



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

بررسی عدم قطعیت مدل موازنه جرمی برای تخمین نرخ فرایندهای هوازی در محل دفن پسماندهای شهری

رضا رفیعی^{*}، مظاهر معین‌الدینی، نعمت‌اله خراسانی
گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

اطلاعات مقاله: چکیده

زمینه و هدف: هدف از انجام این مطالعه تحلیل حساسیت و عدم قطعیت یک مدل برای برآورد نرخ فرایندهای هوازی در محل دفن پسماندهای شهری است. روش بررسی: از روش مونت کارلو که یکی از روش‌های رایج برای برآورد عدم قطعیت در نتایج مدل‌ها است در این تحقیق استفاده شد. پس از به‌دست آوردن داده‌های مبنا از طریق آزمایش، و با در نظر گرفتن تابع توزیع احتمال یکنواخت داده‌های ورودی برای شبیه‌سازی مونت کارلو از یک بازه $\pm 15\%$ از داده‌های مبنا به‌طور تصادفی نمونه برداری شد. مدل ۱۰۰۰ مرتبه اجرا شد. در نهایت شاخص کل سوبول (Total Sobol Index) برای هر یک از ورودی‌ها محاسبه شد. عدم قطعیت خروجی‌های مدل با استفاده از میانگین و خطای استاندارد میانگین در نتایج مونت کارلو به‌دست آمد. یافته‌ها: نتایج نشان داد که میزان انتشار دی‌اکسید کربن بیشترین اثر را بر برآورد نرخ فرایند کمپوست در محل دفن دارد. تمام ورودی‌های مدل اثر تقریباً مشابهی در تغییرات نرخ فرایند اکسیداسیون متان داشتند. نرخ فرایند هضم بی‌هوازی بیشتر تحت تاثیر تغییرات در میزان انتشار متان بود. میانگین‌های محاسبه شده برای خروجی‌ها با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو بسیار نزدیک به عدد برآورد شده توسط داده‌های مبنا و در بازه $\pm 10\%$ بود. نتیجه‌گیری: نتایج تحلیل حساسیت نشان داد که واریانس در خروجی‌های مدل ناشی از عدم قطعیت در اندازه‌گیری متان و دی‌اکسید کربن منتشر شده از محل دفن است. بنابراین با افزایش تعداد نمونه می‌توان عدم قطعیت نتایج را به‌طور معنی‌داری کاهش داد.

تاریخ دریافت: ۹۶/۱۱/۳۰
تاریخ ویرایش: ۹۶/۰۲/۲۲
تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۲/۲۹
تاریخ انتشار: ۹۷/۰۳/۳۰

واژگان کلیدی: فرایندهای هوازی، محل دفن، مدل موازنه جرم، شبیه‌سازی مونت کارلو

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:
rrafiee@ut.ac.ir

مقدمه

فرایندهای مختلفی در تولید متان در لندفیل و نیز سرنوشت متان تولید شده در لندفیل تاثیر می‌گذارد. از مهمترین فرایندهای تاثیرگذار بر متان منتشر شده از لندفیل فرایندهای هوازی مانند اکسیداسیون متان قبل از انتشار آن به اتمسفر و کمپوست شدن بخشی از پسماندها قبل از قرار گرفتن خاک پوشش نهایی روی لندفیل است (۱، ۲). در مدل‌های مختلف برآورد انتشار گاز متان از لندفیل‌ها، پارامترهایی برای هر یک از این فرایندها در نظر گرفته شده است. به‌عنوان مثال مدل IPCC 2006 یکی از مدل‌های مهم برای برآورد انتشار متان از لندفیل است که در آن نقش فرایند تولید کمپوست و همچنین فرایند اکسیداسیون متان در نظر گرفته شده است. با این وجود برآورد دقیقی از میزان اکسیداسیون متان در لندفیل و همچنین میزان کمپوست شدن وجود ندارد. میزان اکسیداسیون متان بین ۱۰ تا ۳۵ درصد از کل متان جمع‌آوری نشده از محل دفن در نظر گرفته می‌شود. میزان کمپوست شدن پسماند نیز به‌عنوان تابعی از نوع محل دفن از صفر تا ۸۰ درصد متغیر است (۳).

