



Application of system dynamics modeling and life cycle impact assessment method based on endpoint in examining different waste management scenarios

Ali Shahbazi¹ | Mazaher Moeinaddini^{2✉} | Mohammad Ali Abdoli³ | Mahnaz Hosseinzadeh⁴ | Neamatollah Jaafarzadeh⁵

1. Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: shahbazi.a@ut.ac.ir

2. Corresponding Author, Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: moeinaddini@ut.ac.ir

3. Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: mabdoli@ut.ac.ir

4. Department of Industrial management, College of Management, University of Tehran, Tehran, Iran. E-mail: mhosseinzadeh@ut.ac.ir

5. Environmental Technologies Research Center, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran. E-mail: n.jaafarzade@gmail.com

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received 26 November 2024

Received in revised form 23 December 2024

Accepted 01 January 2025

Published online 01 July 2025

Keywords:

**Environmental damage cost,
Greenhouse gases,
Life cycle assessment,
System dynamics,
Waste management.**

ABSTRACT

The aim of this study is to develop a comprehensive model of the urban waste management system to compare different waste management scenarios. For this reason, a comprehensive model was developed using a system dynamics approach. Additionally, the life cycle impact assessment method based on endpoint was used to compare the various waste management scenarios. The validation results for population changes and waste generation indicated excellent predictive value for the model. The results showed that the amount of waste generation is increasing during the simulation period and the volume of landfilled waste in all scenarios is greater than the remaining capacity of the landfill in the study area. The BAU scenario showed the worst situation in terms of environmental indicators, so that during the simulation period, the amount of landfillable waste and net greenhouse gas emissions (in terms of carbon dioxide equivalent) reached 21.7 and 10 million tons, respectively. Also, the environmental damage cost due to waste landfilling during the simulation period has also reached \$567 million. In contrast, organic waste management through anaerobic digestion and composting significantly improved the system's performance in terms of environmental indicators. In the anaerobic digestion scenario, the amount of waste landfilled, net greenhouse gas emissions, and environmental damage costs decreased by 66%, 269%, and 54%, respectively, compared to the BAU scenario. This study demonstrated that the system dynamics modeling approach can provide a comprehensive view of the waste management system and test various policies and strategies for sustainable waste management.

Cite this article: Shahbazi, A., Moeinaddini, M., Abdoli, M.A., Hosseinzadeh, M., & Jaafarzadeh, N. (2025). Application of system dynamics modeling and life cycle impact assessment method based on endpoint in examining different waste management scenarios. *Journal of Natural Environment*, 78 (Monitoring and Management of Natural Environmental Pollutants), 153-167. DOI: <http://doi.org/10.22059/jne.2025.385919.2731>



کاربرد مدل سازی پویایی سیستم و روش ارزیابی تأثیر چرخه زندگی براساس نقطه پایانی در بررسی سناریوهای مختلف مدیریت پسماند

علی شهبازی^۱ | مظاهر معین الدینی^۲ | محمدعلی عبدلی^۳ | مهناز حسین زاده^۴ | نعمت الله جعفرزاده^۵

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: shahbazi.a@ut.ac.ir
۲. نویسنده مسئول، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. رایانامه: moeinaddini@ut.ac.ir
۳. گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: mabdoli@ut.ac.ir
۴. گروه مدیریت صنعتی، دانشکده مدیریت، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: mhosseinzadeh@ut.ac.ir
۵. مرکز تحقیقات فناوری های محیطی، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، اهواز، ایران. رایانامه: n.jaafarzade@gmail.com

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	هدف این مطالعه توسعه مدل جامع سیستم مدیریت پسماند شهری جهت مقایسه سناریوهای مختلف مدیریت پسماند است. به همین منظور یک مدل جامع با استفاده از رویکرد پویایی سیستم توسعه داده شد، علاوه بر این، از روش ارزیابی چرخه زندگی براساس نقطه پایانی برای مقایسه سناریوهای مختلف مدیریت پسماند استفاده گردید. نتایج اعتبارسنجی تغییرات جمعیت و میزان پسماند نشان دهنده ارزش پیش بینی عالی مدل بود. نتایج نشان داد که میزان تولید پسماند در دوران شبیه سازی در حال افزایش است و حجم پسماند دفن شده در همه سناریوها بیشتر از ظرفیت باقیمانده محل دفن در منطقه مورد مطالعه است. سناریو پایه از نظر شاخص های محیط زیستی بدترین وضعیت را نشان می دهد، به طوری که در دوران شبیه سازی میزان پسماند قابل دفن و انتشار خالص گازهای گلخانه ای (برحسب دی اکسید کربن معادل) به ترتیب در حدود ۲۱/۷ و ۱۰ میلیون تن شده است، همچنین هزینه آسیب محیط زیستی به واسطه دفن پسماندها در دوره شبیه سازی نیز به ۵۶۷ میلیون دلار رسیده است. در حالی که، مدیریت پسماندهای آلی از طریق هاضم بی هوازی و کمپوست به طور قابل توجهی سیستم را از نظر شاخص های محیط زیستی بهبود می بخشد. در سناریوی هاضم بی هوازی میزان پسماندهای دفن شده، انتشار خالص گازهای گلخانه ای و هزینه آسیب محیط زیستی در مقایسه با سناریوی پایه به ترتیب ۶۶، ۲۶۹ و ۵۴ درصد کاهش یافته است. این مطالعه نشان داد رویکرد مدل سازی پویایی سیستم می تواند با ارائه یک نمای کلی از سیستم مدیریت پسماند و آزمایش سیاست ها و استراتژی های مختلف برای مدیریت پایدار پسماند قابل اجرا باشد.
کلیدواژه ها: ارزیابی چرخه زندگی، پویایی سیستم، مدیریت پسماند، گازهای گلخانه ای، هزینه آسیب محیط زیستی.	

استناد: شهبازی، علی؛ معین الدینی، مظاهر؛ عبدلی، محمدعلی؛ حسین زاده، مهناز؛ و جعفرزاده، نعمت الله (۱۴۰۴). کاربرد مدل سازی پویایی سیستم و روش ارزیابی تأثیر چرخه زندگی براساس نقطه پایانی در بررسی سناریوهای مختلف مدیریت پسماند. محیط زیست طبیعی، ۷۸ (ویژه نامه پایش و مدیریت آلاینده های محیط زیست طبیعی)، ۱۶۷-۱۵۳.

DOI: <http://doi.org/10.22059/jne.2025.385919.2731>



مقدمه

تولید پسماند یک نگرانی جهانی است که بیشتر تحت تأثیر رشد سریع شهرنشینی، صنعتی شدن (Rafew and Rafizul, 2021)، افزایش جمعیت (Dianati et al., 2021)، رونق اقتصادی و افزایش استانداردهای زندگی اجتماعی قرار دارد (Minghua et al., 2021; Sancheta et al., 2009). به طوری که سالانه در جهان حدود دو میلیارد تن پسماند شهری تولید می شود و انتظار می رود تا سال ۲۰۳۰ و ۲۰۵۰ به ترتیب به ۲/۵۹ و ۳/۴۰ میلیارد تن برسد (Kaza et al., 2018). مدیریت پسماند جامد (SWM) یکی از ضروری ترین و مهم ترین مسائل در جهان است. اهمیت این موضوع را می توان از این واقعیت دریافت که از هفده هدف توسعه پایدار سازمان ملل، دوازده مورد به طور مستقیم با پسماندهای جامد مرتبط است (Rodić and Wilson, 2017). به طور گسترده مستند شده است که مدیریت ناکافی پسماند بر کیفیت هوا، خاک و آب و همچنین آب و هوا، سلامت عمومی و در نهایت بر اقتصاد تأثیر منفی می گذارد (Song et al., 2022).

بسیاری از کشورها به دنبال یک سیستم مدیریت پسماند مناسب برای کاهش حجم پسماند و اثرات محیط زیستی مرتبط با آن هستند (Moeinaddini et al., 2010). یک سیستم مدیریت پسماند پایدار هم برای سلامت انسان و هم برای حفاظت از محیط زیست حیاتی است (González Martínez et al., 2012). بدون شک مدیریت پایدار پسماند راه حلی نوآورانه برای مدیریت پسماند جامد و دستیابی به اهداف کاهش، استفاده مجدد، بازیافت با کمترین هزینه آسیب محیط زیستی است (Tsai et al., 2020). بازیافت، کمپوست سازی، هضم بی هوازی، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز و سوزاندن روش های معمول برای مدیریت پسماند هستند (Liao et al., 2022). با این حال، روش های مختلف مدیریت پسماند، انتشارات و اثرات محیط زیستی متفاوتی دارند (Zhang et al., 2022).

انتشار آلاینده ها در روش های مختلف مدیریت پسماند از طریق تعامل با محیط زیست و ارزیابی خسارات مالی ناشی از آن، معیاری از هزینه آسیب محیط زیستی^۱ است (Krewitt et al., 1999). ارزیابی چرخه زندگی^۲ با کمی کردن اثرات محیط زیستی چرخه زندگی سیستم مدیریت پسماند، به تصمیم گیرندگان در انتخاب بهترین گزینه با حداقل تأثیر بر محیط کمک می کند (Khandelwal et al., 2019). در حالی که ارزیابی چرخه زندگی یک ابزار قدرتمند است، دارای کاستی هایی مانند در نظر نگرفتن ملاحظات اقتصادی است (Yang, 2017). مدل LIME، یکی از روش های ارزیابی اثر چرخه زندگی^۳ است که می تواند انواع مختلف اثرات محیط زیستی را به ارزش پولی یکسان تبدیل کند و برای ارزیابی هزینه های آسیب محیط زیستی فناوری های مختلف مدیریت پسماند به کار گرفته می شود (Liu et al., 2021).

