی پسماند غذایی بر روی تولید بیوگاز در نسبت های اختلاط ۵۰٪ مشاهده می شود. با اندازه گیری پارامترهای pH و آمونیاکی آزاد در تمامی راکتورها نتیجه گرفته شد که احتمالاً مقادیر pH بالاتر

(بین ۷/۵ تا ۸/۰) و متعاقباً غلظت‌های آمونیاک آزاد (FAN) بالاتر (بین ۱۵۰ تا ۲۰۰) در راکتورهای R3 و R4 با ایجاد اثر سمیت، اجازه ایجاد اثر هم‌افزایی در تولید بیوگاز را نداده است. درحالی‌که مقادیر pH مناسب‌تر و پایین‌تر (بین ۷/۰ تا ۷/۵) و متعاقباً غلظت آمونیاک آزاد کمتر (بین ۱۰۰ تا ۲۵) در راکتورهای R5 و R6 برای فرایند هضم بی‌هوازی مناسب بوده است به‌طوری‌که اثر هم‌افزایی هضم ترکیبی در این راکتورها آشکار شده است.

جدول ۴- پارامترهای مربوط به تعیین اثر هم‌افزایی اضافه کردن پسماند غذایی به لجن فاضلاب

راکتور	$VS_{Pr}:VS_{Sc}$, $VS_{FW}:VS_{SS}$	بیوگاز ناشی از راکتورهای کنترل (mL/gVS)	محاسبه تولید بیوگاز برای راکتورهای با هضم ترکیبی (استوکیومتری)	تولید بیوگاز (mL/gVS _{added})		اختلاف مقدار واقعی با استوکیومتری
				استوکیومتری	واقعی	
R1	۱:۱، ۰:۴	۶۷۲/۲	-----	-----	۶۷۲/۲	-----
R2	۲:۱، ۰:۴	۶۸۴/۴	-----	-----	۶۸۴/۴	-----
R3	۱:۱، ۱:۳	-----	$(۶۷۲/۲ \times ۰/۷۵) + (۱۰۱۶ \times ۰/۲۵)$	۷۵۸/۱۵	۷۴۴/۲	-۱/۹
R4	۲:۱، ۱:۳	-----	$(۶۸۴/۳ \times ۰/۷۵) + (۱۰۱۶ \times ۰/۲۵)$	۷۶۷/۲۳	۷۶۲/۲	-۰/۷
R5	۱:۱، ۲:۲	-----	$(۶۷۲/۲ \times ۰/۵) + (۱۰۱۶ \times ۰/۵)$	۸۴۴/۱۰	۸۶۷/۵	۲/۸
R6	۲:۱، ۲:۲	-----	$(۶۸۴/۳ \times ۰/۵) + (۱۰۱۶ \times ۰/۵)$	۸۵۰/۱۵	۸۶۲/۷	۱/۵
R7	---، ۴:۰	۱۰۱۶	-----	-----	۱۰۱۶	-----

۴. نتیجه گیری

مهمترین نتایج حاصل از پژوهش حاضر به شرح زیر می باشد:

- در مقایسه با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ ، نسبت C/N فاکتور مؤثرتری در میزان حذف VS و مقدار تولید بیوگاز است.
- منحنی درجه دوم با ضریب همبستگی بسیار بالا به داده‌های حذف VS در مقابل C/N برازش شد. مقدار بهینه نسبت C/N به‌منظور دستیابی به بالاترین میزان حذف VS برابر ۱۶ بود.
- رگرسیون خطی با همبستگی بالا بین داده‌های میزان تولید بیوگاز و نسبت C/N تشخیص داده شد که طبق آن با افزایش نسبت C/N از ۸ به ۱۹/۷، مقدار تولید بیوگاز به‌صورت دائمی افزایش پیدا کرد.
- اثر هم‌افزایی در تولید بیوگاز برای راکتورهای با میزان اختلاط ۵۰٪ پسماند غذایی (R5 و R6) تحت هر دو نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ ۱:۱ و ۱:۲ (به ویژه برای نسبت ۱:۱) مشاهده شد. اما این هم‌افزایی در راکتورهای با میزان اختلاط ۲۵٪ پسماند غذایی مشاهده نگردید که دلیل آن غلظت بالاتر آمونیاک آزاد در این راکتورها (R3 و R4) بود که مانع از اثر هم‌افزایی برای تولید بیوگاز شده است.
- به طور کلی، در میان تمامی راکتورها، راکتور R5 با نسبت $VS_{Pr}:VS_{Sc}$ برابر ۱:۱ و نسبت $VS_{FW}:VS_{SS}$ برابر ۲:۲ بهترین عملکرد را از نظر حذف VS و تولید بیوگاز داشت.

۵. قدردانی

این پژوهش به‌عنوان بخشی از یک پایان‌نامه کارشناسی ارشد در دانشگاه علم و صنعت ایران (IUST) به انجام رسیده است. همچنین به عنوان طرح پژوهشی تحت حمایت صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (INSF) قرار گرفته است. از مجموعه‌های نامبرده به دلیل حمایت‌های مالی و تجهیزاتی صورت گرفته قدردانی می‌گردد.

مراجع

- [1] M.A. De la Rubia, V. Riaú, F. Raposo, R. Borja, Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge: focus on the influence of the start-up. A review, Crit. Rev. Biotechnol. 33 (2013) 448–460.
- [2] E. Neyens, J. Baeyens, R. Dewil, Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering, J. Hazard. Mater. 106 (2004) 83–92.
- [3] Metcalf and Eddy, Wastewater engineering: treatment and reuse, McGrawHill, 4th Ed. 2003.
- [4] I. Turovskiy, P. Mathai, Wastewater sludge processing, John Wiley & Sons, 2006.