تحقیقات اخیر بر روی مدل‌سازی گاز تولید شده در محل دفن و همچنین اندازه‌گیری‌های انتشار گاز از محل دفن و مقایسه با مقادیر واقعی گاز تولید شده و منتشر شده از محل‌های دفن شهری نشان داد که پارامترهای مدل‌های انتشار و تولید گاز محل دفن خطای بالایی در تخمین میزان گاز و انتشار گاز از محل دفن دارند (۴، ۵). در مطالعات مختلف بررسی دلایل خطای بالای مدل‌های برآورد انتشار گاز از محل دفن مورد بررسی قرار گرفته است (۴، ۶-۸). در تمام این مطالعات چارچوب کلی برای مدل‌سازی انتشار گاز از محل دفن بر این فرض استوار است که محیط محل دفن کاملاً بی‌هوازی است و تنها بخش بسیار اندکی از پسماند به‌صورت هوازی تجزیه می‌شود و بنابراین در تمام مطالعاتی که تاکنون برای بهینه‌سازی مدل‌های محل دفن انجام شده تنها به بهینه‌سازی پارامترهای موجود اکتفا شده است. با توجه به افزایش شدید دما در ماه‌های اولیه پس از دفن پسماند (۹) و نیز سایر مطالعات در خصوص اندازه‌گیری میزان

اکسیداسیون متان در محل‌های دفن (۱۰)، احتمالاً یکی از مهمترین منابع خطا در مدل‌سازی گازهای لندفیل عدم برآورد دقیق از میزان فرایندهای هوازی در محل‌های دفن فعال است. با توجه به نازک بودن خاک‌پوشش در محل دفن فعال، سه فرایند هضم بی‌هوازی، کمپوست و اکسیداسیون متان همزمان با هم در لایه بالایی محل دفن رخ می‌دهند. به این ترتیب برآورد دقیق نرخ هر یک از این فرایندها به آسانی امکان‌پذیر نیست. Rafiee و همکاران (۱۱) یک مدل براساس موازنه جرم توسعه داده که با استفاده از داده‌های قابل اندازه‌گیری در محل دفن قادر است میزان هر یک از این فرایندها را برآورد نماید. با این حال ارزیابی حساسیت و عدم قطعیت مدل مورد بررسی قرار نگرفته است. استفاده از هر مدل توسعه داده شده نیازمند برآورد دقیق از عدم قطعیت خروجی‌های مدل و نیز شناسایی اهمیت نقش پارامترهای ورودی مدل بر روی تغییرات در خروجی‌های آن مدل است. بنابراین هدف از انجام این مطالعه برآورد کمی عدم قطعیت خروجی‌های این مدل و آنالیز حساسیت این مدل نسبت به ورودی‌های آن است.

روش‌های مختلفی برای تحلیل حساسیت و نیز بررسی عدم قطعیت مدل‌ها توسعه داده شده است (۱۲). به‌طور کلی روش‌های تحلیل حساسیت را می‌توان به دو دسته روش‌های ناحیه‌ای و روش‌های کلی یا گلوبال (Global) تقسیم نمود (۱۳، ۱۴). معمولاً روش‌های گلوبال تصویر بهتری از تحلیل حساسیت و عدم قطعیت مدل‌ها به‌دست می‌دهند. پرکاربردترین روش‌های گلوبال را نیز می‌توان به سه گروه کلی روش‌های غربالگری مانند روش توسعه داده شده توسط موریس، روش‌های بر پایه رگرسیون خطی و روش‌های بر پایه واریانس تقسیم نمود. در روش‌های بر پایه رگرسیون خطی، با برآورد رگرسیون خطی معمول بین ورودی‌های مدل که به‌صورت تصادفی با استفاده از تابع توزیع آنها تولید شده است و نیز خروجی مدل به بررسی حساسیت خروجی‌ها به تغییرات ورودی‌های مدل می‌پردازد. روش‌های بر پایه واریانس به تجزیه واریانس خروجی‌ها می‌پردازند و براساس آن سهم هر یک از ورودی‌ها را در واریانس ایجاد شده در خروجی‌های مدل را مشخص