با توجه به پیچیدگی فرآیند مدیریت پسماند که شامل عوامل و ابعاد متعددی است که به صورت پویا بر یکدیگر تأثیر می گذارند، نمی توان آن را با دیدگاه ایستا و در یک لحظه از زمان توصیف کرد (Di Nola et al., 2018). سیستم های مدیریت پسماند نیاز به ابزارهای تحلیل مناسب و رویکردهای سیستمی جهت در نظر گرفتن تعاملات بین متغیرهای اصلی درگیر و تکامل آنها در طول زمان دارند که امکان آزمایش سیاست های مختلف مدیریت پسماند را فراهم کنند، در این شرایط می توان بر کاستی های برنامه ریزی استراتژیک سنتی در مورد کشورهای با درآمد کم و متوسط غلبه کرد. دستیابی به این اهداف با اولویت های مختلف را می توان از طریق طیف وسیعی از روش های یکپارچه به نام فناوری های تجزیه و تحلیل سیستمی به دست آورد (Popli et al., 2017). در میان روش های مختلف تجزیه و تحلیل سیستمی، روش مدل سازی پویایی سیستم^۴ (SD) کاربرد فراوانی در مدل سازی مدیریت پسماند دارد (Rafew and Rafizul, 2021). پویایی سیستم به معنی مفهوم سازی و تجزیه و تحلیل منطقی ساختار، فعل و انفعالات و نحوه رفتار سیستم های پیچیده و زیرسیستم ها است، به طوری که به کشف، ارزیابی و پیش بینی تأثیرات آنها به شیوه ای یکپارچه و جامع کمک می کند (Wolstenholme, 2005). با رویکردهای پویایی سیستم، می توان بخش های مختلف سیستم مدیریت پسماند را از طریق حلقه های بازخورد، تأخیرهای زمانی و فعل و انفعالات خطی و غیرخطی متغیرها در شرایط واقعی، مدل کرد، همچنین می توان با پیش بینی روندهای آینده، راه های مؤثر برای حل مشکلات را پیدا کرد (Pubule et al., 2015).

¹Environmental Damage Cost²Life Cycle Assessment (LCA)³Life cycle impact assessment (LCIA)⁴System Dynamics Modeling

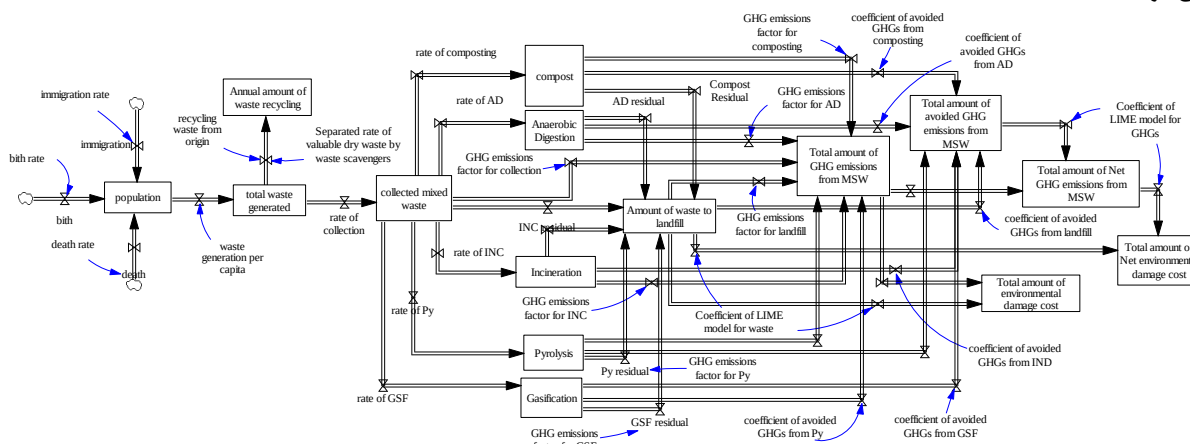
طبق دانش ما، ادبیات موجود فاقد مدل جامع مدیریت پسماند بر پایه پویایی سیستم و کاربرد همزمان ارزیابی تأثیر چرخه زندگی براساس نقطه پایانی در بررسی گزینه‌های مختلف مدیریت پسماند به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه است. برای رفع این شکاف، یک مدل جامع مدیریت پسماند برای ارزیابی چرخه زندگی براساس رویکرد نقطه پایانی و هزینه آسیب محیط‌زیستی با استفاده از نرم‌افزار Vensim PLE (Ventana Systems, USA, 2015) ایجاد شده است. مدل پیشنهادی همچنین انتشار اجتناب‌شده محصولات ارزشمند را با استفاده از روش‌های مختلف مدیریت پسماند در نظر می‌گیرد. مدل توسعه‌یافته می‌تواند به‌عنوان مرجعی برای سایر مکان‌هایی که با مشکل مدیریت پسماند مواجه هستند، استفاده شود. نوآوری این تحقیق به‌دلیل توسعه یک مدل جامع جریان پسماند و کمی کردن هزینه آسیب محیط‌زیستی با در نظر گرفتن انتشار اجتناب‌شده برای تحلیل سناریوهای مختلف است. پسماندهای خانگی تمرکز مهم این مطالعه است. این مدل به گونه‌ای طراحی شده است که توسعه‌پذیر باشد و امکان ادغام متغیرهای پیچیده‌تر، از جمله عوامل اجتماعی-اقتصادی و محیطی مرتبط با سیاست را فراهم می‌نماید.

روش‌شناسی پژوهش

ایجاد مدل پویایی سیستم مدیریت پسماند: مدل مفهومی پویایی سیستم مدیریت پسماند در شکل ۱ نشان داده شده است. فلش‌ها جریان اطلاعات بین زیرسیستم‌ها را نشان می‌دهد. زیرسیستم‌های جریان پسماند با استفاده از مدل نمودار پویایی سیستم به تصویر کشیده شده‌اند (Sterman, 2002)، که در آن یک جعبه مستطیل شکل متغیر حالت را مشخص می‌کند، فلش ورودی، جریان ورودی به متغیر حالت و فلش خروجی، جریان خروجی از متغیر حالت را نشان می‌دهد. ابرها در ابتدا و انتهای جریان ورودی و خروجی به ترتیب منابع و چاه را نشان می‌دهد، همچنین هر فلش یک رابطه علمی را نشان می‌دهد. مدل ارائه‌شده شامل چهار زیر مدل است که اجزاء اصلی مدل را تشکیل می‌دهند: (۱) زیر مدل جمعیت و تولید پسماند؛ (۲) بازیافت؛ (۳) جمع‌آوری و (۴) مدیریت و دفع پسماند. مدل به‌گونه‌ای ساخته شده است که خروجی زیر مدل قبلی در یک جهت اصلی محاسبه و به ورودی زیر مدل بعدی تبدیل می‌شود. جزئیات کامل روابط مدل و ضرایب متغیرها در رساله دکتری قابل دسترس است (Shahbazi et al., 2023).

در زیر مدل جمعیت و تولید پسماند، کل پسماند تولید شده تحت تأثیر تعداد افراد جمعیت و سرانه تولید پسماند به‌ازای هر فرد قرار دارد. تعداد جمعیت از طریق تولد و مهاجرت افزایش پیدا می‌کند و از طریق مهاجرت به بیرون و مرگ‌ومیر کاهش پیدا می‌کند. با ضرب تعداد افراد جمعیت در سرانه پسماند به‌ازای هر فرد، کل پسماند تولیدی مشخص می‌شود، پسماند تولید شده در هفت طبقه شامل مواد آلی، کاغذ، فلزات، پلاستیک، پارچه، چوب و سایر پسماندها تفکیک شده و با گذشت زمان میزان پسماند و ترکیبات پسماند در حال تغییر است. در شکل ۱ در زیر مدل بازیافت، متغیر «بازیافت پسماند از مبدأ» میزان پسماندهای خشک تفکیک‌شده در مبدأ را در هر زمان نشان می‌دهد و بر «نرخ تفکیک پسماند خشک ارزشمند توسط دوره‌گردها» تأثیر می‌گذارد. با افزایش مقدار پسماندهای تفکیک‌شده در مبدأ، میزان پسماند جمع‌آوری شده توسط دوره‌گردها کاهش می‌یابد. علاوه بر این، انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای از طریق انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از بازیافت و گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده در نتیجه بازیابی کاغذ، پلاستیک و فلزات و کاهش حمل‌ونقل پسماند مشخص می‌شود. در زیر مدل جمع‌آوری، مقدار پسماند جمع‌آوری شده در هر زمان با حذف پسماند بازیافتی از مبدأ و پسماند بازیافتی توسط دوره‌گردها از کل پسماندهای تولید شده به‌دست آمد. تعداد کامیون‌های مورد نیاز برای جمع‌آوری پسماند مخلوط از طریق مقدار پسماند و ظرفیت متوسط هر کامیون به‌دست آمده است. با توجه به ضریب انتشار CO_2 و N_2O از جمع‌آوری به‌ازای هر تن پسماند، میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای از طریق جمع‌آوری و حمل‌ونقل پسماند تعیین شد. در زیر مدل مدیریت و دفع پسماند، سرنوشت نهایی پسماند از طریق فرآیندهای کمپوست، هضم بی‌هوازی، سوزاندن، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز و دفن بهداشتی و مدیریت نشده تعیین می‌شود، پسماندها ممکن است به‌طور مستقیم به محل دفن منتقل شود یا با توجه به نوع پسماند، وارد فرآیندهای مختلف شوند. برای هر کدام از فرآیندها یک زیر مدل وجود دارد که در زیر مدل مربوطه، ظرفیت ورود پسماند، میزان محصولات تولید شده، انتشار گازهای گلخانه‌ای و گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده مشخص شده است. مقدار خالص انتشار گازهای گلخانه‌ای در هر زیر مدل از تفاوت بین انتشار گازهای گلخانه‌ای (انتشار مستقیم و مواد

ورودی مصرفی در هر فرآیند) و گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده (تولید محصولات مختلف و صرفه‌جویی از مواد ورودی) محاسبه می‌شود.