- [5] E.H. Koupaie, M.B. Leiva, C. Eskicioglu, C. Dutil, Mesophilic batch anaerobic co-digestion of fruit-juice industrial waste and municipal waste sludge: Process and cost-benefit analysis, *Bioresour. Technol.* 152 (2014) 66–73.
- [6] B. Chatterjee, D. Mazumder, Anaerobic digestion for the stabilization of the organic fraction of municipal solid waste: A review, *Environ. Rev.* 24 (2016) 426–459.
- [7] S. Jain, I. Wolf, J. Lee, Y. Tong, A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 247 (2018) 1069–1076.
- [8] E. Tampio, S. Ervasti, T. Paavola, J. Rintala, Use of laboratory anaerobic digesters to simulate the increase of treatment rate in full-scale high nitrogen content sewage sludge and co-digestion biogas, *Bioresour. Technol.* 220 (2016) 47–54.
- [9] J. Cobbledick, V.Z. Aubry, Lab-scale demonstration of recuperative thickening technology for enhanced biogas production and dewaterability in anaerobic digestion processes, *Water Res.* 95 (2016) 39–47.
- [10] M.L. Christensen, K. Keiding, P.H. Nielsen, M.K. Jørgensen, Dewatering in biological wastewater treatment: A review, *Water Res.* 82 (2015) 14–24.
- [11] C. Teglia, A. Tremier, J.L. Martel, Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use, *Waste and Biomass Valorization*. 2 (2011) 43–58.
- [12] E. Iacovidou, D. Ohandja, N. Voulvoulis, Food waste co-digestion with sewage sludge–realising its potential in the UK, *J. Environ. Manage.* (2012) 267–274.
- [13] Y. Ahn, W. Lee, S. Kang, S.-H. Kim, Enhancement of Sewage Sludge Digestion by Co-digestion with Food Waste and Swine Waste, *Waste and Biomass Valorization*. (2019) 1–10.
- [14] L. Angenent, S. Sung, L. Raskin, Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste, *Water Res.* 36 (2002) 4648–4654.
- [15] L. Appels, E. Al., J. Baeyens, J. Degreève, R.D. And, Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, *Prog. Energy Combust. Sci.* 34 (2008) 755–781.
- [16] V. Cabbai, M. Ballico, E. Aneggi, D. Goi, BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge, *Waste Manag.* 33 (2013) 1626–1632.
- [17] A. Keucken, M. Habagil, D. Batstone, U.J. Energies, Anaerobic co-digestion of sludge and organic food waste-Performance, inhibition, and impact on the microbial community, *Energies*. 11(9) (2018) 2325.
- [18] K. Koch, B. Helmreich, J.J.E. Drewes, J.D.-A. Energy, U. 2015, J.J.E. Drewes, Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant, *Appl. Energy*. 137 (2015) 250–255.
- [19] A. Grosser, E. Neczaj, B. Singh, Å. Almås, Anaerobic digestion of sewage sludge with grease trap sludge and municipal solid waste as co-substrates, *Environ. Res.* 155 (2017) 249–260.
- [20] M.S. Prabhu, S. Mutnuri, Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste, *Waste Manag. Res.* 34 (2016) 307–315.
- [21] C. Liu, H. Li, Y. Zhang, Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste, *Bioresour. Technol.* 219 (2016) 252–260. doi:10.1016/j.biortech.2016.07.130.
- [22] X. Zhou, G. Jiang, Q. Wang, Z. Yuan, A review on sludge conditioning by sludge pre-treatment with a focus on advanced oxidation, *Rsc Adv.* 4 (2014) 50644–50652. doi:10.1039/C4RA07235A.
- [23] W. Kuo-Dahab, P. Amirhor, M. Zona, Investigating anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste using a bench-scale pilot study, *Proc. Water Environ. Fed.* 2 (2014) 1–23.
- [24] N. Heo, S. Park, J. Lee, H. Kang, D.P., Single-stage anaerobic codigestion for mixture wastes of simulated Korean food waste and waste activated sludge, *Biotechnol. Fuels Chem.* 3 (2003) 105–1008.



دوازدهمین کنگره ملی مهندسی عمران

۸ و ۷ خرداد ۱۳۹۹

دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران



- [25] Z. Li, Z. Chen, H. Ye, Y. Wang, W. Luo, J. Chang, Q. Li, Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste for hydrogen and VFA production with microbial community analysis, *Waste Manag.* (2018) 789–799.
- [26] A. Kowalczyk, E. Harnisch, S. Schwede, M. Gerber, Different mixing modes for biogas plants using energy crops, *Appl. Energy*. 112 (2013) 465–472.
- [27] A.P.H.W.W. Association, A.P.H.W.W. Association, W.P.C. Federation, APHA, Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd ed., American Public Health Association, 2008.
- [28] X. Dai, Y. Chen, D. Zhang, J. Yi, High-solid Anaerobic Co-digestion of Sewage Sludge and Cattle Manure: The Effects of Volatile Solid Ratio and pH, *Sci. Rep.* 6 (2016) 35194.
- [29] J. Zhang, C. Lv, J. Tong, J. Liu, J. Liu, D. Yu, Y. Wang, Optimization and microbial community analysis of anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge based on microwave pretreatment, *Bioresour. Technol.* 200 (2016) 253–261.
- [30] H. Lo, T. Kurniawan, M. Sillanpää, T. Pai, Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors, *Bioresour. Technol.* 101 (2010) 6329–6335.