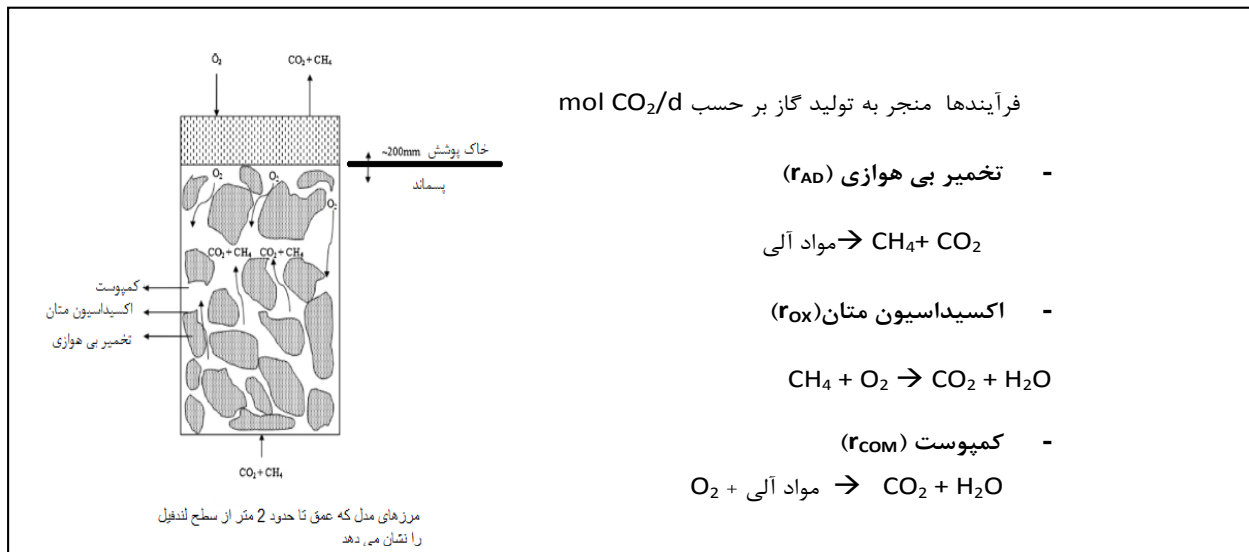
$$\delta^{13}\text{C-CO}_2 = ((R_{\text{sam}}/R_{\text{std}}) - 1) \times 1000 \quad (\text{‰}) \quad (1)$$

در این معادله، R_{sam} برابر با $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$ در نمونه مورد بررسی و R_{std} برابر با $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$ در استاندارد VPDB است. باکتری‌های تجزیه کننده پسماند (هوازی و بی هوازی) و نیز باکتری‌های متانوتروف رچان‌های متفاوتی در مصرف هر یک از این ایزوتوپ‌ها دارند (۲۱) و بنابراین دی اکسید کربن حاصل از هضم بی هوازی، اکسیداسیون متان و کمپوست هر کدام دارای ایزوتوپ کربن متفاوتی هستند. سه فرایند تولید کننده دی اکسید کربن هستند، بنابراین هر سه واکنش بر مبنای تولید این گاز برآورد شد و از ضرایب استوکیومتری برای برآورد سایر معادله‌ها استفاده شده است. شکل ۱ چارچوب مدل و مرزهای مدل را نشان می‌دهد. در چارچوب ارائه شده فرض می‌شود که اکسیژن از سطح به داخل لندفیل وارد می‌شود و در دو فرایند کمپوست و اکسیداسیون متان مصرف می‌شود که دی اکسید کربن تولید می‌شود. همچنین طی فرایند هضم بی هوازی نیز متان و دی اکسید کربن تولید می‌شود که بخشی از متان در فرایند اکسیداسیون به دی اکسید کربن تبدیل می‌شود. همچنین چنانچه هر یک از فرایندها به صورت خطی در ایزوتوپ کربن موجود در دی اکسید کربن خروجی از محل دفن نیز نقش دارند که از آن می‌توان برای برآورد نرخ هر یک از فرایندها استفاده نمود.