شکل ۱- مدل مفهومی پویایی سیستم جریان پسماند برای فرآیندهای مختلف

محاسبه گازهای گلخانه‌ای در جریان پسماند: انتشار مستقیم گازهای گلخانه‌ای با استفاده از ضرایب مربوطه در فرآیندهای جمع‌آوری (Amjad, 2021)، بازیافت (Tseng et al., 2019)، کمپوست (Yang et al., 2022)، هضم بی‌هوازی (Tseng et al., 2019)، سوزاندن (Hosseinalizadeh et al., 2022)، پیرولیز و تبدیل پسماند به گاز (van der Hulst et al., 2022) و دفن پسماند (Dianati et al., 2021) به ترتیب از طریق روابط ۱ تا ۸ محاسبه شده است. تمام پارامترهای روابط در جدول فهرست اندیس‌ها معرفی شده است (پیوست ۱).

$$GHG_{DEM}^{COL} = (FU_{RG}^{COL} \times EF_{CO_2}^{COL}) + (FU_{RG}^{COL} \times EF_{CH_4}^{COL} \times GWP_{CH_4}) \quad \text{رابطه ۱}$$

$$GHG_{DEM}^{RC} = V_{M,P,PL}^{RC} \times EF_{CO_2}^{RC} \quad \text{رابطه ۲}$$

$$GHG_{DEM}^{GSF} = (V_{P,PL,NVD}^{GSF} \times EF_{CH_4}^{GSF} \times GWP_{CH_4}) + (V_{P,PL,NVD}^{GSF} \times EF_{CO_2}^{GSF}) \quad \text{رابطه ۳}$$

$$GHG_{DEM}^{AD} = (V_{OW}^{AD} \times EF_{CH_4}^{AD} \times GWP_{CH_4}) \quad \text{رابطه ۴}$$

$$GHG_{DEM}^{INC} = (MW \times V_{P,PL,NVD}^{INC} \times CCW \times FCF \times CE) + (V_{P,PL,NVD}^{INC} \times EF_{N_2O}^{INC} \times GWP_{N_2O}) \quad \text{رابطه ۵}$$

$$GHG_{DEM}^{LF,LEF} = (V_{OW}^{LF,LEF} \times EEF_{CH_4,OW}^{LF,LEF} + V_D^{LF,LEF} \times EEF_{CH_4,D}^{LF,LEF}) \times GWP_{CH_4} \quad \text{رابطه ۶}$$

$$GHG_{DEM}^{Py} = (V_{P,PL,NVD}^{Py} \times EF_{CH_4}^{Py} \times GWP_{CH_4}) + (V_{P,PL,NVD}^{Py} \times EF_{CO_2}^{Py}) \quad \text{رابطه ۷}$$

$$GHG_{DEM}^{GSF} = (V_{P,PL,NVD}^{GSF} \times EF_{CH_4}^{GSF} \times GWP_{CH_4}) + (V_{P,PL,NVD}^{GSF} \times EF_{CO_2}^{GSF}) \quad \text{رابطه ۸}$$

براساس میزان پسماند بازیافتی، کود کمپوست و الکتریسیته تولید شده، گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده براساس ضرایب مربوطه در فرآیندهای بازیافت (Xiao et al., 2022)، کمپوست (Rashid and Shahzad, 2021)، هضم بی‌هوازی (Fertilizers Europe, 2006)، سوزاندن (Hosseinalizadeh et al., 2021)، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز (Xayachak et al., 2023) و دفن (Hosseinalizadeh et al., 2021) با استفاده از روابط ۹ تا ۱۵ محاسبه شده است.

$$GHG_{AV}^{RC} = (V_M^{RC} \times CF_{CO_2}^M) + (V_P^{RC} \times CF_{CO_2}^P) + (V_{PL}^{RC} \times CF_{CO_2}^{PL}) \quad \text{رابطه ۹}$$

$$GHG_{AV}^{COM} = (N_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{UR}) + (Ph_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{DAP}) + (K_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{SOP}) + (C_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{HU}) \quad \text{رابطه ۱۰}$$

$$GHG_{AV}^{AD} = (N_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{UR}) + (Ph_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{DAP}) + (K_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{SOP}) + (C_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{HU}) + (EL_{PR}^{AD} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۱}$$

$$GHG_{AV}^{INC} = (EL_{PR}^{INC} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۲}$$

$$GHG_{AV}^{LFE} = (EL_{PR}^{LFE} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۳}$$

$$GHG_{AV}^{Py} = (EL_{PR}^{Py} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۴}$$

$$GHG_{AV}^{GSF} = (EL_{PR}^{Py} \times CF_{CO_2}^{GSF}) \quad \text{رابطه ۱۵}$$

انتشار غیرمستقیم گازهای گلخانه‌ای به‌واسطه مصرف مواد اولیه و گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده به‌واسطه انحراف پسماند از دفن، با توجه به ضرایب مصرف سوخت و برق در فرایندهای بازیافت (Haupt et al., 2018)، کمپوست (Cadena et al., 2009)، هضم بی‌هوازی (Opatokun et al., 2017)، سوزاندن (Damgaard et al., 2010)، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز (Xayachak et al., 2023)، و دفن پسماند (Hong et al., 2010) و همچنین ضریب انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از مصرف برق (PRI, 2008)، بنزین (McDougall et al., 2008) و گازوئیل (Haight, 2004) تعیین شد. با توجه به مصرف انرژی و سوخت‌های مختلف در روش‌های مختلف، میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای ناشی از مصرف مواد ورودی با استفاده از روابط ۱۶ تا ۲۲ محاسبه شد.

$$GHG_{IEM}^{RC} = EL_{RQ}^{RC} \times CF_{CO_2}^{EL} \quad \text{رابطه ۱۶}$$

$$GHG_{IEM}^{COM} = (FU_{RQ}^{COM} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{RQ}^{COM} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{RQ}^{COM} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۷}$$

$$GHG_{IEM}^{AD} = (EL_{RQ}^{AD} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۸}$$

$$GHG_{IEM}^{INC} = (EL_{RQ}^{INC} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۱۹}$$

$$GHG_{IEM}^{LF,LFE} = (FU_{RQ}^{LF,LFE} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{RQ}^{LF,LFE} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{RQ}^{LF,LFE} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۰}$$

$$GHG_{IEM}^{Py} = (FU_{RQ}^{Py} \times CF_{CO_2}^{Py}) + (FU_{RQ}^{Py} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{RQ}^{Py} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۱}$$

$$GHG_{IEM}^{GSF} = (FU_{RQ}^{GSF} \times CF_{CO_2}^{GSF}) + (FU_{RQ}^{GSF} \times CF_{CH_4}^{GSF} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{RQ}^{Py} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۲}$$

گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده به‌دلیل انحراف پسماند از محل‌های دفن و عدم استفاده از مواد خام در مقایسه با سناریوی پایه از طرق روابط ۲۳ تا ۲۸ محاسبه شد.

$$GHG_{IAV}^{RC} = (FU_{SV}^{RC} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{RC} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{RC} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۳}$$

$$GHG_{IAV}^{COM} = (FU_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{COM} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{COM} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۴}$$

$$GHG_{IAV}^{AD} = (FU_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{AD} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{AD} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۵}$$

$$GHG_{IAV}^{INC} = (FU_{SV}^{INC} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{INC} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{INC} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۶}$$

$$GHG_{IAV}^{Py} = (FU_{SV}^{Py} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{Py} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{Py} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۷}$$

$$GHG_{IAV}^{GSF} = (FU_{SV}^{GSF} \times CF_{CO_2}^{FU}) + (FU_{SV}^{GSF} \times CF_{CH_4}^{FU} \times GWP_{CH_4}) + (EL_{SV}^{GSF} \times CF_{CO_2}^{EL}) \quad \text{رابطه ۲۸}$$

در نهایت، مقدار خالص گازهای گلخانه‌ای براساس رابطه ۲۹ از تفاوت بین انتشار گازهای گلخانه‌ای (انتشار مستقیم و مواد ورودی مصرفی در هر فرآیند) و گازهای گلخانه‌ای اجتناب‌شده (تولید محصولات مختلف و صرفه‌جویی از مواد ورودی) محاسبه شد (Shahbazi et al., 2023).

$$net\ GHG^{Tech} = (GHG_{DEM}^{Tech} + GHG_{IEM}^{Tech}) - (GHG_{AV}^{Tech} + GHG_{IAV}^{Tech}) \quad \text{رابطه ۲۹}$$

گام دوم محاسبه هزینه آسیب محیط‌زیستی برای مدیریت پسماند: پس از به‌دست‌آوردن فهرست انتشار آلاینده‌ها از روش‌های مختلف مدیریت پسماند در مدل پویایی سیستم، هزینه آسیب محیط‌زیستی با استفاده از مدل LIME3 از طریق رابطه ۳۰ محاسبه گردید (Liu et al., 2021). فهرست ضریب LIME در سال ۲۰۱۶ برای کل جهان منتشر شده است که در آن می‌توان IF مربوط به هر کشور را یافت؛ بنابراین، مدل توسعه‌یافته در این مطالعه برای هر کشوری که از روش‌های معمول برای مدیریت پسماند استفاده می‌کند، کاربردی است (<https://lca-forum.org/english/lime>).

$$EDC_i^j = EM_i^j * IF_i \quad \text{رابطه ۳۰}$$

EDC_i^j = هزینه آسیب محیط‌زیستی انتشار i از روش مدیریت j

EM_i^j = انتشار i در روش مدیریت j

IF_i = فاکتور یکپارچه سازی^۵ فهرست است که در LIME3 آورده شده است.