با در نظر گرفتن سه واکنش ارائه شده در شکل ۱ و معادله خطی اختلاط ایزوتوپ‌های کربن، می‌توان یک دستگاه معادلاتی فرامعین مطابق معادله ۲ تشکیل داده که با حل این معادله می‌توان نرخ سه فرایند هضم بی هوازی، اکسیداسیون متان و کمپوست کردن را در محل دفن به دست آورد. ورودی‌های این مدل شامل نرخ انتشار متان، دی اکسید کربن، اکسیژن مصرف شده و نیز مقدار ایزوتوپ $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ است. با این وجود اندازه گیری اکسیژن مصرفی در لندفیل بسیار سخت است و می‌توان آن را با ایزوتوپ هیدروژن در متان جایگزین نمود.

می‌کنند. از مهمترین روش‌های توسعه داده شده در این دسته به روش سوبول (Sobol) و روش FAST می‌توان اشاره نمود (۱۵، ۱۶). این روش برای تحلیل حساسیت مدل‌های مختلف مانند مدل‌های هیدرولوژی، مدل‌های مهندسی برق و مدل‌های کشاورزی استفاده شده است (۱۷-۱۹).

مدت کوتاهی بعد از اینکه پسماندها دفن شدند تجزیه پسماندها شروع می‌شود. معمولاً در محل‌های دفن فعال، پسماند به مدت حدود ۶ ماه با لایه نازکی از خاک پوشیده می‌شود. در بسیاری از محل‌های دفن غیر مهندسی، پسماند بدون خاک پوشش باقی می‌ماند. به این ترتیب اکسیژن تا عمق زیادی در داخل پسماندهای دفن شده نفوذ می‌کند و بنابراین بخش از پسماند به صورت هوازی (کمپوست) تجزیه می‌شود. تجزیه هوازی پسماند دی اکسید کربن تولید می‌کند. باکتری‌های متانوتروف نیز می‌توانند در این لایه هوازی مستقر شده و متان تولید شده در لایه‌های زیرین را اکسید نمایند. بخش عمده از پسماندهای آلی به صورت بی‌هوازی تجزیه می‌شوند که تولید متان و دی اکسید کربن می‌کند. بیوگاز تولید شده در اثر گردایان فشار به سمت خارج از محل دفن حرکت می‌کند. بنابراین سه فرایند کمپوست، اکسیداسیون متان و نیز هضم بی‌هوازی همزمان با هم اتفاق می‌افتند. چنانچه یک مرز با حجم فرضی V برای مدل (شکل ۱) در نظر بگیریم، با دانستن میزان انتشار متان ($q\text{CH}_4$) و دی اکسید کربن ($q\text{CO}_2$) و همچنین مصرف اکسیژن ($q\text{O}_2$) از سطح محل دفن می‌توان نرخ سه فرایند را با استفاده از یک دستگاه معادلاتی سه معادله سه مجهول تخمین زد. با این وجود در این مدل از ایزوتوپ‌های کربن در دی اکسید کربن نیز استفاده شد تا بتوان عدم قطعیت برآوردهای مدل را نیز بیان نمود. ایزوتوپ‌های کربن ۱۳ و کربن ۱۲ در دی اکسید کربن تولید شده اندازه گیری شد. به طور سنتی نسبت $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$ در نمونه‌ها را اندازه گیری می‌کنند و آن را نسبت به استاندارد (برای کربن از استاندارد VPDB استفاده می‌شود. در این استاندارد $\text{C}^{13}/\text{C}^{12}$ برابر با ۰/۱۱۲۳۷۲ است) مقایسه می‌نمایند (۲۰). برای بیان نسبت دو ایزوتوپ در یک نمونه از معادله ۱ استفاده می‌شود.