گام سوم کمی سازی و پیاده سازی مدل و تنظیمات سناریوها: مدل توسعه داده شده برای سیستم مدیریت پسماند در نسخه آموزشی نرم افزار ونسیم (Ventana Systems USA, 2015) ایجاد شد. استان البرز با توجه به برنامه های مدیریت پایدار پسماند به عنوان مطالعه موردی انتخاب شد و از داده های این استان برای اجرای مدل استفاده شد. دوره مورد مطالعه از ۲۰۲۰ تا ۲۰۵۰ بود، زیرا سال ۲۰۵۰ سال کلیدی برای صفرشدن انتشار جهانی است. مدل پیش فرض، مدل تهیه شده سناریو BAU یا حالت پایه را نشان می دهد که شرایط فعلی پسماند در منطقه مورد مطالعه را نشان می دهد. همچنین برای تست مدل و مقایسه نتایج آن با سناریوی پایه، چندین سناریوی دیگر نیز اجرا شد. شش سناریو برای شبیه سازی نتیجه برنامه های مورد نظر سازمان براساس این اهداف تعیین شد (جدول ۱).

جدول ۱- شرح طراحی سناریوها

سناریوها	فرآیند	مفروضات
پایه	محل دفن مدیریت نشده	ادامه وضعیت فعلی که تنها ۱۰ درصد پسماندهای خشک با ارزش در مبدأ تفکیک شده و مابقی در محل دفن مدیریت نشده دفع می شود.
اول	کمپوست	کمپوست کردن کلیه پسماندهای آلی از سال ۲۰۲۵ برای مدیریت پسماندهای آلی
دوم	هاضم بی هوازی	هضم بی هوازی کلیه پسماندهای آلی از سال ۲۰۲۵ برای مدیریت پسماندهای آلی
سوم	سوزاندن	استفاده از پسماندسوز برای مدیریت پسماندهای خشک از سال ۲۰۲۵
چهارم	پیرولیز	استفاده از پیرولیز برای مدیریت پسماندهای خشک از سال ۲۰۲۵
پنجم	تبدیل پسماند به گاز	تبدیل پسماند به گاز برای مدیریت پسماندهای خشک از سال ۲۰۲۵
ششم	محل دفن بهداشتی	تغییر از محل دفن مدیریت نشده در سناریوی پایه به محل دفن بهداشتی برای استحصال انرژی.

گام چهارم آزمون اعتبارسنجی مدل: اعتبارسنجی مدل با داده های تاریخی با استفاده از میانگین خطای مطلق^۶ (MAE)، میانگین مربعات خطا^۷ (MSE) و میانگین درصد خطای مطلق^۸ (MAPE) براساس روابط ۳۱ تا ۳۳ انجام شد (Quadrat-Ullah and Seong, 2010). اعتبارسنجی با مقایسه خطای نسبی بین مقدار واقعی و تخمینی انجام می شود (Wang and You, 2021). با توجه به داده های موجود، متغیرهای جمعیت و کل پسماند تولید شده برای آزمون اعتبارسنجی در دوره زمانی ۲۰۱۱ تا ۲۰۲۰ استفاده شده است. در معادلات زیر At مشاهدات واقعی است، Ft مقدار تخمینی است، و n تعداد داده ها است.

$$MAE = \sum_{i=1}^n |A_t - E_t| / n \quad \text{رابطه ۳۱}$$

$$MSE = \sum_{i=1}^n (A_t - E_t)^2 / n \quad \text{رابطه ۳۲}$$

$$MAPE = \left(\sum_{i=1}^n \left| \frac{A_t - E_t}{A_t} \right| / n \right) * 100 \quad \text{رابطه ۳۳}$$

یافته های پژوهش

اعتبارسنجی مدل: با توجه به داده های موجود، متغیرهای جمعیت و کل پسماند تولید شده برای آزمون اعتبارسنجی در دوره زمانی ۲۰۱۱ تا ۲۰۲۰ استفاده شده است. مقادیر MAE و MSE برای متغیر جمعیت به ترتیب ۷/۷ و ۶۶ و برای کل پسماندها به ترتیب ۰/۰۴ و ۰/۰۴ بود (جدول ۲). نتایج میانگین درصد خطای مطلق به چهار نوع طبقه بندی می شوند: کمتر از ۱۰ عالی، ۱۰ خوب، بین ۲۰ تا ۵۰ قابل قبول و بیشتر از ۵۰ غیر قابل قبول (Lewis, 1982). ارزش مقادیر میانگین درصد خطای مطلق برای جمعیت و کل پسماند به ترتیب ۲/۹٪ و ۷/۵٪ است که نشان دهنده ارزش پیش بینی عالی است (جدول ۲).

⁵Integration Factor

⁶Mean Absolute Error

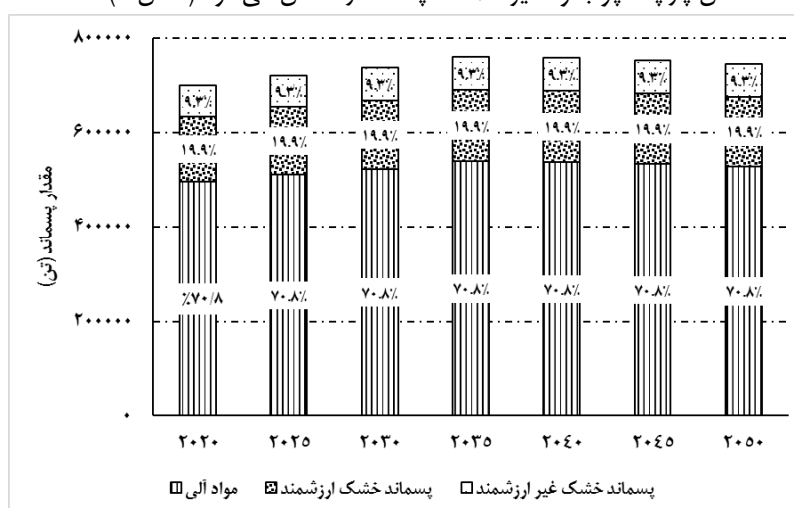
⁷Mean Squared Error

⁸Mean Absolute Percentage Error

جدول ۲- میزای خطای مدل

میانگین خطای مطلق	میانگین مربعات خطا	میانگین درصد خطای مطلق %
۷/۷	۶۶	۲/۹
۰/۰۴۶	۰/۰۰۴	۷/۵
جمعیت		
پسماند		

پتانسیل تولید و ترکیب پسماند در استان البرز: پیش بینی تولید پسماند در استان البرز طی دوره شبیه سازی از سال ۲۰۲۰ تا ۲۰۵۰ در شکل ۲ مشخص شده است. میزان تولید پسماند در سال ۲۰۲۰ حدود ۶۹۸۸۳۵ تن پیش بینی شده است و در سال ۲۰۵۰ به ۷۴۴۷۱۸ تن افزایش یافته است، که تفاوت ۴۵۸۸۳ تن در دوره شبیه سازی نشان دهنده ۷٪ افزایش در تولید پسماند در دوره شبیه سازی است. به عبارت دیگر میزان تولید روزانه پسماند از حدود ۱۹۰۰ تن در روز در سال ۲۰۲۰ به حدود ۲۰۴۰ تن در روز در سال ۲۰۵۰ خواهد رسید. نتایج پیش بینی ترکیب پسماند نشان داد که مواد آلی با ۷۰/۸٪ بیشترین بخش را تشکیل می دهد. بعد از مواد آلی، پلاستیک با ۱۲/۱٪ بیشترین ترکیب پسماند را تشکیل می دهد. چوب تنها با ۰/۳٪، کمترین جزء پسماند شهری را شامل شده است. به طور کلی پسماند خشک ارزشمند شامل پلاستیک، فلزات و کاغذ در حدود ۱۹/۹٪ پسماند را تشکیل می دهد و پسماند خشک غیر ارزشمند شامل پارچه، چوب و سایر، ۹/۳٪ پسماند را شامل می شود (شکل ۲).



شکل ۲- میزان تولید و ترکیب پسماند در دوره شبیه سازی

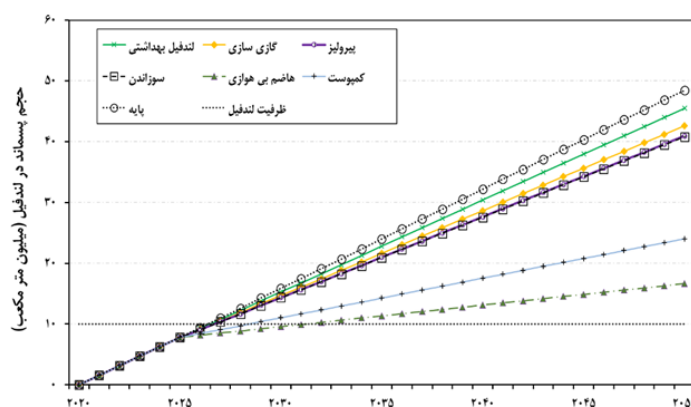
میزان دفن پسماند در سناریوهای مختلف: تغییرات میزان دفن پسماند در سناریوهای مختلف در جدول ۳ ارائه شده است. میزان دفن پسماند در سناریوی پایه در طول دوره های شبیه سازی ۵٪ افزایش یافته است و از ۰/۶۶ میلیون تن در سال ۲۰۲۰ به ۰/۶۹ میلیون تن در سال ۲۰۵۰ رسیده است. تفاوت در مقدار کل پسماند ارسالی به محل دفن در دوره شبیه سازی (از سال ۲۰۲۰ تا ۲۰۵۰) در سناریوهای کمپوست (سناریو اول) و هاضم بی هوازی (سناریو دوم) به ترتیب ۰/۳۸ و ۰/۵۱ میلیون تن است که نشان دهنده ۵۸ و ۷۷ درصد کاهش میزان دفن در سال ۲۰۵۰ نسبت به سال ۲۰۲۰ است. میزان دفن پسماند در سناریوهای کمپوست و هاضم بی هوازی در مقایسه با سناریوی پایه در سال ۲۰۵۰، به ترتیب ۰/۴۲ و ۰/۵۴ میلیون تن کاهش یافته است، که به ترتیب نشان دهنده کاهش ۶۰ و ۷۸ درصد در دفن پسماند است. بنابراین، با اجرای این دو سناریو از سال ۲۰۲۵، میزان پسماند ارسالی به محل دفن به میزان قابل توجهی کاهش می یابد. در حالی که، میزان دفن پسماند در سناریوهای سوم، چهارم و پنجم در سال ۲۰۵۰ در مقایسه با سناریو پایه به ترتیب ۱۹، ۱۸ و ۱۴ درصد کاهش یافته است. علاوه بر این، میزان تجمعی دفن پسماند در طول دوره شبیه سازی برای سناریو پایه و دفن بهداشتی در حدود ۲۲ میلیون تن خواهد بود، در حالی که در سناریوهای کمپوست و هاضم بی هوازی به ترتیب با ۵۱ و ۶۵ درصد کاهش نسبت به سناریو پایه، میزان دفن پسماند به ترتیب به ۱۱ و ۷ میلیون تن خواهد رسید.

براساس مطالعات انجام شده در مرکز دفن حلقه دره (College of Agriculture & Natural Resources of University of Tehran, 2019)، ظرفیت باقی مانده این مرکز ۱۰ میلیون مترمکعب برآورد شده است. ظرفیت مورد نیاز براساس پسماند قابل

دفن در طول دوره شبیه سازی برای سناریوهای پایه، کمپوست، هاضم بی هوازی، سوزاندن، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز و محل دفن بهداشتی به ترتیب ۴۸، ۲۴، ۱۷، ۴۱، ۴۱، ۴۳ و ۴۵ میلیون مترمکعب خواهد بود، بنابراین حجم پسماند در همه سناریوها بیشتر از ظرفیت باقیمانده محل دفن است. با این تفاوت که ظرفیت محل دفن در سناریوی پایه، سوزاندن، پیرولیز، تبدیل پسماند به گاز و محل دفن بهداشتی در سال ۲۰۲۷ تکمیل خواهد شد. درحالی که برای سناریوهای کمپوست و هاضم بی هوازی به ترتیب در سال ۲۰۲۹ و ۲۰۳۲ تکمیل خواهد شد (شکل ۳).

جدول ۳- تغییرات میزان دفن پسماند در سناریوهای مختلف (میلیون تن)

سناریوها	۲۰۲۰	۲۰۵۰	تغییرات نسبت به سال پایه	تغییر نسبت به سناریو پایه	میزان تجمعی	تغییر نسبت به سناریو پایه
دفن بهداشتی	۰/۶۶	۰/۶۹	۰/۰۴ (۵٪)	---	۲۲	---
گازی سازی	۰/۶۶	۰/۵۹	۰/۰۶ (-۱۰٪)	۰/۱ (-۱۴٪)	۱۹	۲/۶۲ (-۱۲٪)
پیرولیز	۰/۶۶	۰/۵۷	۰/۰۹ (-۱۴٪)	۰/۱۳ (-۱۸٪)	۱۸	۳/۳۷ (-۱۶٪)
سوزاندن	۰/۶۶	۰/۵۶	۰/۰۹ (-۱۴٪)	۰/۱۳ (-۱۹٪)	۱۸	۳/۴۳ (-۱۶٪)
هاضم بی-هوازی	۰/۶۶	۰/۱۵	۰/۵۱ (-۷۷٪)	۰/۵۴ (-۷۸٪)	۷	۱۴/۲۵ (-۶۶٪)
کمپوست	۰/۶۶	۰/۲۸	۰/۳۸ (-۵۸٪)	۰/۴۲ (-۶۰٪)	۱۱	۱۰/۹۵ (-۵۱٪)
پایه	۰/۶۶	۰/۶۹	۰/۰۴ (۵٪)	---	۲۲	---



شکل ۳- حجم پسماند تجمعی دفن شده در هر سناریو در مقایسه با ظرفیت باقیمانده محل دفن

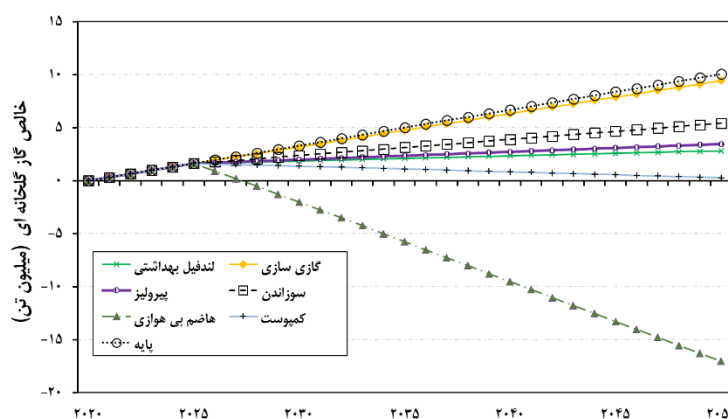
میزان خالص گازهای گلخانه‌ای در سناریوهای مختلف: انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای با اجرای سناریوهای هاضم بی هوازی و کمپوست از ۰/۳۲ میلیون تن در سال ۲۰۲۰ به ترتیب با ۳۳۴٪ و ۱۱۸٪ کاهش به ۰/۷۴- و ۰/۰۶- در سال ۲۰۵۰ رسیده است (جدول ۴). میزان خالص انتشار گازهای گلخانه‌ای در سناریوهای پایه و تبدیل پسماند به گاز در دوره شبیه سازی تغییر چندانی ندارد و در کل دوره روند یکسانی را نشان می‌دهد، به طوری که با ۴٪ تغییر در سناریوهای پایه و تبدیل پسماند به گاز از حدود ۰/۳۲ میلیون تن در سال ۲۰۲۰ به ترتیب به ۰/۳۳ میلیون تن و ۰/۳۱ میلیون تن در سال ۲۰۵۰ رسیده است. با اجرای سناریوهای سوزاندن، پیرولیز و دفن بهداشتی میزان انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای به ترتیب با ۵۳، ۷۷ و ۸۶ درصد کاهش از ۰/۳۲ میلیون تن در سال ۲۰۲۰ به ۰/۱۵، ۰/۰۷ و ۰/۰۴ میلیون تن در سال ۲۰۵۰ رسیده است (جدول ۴).

مقدار تجمعی خالص گازهای گلخانه‌ای در سناریو پایه و تبدیل پسماند به گاز از سال ۲۰۲۰ تا ۲۰۵۰ دارای روند افزایشی است و به ترتیب به ۱۰ و ۹ میلیون تن خواهد رسید. برای سناریوهای سوزاندن، پیرولیز و دفن بهداشتی روند افزایشی با شیب کمتر ادامه می‌یابد و مقدار تجمعی خالص گازهای گلخانه‌ای در دوره شبیه سازی به ترتیب به ۵/۴، ۳/۵ و ۲/۸ میلیون تن رسیده است (شکل ۴). در حالی که برای سناریوی کمپوست و هاضم بی هوازی روند کاهشی تا پایان دوره مدل سازی مشاهده می‌شود و مقدار تجمعی

خالص گازهای گلخانه‌ای به ترتیب با ۹۷ و ۲۶۹ درصد کاهش به ۰/۳ و ۱۷- میلیون تن رسیده است. به طور خاص، مقدار تجمعی خالص گازهای گلخانه‌ای تحت سناریوی هاضم بی‌هوازی از سال ۲۰۲۸ منفی شده که نشان می‌دهد بخش پسماند به یک مخزن گازهای گلخانه‌ای تبدیل شده است (شکل ۴).