شکل ۱- واکنش‌های به کار رفته در مدل و مرزهای مدل موازنه جرم

که در معادله ۲ نشان داده شده است، پارامترهای مدل در ماتریس A قرار دارند. این پارامترها در آزمایشگاه برآورد شدند. پارامترهای مدل شامل استوکیومتری فرایند اکسیداسیون متان از طریق مصرف متان و اکسیژن و تولید دی اکسید کربن در ۳۰ بطری ۲۵۰ میلی‌لیتری که حاوی مخلوطی از کمپوست و گرانول بود به‌دست آمد. پارامترهای فرایند کمپوست و اکسیداسیون متان با تجزیه هوازی و بی‌هوازی پسماند در ۳۰ بطری جداگانه حاوی نمونه‌های تصادفی پسماند به‌دست آمد. ماتریس A با استفاده از این ضرایب به همراه ضرایب به‌دست آمده از آزمایشات ناپیوسته برای اندازه‌گیری ایزوتوپ‌ها، در معادله ۲ تکمیل شد. معادله ۳ نشان دهنده مدل نهایی است. برای انجام آزمایش تجزیه هوازی مواد آلی در لندفیل، حدود ۳۰ گ پسماند آلی در بطری قرار داده شد. وزن پسماند به این دلیل ۳۰ گ انتخاب شده که در داخل بطری به اندازه کافی فضا وجود داشته باشد تا از بی‌هوازی شدن فرایند جلوگیری شود. در مرحله بعد به اندازه کافی آب اضافه شد تا درصد رطوبت به حدود ۳۰ درصد که ایده‌آل‌ترین درصد رطوبت برای فرایند هوازی است، برسد (۲۲). بطری‌ها در دمای 30°C در آون قرار داده شد. بعد از ۲۴ h از بطری‌ها نمونه برداری شد و غلظت دی اکسید کربن و اکسیژن در آن اندازه‌گیری شد. قبل از

$$Ar = B$$

$$\begin{bmatrix} 1.0 & 1.0 & 1.0 \\ Y_{\text{CH}_4,AD} & -Y_{\text{CH}_4,OX} & 0 \\ 0 & Y_{\text{O}_2,OX} & Y_{\text{O}_2,COM} \\ \delta_{AD} & \delta_{OX} & \delta_{COM} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} r_{AD} \\ r_{OX} \\ r_{COM} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} q_{\text{CO}_2} \\ q_{\text{CH}_4} \\ q_{\text{O}_2} \\ q_{\text{CO}_2} \times \delta_{out} \end{bmatrix} \quad (2)$$

در این معادله، $Y_{\text{CH}_4,AD}$ ضریب استوکیومتری بیان تولید متان (بر حسب تولید دی اکسید کربن) در اثر فرایند هضم بی‌هوازی، $-Y_{\text{CH}_4,OX}$ ضریب استوکیومتری مصرف متان (بر حسب تولید دی اکسید کربن) در فرایند اکسیداسیون متان، $Y_{\text{O}_2,COM}$ و $Y_{\text{O}_2,OX}$ نیز ضریب استوکیومتری مصرف اکسیژن در فرایند اکسیداسیون متان و کمپوست (بر حسب تولید دی اکسید کربن) هستند. δ_{AD} ، δ_{OX} ، δ_{COM} نیز بیانگر δ $^{13}\text{C}-\text{CO}_2$ حاصل از فرایند هضم بی‌هوازی، اکسیداسیون متان و کمپوست است. پارامترهای ماتریس B نیز انتشار گازها از سطح محل دفن است.