جدول ۴- تغییرات خالص گازهای گلخانه‌ای در سناریوهای مختلف (میلیون تن)

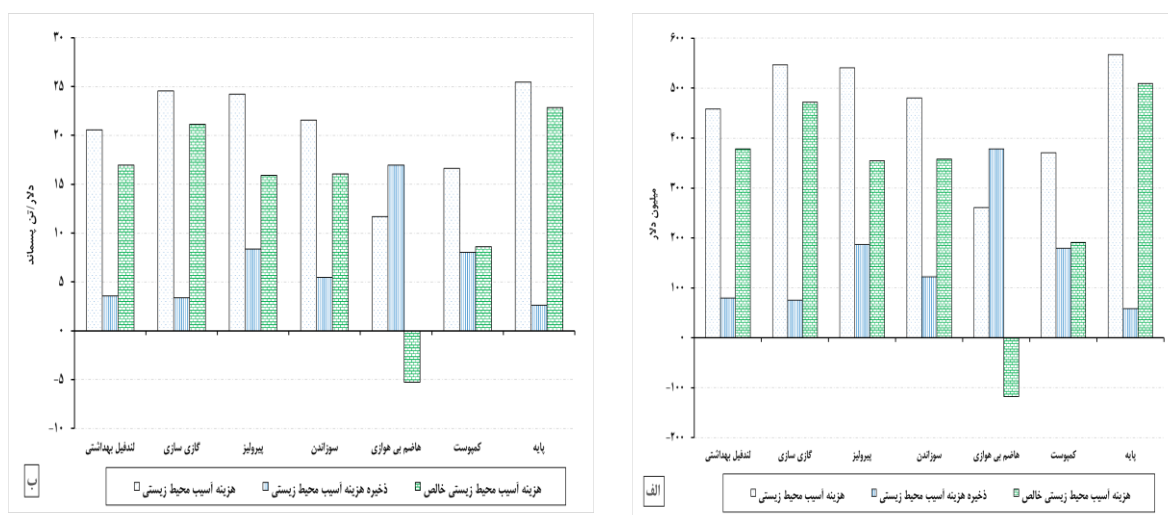
سناریوها	۲۰۲۰	۲۰۵۰	تغییرات نسبت به سال پایه	تغییر نسبت به سناریو پایه	مقدار تجمعی	تغییر نسبت به سناریو پایه
دفن بهداشتی	۰/۳۲	۰/۰۴	۰/۲۷ (-٪۸۶)	۰/۲۹ (-٪۸۷)	۲/۸	۷/۲ (-٪۷۲)
تبدیل پسماند به گاز	۰/۳۲	۰/۳۱	۰/۰۱ (-٪۴)	۰/۰۱ (-٪۷)	۹/۴	۰/۶ (-٪۶)
پیرولیز	۰/۳۲	۰/۰۷	۰/۲۵ (-٪۷۷)	۰/۲۶ (-٪۷۸)	۳/۵	۶/۶ (-٪۶۰)
سوزاندن	۰/۳۲	۰/۱۵	۰/۱۷ (-٪۵۳)	۰/۱۸ (-٪۵۴)	۵/۴	۴/۶ (-٪۴۶)
هاضم بی‌هوازی	۰/۳۲	-۰/۷۴	۱/۰۶ (-٪۳۳۴)	۱/۰۸ (-٪۳۳۵)	-۱۷	۲۷ (-٪۲۶۹)
کمپوست	۰/۳۲	-۰/۰۶	۰/۳۸ (-٪۱۱۸)	۰/۳۹ (-٪۱۱۷)	۰/۳	۹/۸ (-٪۹۷)
پایه	۰/۳۲	۰/۳۳	۰/۰۱ (٪۴)	--	۱۰	--



شکل ۴- میزان تجمعی خالص گازهای گلخانه‌ای در سناریوهای مختلف

هزینه آسیب محیط‌زیستی در سناریوهای مختلف: در این مطالعه با در نظر گرفتن انتشار و اجتناب از گازهای گلخانه‌ای ناشی از مواد ورودی و تولید محصولات در سناریوهای مختلف، هزینه آسیب محیط‌زیستی خالص تعیین شد که در شکل ۵ نشان داده شده است. سناریوی پایه با ۵۶۷ میلیون دلار در دوره شبیه‌سازی بیشترین هزینه آسیب محیط‌زیستی را داشت و تنها با ۵۸ میلیون دلار صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی در این سناریو ۵۰۹ میلیون دلار بود. هزینه آسیب محیط‌زیستی در دوره شبیه‌سازی در سناریوی پیرولیز و تبدیل پسماند به گاز به ترتیب با ۵۴۱ و ۵۴۷ میلیون دلار تقریباً مشابه یکدیگر است، با این تفاوت که هزینه اجتناب‌شده در این دو روش به ترتیب ۱۸۶ و ۷۵ میلیون دلار است، به طوری که هزینه آسیب محیط‌زیستی سناریوی پیرولیز و تبدیل پسماند به گاز به ترتیب ۱۸۶ و ۴۸۲ میلیون دلار شده است که نسبت به سناریوی پایه به ترتیب ۳۰٪ و ۷٪ کاهش یافته است. هزینه آسیب محیط‌زیستی در سناریوهای سوزاندن و دفن بهداشتی نیز به ترتیب با ۴۸۱ و ۴۵۸ میلیون دلار تقریباً مشابه یکدیگر است با این تفاوت که صرفه‌جویی آسیب محیط‌زیستی در سوزاندن، ۱۲۲ میلیون دلار و در دفن بهداشتی ۸۰ میلیون دلار است، بنابراین هزینه آسیب محیط‌زیستی در این دو سناریو به ترتیب ۳۵۸ و ۳۷۸ میلیون دلار شده است. با مدیریت مواد آلی در دو سناریوی هاضم بی‌هوازی و کمپوست، کمترین میزان هزینه آسیب محیط‌زیستی و هزینه آسیب محیط‌زیستی خالص در این دو سناریو مشاهده گردید. در سناریوی کمپوست، هزینه آسیب محیط‌زیستی در دوره شبیه‌سازی در حدود ۳۷۰ میلیون دلار است، با در نظر گرفتن صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی که ۱۷۹ میلیون دلار بود، هزینه آسیب محیط‌زیستی خالص برای کل دوره شبیه‌سازی ۱۹۱ میلیون دلار شده است. در سناریوی هاضم بی‌هوازی از یک طرف هزینه آسیب محیط‌زیستی به شیب کمتری افزایش یافت و در پایان دوره شبیه‌سازی به ۲۶۱ میلیون دلار رسیده است. از سوی دیگر،

میزان صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی ناشی از بهره‌برداری از انرژی الکتریکی و تولید کود ۳۷۸ میلیون دلار شده است، بنابراین هزینه آسیب محیط‌زیستی خالص در دوره شبیه‌سازی ۱۱۸- میلیون دلار است (شکل ۵ الف). علاوه بر این، هزینه آسیب محیط‌زیستی به‌ازای هر تن پسماند در سناریوی پایه و تبدیل پسماند به گاز، ۲۵ دلار است که با در نظر گرفتن صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی به‌ترتیب ۲۳ و ۲۱ دلار در هر تن خواهد بود. درحالی‌که هزینه آسیب محیط‌زیستی در سناریوی هاضم بی‌هوازی ۱۲ دلار است که با در نظر گرفتن صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی به‌ازای هر تن پسماند در این سناریو ۵- دلار شده است. به‌طور کلی، سناریوی هاضم بی‌هوازی باعث صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی شده است (شکل ۵ ب).



شکل ۵- میزان هزینه آسیب محیط‌زیستی ب (الف) و بر حسب تن پسماند (ب) در سناریوهای مختلف

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که میزان پسماند تولید شده به‌طور پیوسته در حال افزایش است. میزان تولید پسماند از سال ۲۰۲۰ تا سال ۲۰۵۰ در حدود ۷٪ افزایش یافته است و تولید روزانه پسماند از ۱۹۰۰ تن در روز در سال ۲۰۲۰ به حدود ۲۰۴۰ تن در روز در سال ۲۰۵۰ رسیده است. نتایج مطالعه ما با نتایج Zanjani و همکاران (۲۰۱۲) در مدل‌سازی پویایی سیستم مدیریت پسماند تهران مطابقت داشت. آنها نیز به این نتیجه رسیدند که میزان تولید پسماند در حال افزایش است و با جمعیت و درآمد سرانه ارتباط تنگاتنگی دارد. نتایج پیش‌بینی ترکیب پسماند نشان داد مواد آلی با ۷۰/۸٪ بیشترین ترکیب پسماند را تشکیل می‌دهد. به‌طور معمول مواد آلی بیشترین میزان پسماند را در مناطق مختلف ایران شامل می‌شود (Kamarehie et al., 2020).

میزان دفن پسماند در سناریوی پایه و دفن بهداشتی در طول دوره‌های شبیه‌سازی ۵٪ افزایش یافته است. با انحراف پسماند از محل دفن در نتیجه اعمال سناریوهای مختلف از سال ۲۰۲۵، میزان دفن پسماند کاهش یافته است. بیشترین میزان کاهش دفن در رده اول، در سناریوی هاضم بی‌هوازی و کمپوست بود با این تفاوت که سناریوی هاضم بی‌هوازی کاهش بیشتری نسبت به سناریوی کمپوست داشته است. دلیل این موضوع میزان مواد باقیمانده کمتر در فرآیند هضم بی‌هوازی نسبت به فرآیند کمپوست است، لجن حاصل از فرآیند هاضم بی‌هوازی قابلیت تبدیل به کود را دارد، که در این مطالعه تبدیل ۷۰٪ لجن به کود در نظر گرفته شده است. در رده دوم، سناریوهای سوزاندن، پیرولیز و تبدیل پسماند به گاز قرار دارند، که کاهش کمتری در میزان پسماند در این سه سناریو مشاهده شده است. با توجه به ترکیب پسماند استان البرز که بیشتر از ۷۰٪ آن پسماند آلی است، می‌توان نتیجه گرفت روش‌هایی که برای مدیریت پسماندهای آلی مورد استفاده قرار می‌گیرند، منجر به انحراف بخش قابل توجهی از پسماند از محل دفن خواهند شد. Liikanen و همکاران (۲۰۱۸) نشان دادند که با توجه به نرخ بالای مواد آلی در ترکیب پسماند شهری، مدیریت پسماندهای آلی مهمترین نقش را در دستیابی به هدف کاهش میزان دفن پسماند در محل‌های دفن دارند. هر دو روش کمپوست-سازی و هضم بی‌هوازی به‌عنوان روش‌های بالقوه مدیریت مواد آلی پیشنهاد شده‌اند (Liikanen et al., 2018).

انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای در سناریوی پایه و تبدیل پسماند به گاز از ابتدای دوره شبیه‌سازی تا انتهای دوره روند ثابتی نشان می‌دهند و بیشترین انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای را دارند. در رده بعدی سناریوهای سوزاندن، دفن بهداشتی و پیرولیز قرار دارند، که با اعمال این سناریوها از سال ۲۰۲۵ میزان خالص انتشار گلخانه‌ای کاهش نسبی پیدا کرده است. سناریوی کمپوست و سناریوی هاضم بی‌هوازی در رده بعدی قرار دارند و بیشترین کاهش را در میزان انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای نشان دادند، به‌طوری‌که با اجرای سناریوی هاضم بی‌هوازی میزان تجمعی خالص گازهای گلخانه‌ای از سال ۲۰۲۸ منفی شده است (شکل ۴). این موضوع نشان‌دهنده این است که پسماندها به‌عنوان مخزن گازهای گلخانه‌ای عمل می‌کند. عوامل متعددی در کاهش انتشار خالص گازهای گلخانه‌ای در نتیجه مدیریت پسماندهای آلی از طریق هضم بی‌هوازی و کمپوست مؤثر هستند. اول، انحراف پسماندهای آلی از محل دفن به روش‌های تصفیه زیستی منجر به کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود. دوم، از جنبه تخفیف در انتشار گازهای گلخانه‌ای، استفاده از پسماند آلی به‌عنوان کود می‌تواند مقداری از تولید گاز محل دفن را در شرایط هوازی حذف کند و همچنین انتشار کربن ذاتی در فرآیند تولید کود را با بازیابی عناصر مغذی گیاه مانند نیتروژن و فسفر خنثی کند. سوم، استفاده از بیوگاز برای تولید برق در هضم بی‌هوازی منجر به کاهش مصرف سوخت فسیلی و در نتیجه خنثی‌سازی انتشار گازهای گلخانه‌ای می‌شود (Calabrò et al., 2015).

سناریوی پایه با ۵۶۷ میلیون دلار در دوره شبیه‌سازی بیشترین هزینه آسیب محیط‌زیستی را داشت و تنها با ۵۸ میلیون دلار صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی در این سناریو ۵۰۹ میلیون دلار بود. در حالی‌که سناریوی هاضم بی‌هوازی کمترین میزان آسیب محیط‌زیستی را نشان داد. در سناریوی هاضم بی‌هوازی از یک طرف هزینه آسیب محیط‌زیستی با شیب کمتری افزایش یافت و در پایان دوره شبیه‌سازی به ۲۶۱ میلیون دلار رسیده است. از سوی دیگر، میزان صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی ناشی از بهره‌برداری از انرژی الکتریکی و تولید کود ۳۷۸ میلیون دلار شده است، بنابراین هزینه آسیب محیط‌زیستی خالص در دوره شبیه‌سازی ۱۱۸- میلیون دلار است. به‌طور کلی هزینه آسیب محیط‌زیستی به‌ازای هر تن پسماند در سناریوی پایه ۲۵ دلار است که با در نظر گرفتن صرفه‌جویی در هزینه آسیب محیط‌زیستی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی ۲۳ دلار در هر تن شده است. در حالی‌که هزینه آسیب محیط‌زیستی هاضم بی‌هوازی ۱۲ دلار در هر تن است که با در نظر گرفتن صرفه‌جویی، هزینه خالص آسیب محیط‌زیستی به‌ازای هر تن پسماند ۵- دلار شده است (شکل ۵ ب).

نتایج مدل پویایی سیستم مدیریت پسماند ثابت می‌کند که مدیریت پسماندهای آلی که بخش اصلی پسماندهای شهری را شامل می‌شود، به‌طور قابل‌توجهی سیستم را از نظر شاخص‌های محیط‌زیستی بهبود می‌بخشد، به‌طوری‌که کمترین میزان پسماندهای دفن شده، انتشار گازهای گلخانه‌ای و هزینه آسیب محیط‌زیستی در دو سناریوی هاضم بی‌هوازی و کمپوست در نتیجه مدیریت پسماندهای آلی مشاهده گردید. علاوه بر این، رویکرد مدل‌سازی پویایی سیستم می‌تواند با ارائه یک نمای کلی از سیستم مدیریت پسماند و آزمایش سیاست‌ها و استراتژی‌های مختلف برای مدیریت پایدار پسماند قابل اجرا باشد. علاوه بر این، توسعه مدل با افزودن ابزارها، متغیرها و عناصر خط‌مشی جدید امکان‌پذیر است.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از شهرداری کرج برای حمایت مالی از این پژوهش کمال تشکر و قدردانی را دارند.

References

- Amjad, J., 2021. Effectiveness assessment of air pollution reduction plans in Karaj waste collection system based on life cycle perspective, College of Agriculture and Natural Resources, Faculty of Natural Resources, Department of Environment, University of Tehran.
- Cadena, E., Colón, J., Artola, A., Sánchez, A., Font, X., 2009. Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment 14(5), 401-410.
- Calabrò, P.S., Gori, M., Lubello, C., 2015. European trends in greenhouse gases emissions from integrated solid waste management. Environmental Technology 36(16), 2125-2137.

- College of Agriculture & Natural Resources of University of Tehran, 2019. Conducting studies and presenting an operational plan to standardize and improve waste processing and disposal processes and leachate management at the Halqe Dareh Processing and Disposal Center.
- Damgaard, A., Riber, C., Fruergaard, T., Hulgaard, T., Christensen, T.H., 2010. Life-cycle-assessment of the historical development of air pollution control and energy recovery in waste incineration. *Waste Management* 30(7), 1244-1250.
- Di Nola, M.F., Escapa, M., Ansah, J.P., 2018. Modelling solid waste management solutions: The case of Campania, Italy. *Waste Management* 78, 717-729.
- Dianati, K., Schäfer, L., Milner, J., Gómez-Sanabria, A., Gitau, H., Hale, J., Langmaack, H., Kieseewetter, G., Muindi, K., Mberu, B., Zimmermann, N., Michie, S., Wilkinson, P., Davies, M., 2021. A system dynamics-based scenario analysis of residential solid waste management in Kisumu, Kenya. *Science of The Total Environment* 777, 146200.
- Fertilizers Europe, 2006. Average Emissions Year 2014. Fertilizers Europe Environmental report (internal). Used for updated energy and GHG emission in Carbon Footprint Calculator.
- González Martínez, T., Bräutigam, K.-R., Seifert, H., 2012. The potential of a sustainable municipal waste management system for Santiago de Chile, including energy production from waste. *Energy, Sustainability and Society* 2(1), 24.
- Haight, M., 2004. Integrated solid waste management model. Technical Report. University of Waterloo, School of Planning, Waterloo, Canada.
- Haupt, M., Kagi, T., Hellweg, S., 2018. Life cycle inventories of waste management processes. *Data Brief* 19, 1441-1457.
- Hong, J., Li, X., Zhaojie, C., 2010. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste Management* 30(11), 2362-2369.
- Hosseinalizadeh, R., Izadbakhsh, H., Shakouri G, H., 2021. A planning model for using municipal solid waste management technologies- considering Energy, Economic, and Environmental Impacts in Tehran-Iran. *Sustainable Cities and Society* 65, 102566.
- Hosseinalizadeh, R., Shakouri G, H., Izadbakhsh, H., 2022. Planning for energy production from municipal solid waste: An optimal technology mix via a hybrid closed-loop system dynamics-optimization approach. *Expert Systems with Applications* 199, 116929.
- Kamarehie, B., Jafari, A., Ghaderpoori, M., Azimi, F., Faridan, M., Sharafi, K., Ahmadi, F., Karami, M.A., 2020. Qualitative and quantitative analysis of municipal solid waste in Iran for implementation of best waste management practice: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 27(30), 3.۳۷۰۲۶-۷۰۱۴
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F., 2018. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank Publications.
- Khandelwal, H., Dhar, H., Thalla, A.K., Kumar, S., 2019. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. *Journal of Cleaner Production* 209, 630-654.
- Krewitt, W., Heck, T., Trukenmüller, A., Friedrich, R., 1999. Environmental damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe. *Energy Policy* 27(3), 173-183.
- Lewis, C.D.J., 1982. Industrial and business forecasting methods: A practical guide to exponential smoothing and curve fitting.
- Liao, N., Bolyard, S.C., Lü, F., Yang, N., Zhang, H., Shao, L., He, P., 2022. Can waste management system be a Greenhouse Gas sink? Perspective from Shanghai, China. *Resources, Conservation and Recycling* 180, 106170.
- Liikanen, M., Havukainen, J., Viana, E., Hortalainen, M., 2018. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production* 196, 150-162.
- Liu, C., Dong, H., Cao, Y., Geng, Y., Li, H., Zhang, C., Xiao, S., 2021. Environmental damage cost assessment from municipal solid waste treatment based on LIME3 model. *Waste Management* 125, 249-256.
- McDougall, F.R., White, P.R., Franke, M., Hindle, P., 2008. Integrated solid waste management: a life cycle inventory. John Wiley & Sons.

- Minghua, Z., Xiumin, F., Rovetta, A., Qichang, H., Vicentini, F., Bingkai, L., Giusti, A., Yi, L., 2009. Municipal solid waste management in Pudong New Area, China. *Waste Management* 29(3), 1227-1233.
- Moeinaddini, M., Khorasani, N., Danehkar, A., Darvishsefat, A.A., zienalyan, M., 2010. Siting MSW landfill using weighted linear combination and analytical hierarchy process (AHP) methodology in GIS environment (case study: Karaj). *Waste Management* 30(5), 912-920.
- Opatokun, S.A., Lopez-Sabiron, A., Ferreira, G., Strezov, V., 2017. Life Cycle Analysis of Energy Production from Food Waste through Anaerobic Digestion, Pyrolysis and Integrated Energy System, Sustainability.
- Popli, K., Sudibya, G.L., Kim, S., 2017. A review of solid waste management using system dynamics modeling. *Journal of environmental science international* 26(10), 1185-1200.
- PRI, 2008. Compilation of pollution atlas of power plants in the country, Power Research Institute (In Persian).
- Pubule, J., Blumberga, A., Romagnoli, F., Blumberga, D., 2015. Finding an optimal solution for biowaste management in the Baltic States. *Journal of Cleaner Production* 88, 214-223.
- Qudrat-Ullah, H., Seong, B.S., 2010. How to do structural validity of a system dynamics type simulation model: The case of an energy policy model. *Energy Policy* 38(5), 2216-2224.
- Rafew, S.M., Rafizul, I.M., 2021. Application of system dynamics model for municipal solid waste management in Khulna city of Bangladesh. *Waste Management* 129, 1-19.
- Rashid, M.I., Shahzad, K., 2021. Food waste recycling for compost production and its economic and environmental assessment as circular economy indicators of solid waste management. *Journal of Cleaner Production* 317, 128467.
- Rodić, L., Wilson, D.C., 2017. Resolving Governance Issues to Achieve Priority Sustainable Development Goals Related to Solid Waste Management in Developing Countries, Sustainability.
- Sancheta, L.d.N., Chaves, G.d.L.D., Siman, R.R., 2021. The use of system dynamics on urban solid waste management: a literature analysis. *Gestão & Produção* 28.
- Shahbazi, A., Moeinaddini, M., Abdoli, M.A., Hosseinzadeh, M., Jaafarzadeh, N., Sinha, R., 2023. Environmental Damage of Different Waste Treatment Scenarios by Considering Avoided Emissions Based on System Dynamics Modeling, Sustainability.
- Song, J., Feng, R., Yue, C., Shao, Y., Han, J., Xing, J., Yang, W., 2022. Reinforced urban waste management for resource, energy and environmental benefits: China's regional potentials. *Resources, Conservation and Recycling* 178, 106083.
- Sterman, J., 2002. *System Dynamics: systems thinking and modeling for a complex world*.
- Tsai, F.M., Bui, T.-D., Tseng, M.-L., Lim, M.K., Hu, J., 2020. Municipal solid waste management in a circular economy: A data-driven bibliometric analysis. *Journal of Cleaner Production* 275, 124132.
- Tseng, C.-H., Hsu, Y.-C., Chen, Y.-C., 2019. System dynamics modeling of waste management, greenhouse gas emissions, and environmental costs from convenience stores. *Journal of Cleaner Production* 239, 118006.
- van der Hulst, M.K., Ottenbros, A.B., van der Drift, B., Ferjan, Š., van Harmelen, T., Schwarz, A.E., Worrell, E., van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Hauck, M., 2022. Greenhouse gas benefits from direct chemical recycling of mixed plastic waste. *Resources, Conservation and Recycling* 186, 106582.
- Wang, W.-j., You, X.-y., 2021. Benefits analysis of classification of municipal solid waste based on system dynamics. *Journal of Cleaner Production* 279, 123686.
- Wolstenholme, E., 2005. *The Potential of System Dynamics*. Leading Edge, Issue 10, NHS Confederation, London, UK.
- Xayachak, T., Haque, N., Lau, D., Parthasarathy, R., Pramanik, B.K., 2023. Assessing the environmental footprint of plastic pyrolysis and gasification: A life cycle inventory study. *Process Safety and Environmental Protection* 173, 592-603.
- Xiao, S., Dong, H., Geng, Y., Tian, X., 2022. Low carbon potential of urban symbiosis under different municipal solid waste sorting modes based on a system dynamic method. *Resources, Conservation and Recycling* 179, 106108.
- Yang, N., Li, F., Liu, Y., Dai, T., Wang, Q., Zhang, J., Dai, Z., Yu, B., 2022. Environmental and Economic Life-Cycle Assessments of Household Food Waste Management Systems: A Comparative Review of Methodology and Research Progress. *Sustainability* 14(13).

- Yang, Y., 2017. Beyond the conventional "life cycle" assessment. *Biofuel Research Journal* 4(3), 637-637.
- Zanjani, A.J., Saeedi, M., Vosoogh, A., 2012. The effect of the waste separation policy in municipal solid waste management using the system dynamic approach. *International Journal of Environmental Health Engineering* 1(1), 5.
- Zhang, C., Dong, H., Geng, Y., Song, X., Zhang, T., Zhuang, M., 2022. Carbon neutrality prediction of municipal solid waste treatment sector under the shared socioeconomic pathways. *Resources, Conservation and Recycling* 186, 106528.

پیوست ۱- فهرست اندیس های مورد استفاده در مدل

Tech	فناوری ها (LFE, LF, INC, GSF, RC, COM, AD, Py)	MW	نسبت وزن مولکولی CO ₂ /C
LFE	محل دفن با بازیابی گاز	CCW	نسبت کربن در پسماندهای خانگی
LF	محل دفن معمولی بدون بازیابی گاز	CE	بازدهی احتراق سوزاندن
INC	سوزاندن	X	انواع گازهای گلخانه ای (N ₂ O, CH ₄ , CO ₂)
GSF	تبدیل پسماند به گاز	N ^{Tech} _{sv}	نیترژن ذخیره شده در تکنولوژی های مختلف
RC	بازیافت	Ph ^{Tech} _{sv}	فسفر ذخیره شده در تکنولوژی های مختلف
COM	کمپوست	C ^{Tech} _{sv}	کربن
AD	هاضم بی هوازی	SV	صرفه جویی
Py	پیرولیز	GHG ^{Tech} _Y	انتشار گازهای گلخانه ای Y در فناوری
COL	جمع آوری	Net GHG ^{Tech}	انتشار خالص گازهای گلخانه ای
J	نوع پسماند (O, OW, TX, PL, P, M, W)	FUR ^{Tech} _Q	سوخت مورد نیاز توسط فناوری های مختلف
G	چوب	FU ^{Tech} _{sv}	صرفه جویی در سوخت ناشی از استفاده از فناوری های مختلف
M	فلز	V ^{Tech} _J	حجم پسماند نوع J استفاده شده در هر فناوری (Ton)
P	کاغذ	CF _{CO₂} ^Z	ضریب انتشار CO ₂ از Z
PL	پلاستیک	Z	(HU, SOP, DAP, UR, EL, FU)
D	پارچه	HU	هوموس
OW	پسماند قابل هضم (مواد آلی)	SOP	سولفات پتاسیم
O	انواع دیگر پسماند	K	پتاسیم
D	پسماند خشک ارزشمند	DAP	دی آمونیوم فسفات
NVD	پسماند خشک بی ارزش	UR	اوره
Y	انواع انتشار (IAV, AV, IEM, DEM)	EL	الکتریسیته
AV	گازهای گلخانه ای اجتناب شده در فناوری ها	FU	سوخت
DEM	انتشار مستقیم گازهای گلخانه ای از فناوری	EF ^{Tech} _X	ضریب تخمینی انتشار X در فناوری
IAV	گازهای گلخانه ای اجتناب شده ناشی از صرفه جویی مواد	V ^{Tech} _J	حجم پسماند نوع J مورد استفاده در فناوری
IEM	انتشار گازهای گلخانه ای از مواد ورودی	RG	انرژی مورد نیاز فناوری های مختلف
FCF	کسر کربن فسیلی در پسماند		