مواد و روش‌ها

برآورد پارامترهای ورودی مدل

در ابتدا نیاز است که پارامترهای مدل برآورد شوند. همانطور

بر روی آنها قرار داده و راکتور تحت فشار قرار داده شد تا از عدم وجود نشتی اطمینان حاصل گردد. برای شبیه‌سازی شرایط محل دفن در راکتور، روی بدنه راکتور در سطح پسماند یک ورودی و یک خروجی برای هوادهی در نظر گرفته شد. سطح ستون پسماند در راکتور به مدت ۱۵ دقیقه در هر ساعت هوادهی شد. شدت هوای ورودی با استفاده از دستگاه با نرخ $3/2 \text{ L/s}$ تنظیم شد. باز و بسته شدن دریچه‌های خروج و ورود با استفاده از سلونوئید انجام شد. خروجی گاز از راکتور با استفاده از جریان سنج تر و غلظت گازهای متان، دی‌اکسید کربن و نیز اکسیژن با سنسورهای آنلاین اندازه‌گیری شد. هر هفته نمونه‌هایی از گاز خروجی به‌صورت دستی جمع‌آوری گردید و $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ در آن اندازه‌گیری شد. روش دقیق اندازه‌گیری متان، دی‌اکسید کربن، اکسیژن و نیز ایزوتوپ‌ها توسط Rafiee و همکاران توضیح داده شده است (۲۳).

آنالیز عدم قطعیت و تحلیل حساسیت

این مطالعه داده‌های پایه برای ورودی‌های مدل از داده‌های جمع‌آوری شده از راکتور استخراج شد و اختلاف $\pm 15\%$ در نظر گرفته شد. به دلیل اینکه اطلاعات اولیه چندانی در خصوص تابع توزیع داده‌ها در دسترس نبود از تابع توزیع یکنواخت برای تولید داده‌های ورودی استفاده شد. داده‌های ورودی با انتخاب تصادفی از این تابع توزیع انتخاب شد و شبیه‌سازی مونت کارلو با تکرار ۱۰۰۰ اجرا شد. تحلیل حساسیت با استفاده از شاخص کل سوبول انجام شد (۲۴، ۲۵). عدم قطعیت مدل با برآورد انحراف معیار نتایج مدل پس از اجرای شبیه‌سازی مونت کارلو به‌دست آمد. برای اجرای شبیه‌سازی مونت کارلو و برآورد عدم قطعیت و نیز شاخص حساسیت سوبول کد محاسبات در محیط VBA (Visual Basic for Applications) در نرم‌افزار اکسل نوشته شد. در این مطالعه فرض بر این شد که پارامترهای مدل تاثیر زیادی بر روی عدم قطعیت نتایج مدل ندارند.

تولید گاز متان و دی‌اکسید کربن و نیز مصرف اکسیژن در راکتورها به‌طور مداوم هر دقیقه یک بار به صورت خودکار اندازه‌گیری شد و در کامپیوتر ثبت شد. میزان ایزوتوپ هر هفته یک بار ثبت شد. از بین داده‌های برداشت شده از راکتورها،

نمونه برداری فشار و دمای بطری‌ها اندازه‌گیری شد. با استفاده از قانون گازها، حجم اکسیژن مصرفی و دی‌اکسید کربن تولید شده اندازه‌گیری شد. برای بطری‌های اکسیداسیون متان نیز بعد از اینکه بطری‌ها مهروموم شدند 200 mL متان به داخل بطری که محتوای کمپوست و گرانول بود تزریق گردید. سپس غلظت گازها (اکسیژن و متان) در بطری اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری متان و دی‌اکسید کربن از گاز کروماتوگرافی با دتکتور FID استفاده گردید. برای اندازه‌گیری اکسیژن از گاز کروماتوگرافی با دتکتور TCD استفاده شد. هر دو دستگاه گاز کروماتوگرافی پس از هر ۱۰۰ تزریق با گازهای استاندارد کالیبره شدند. در هر بار اندازه‌گیری سه بار تزریق انجام گردید. غلظت گازها با در نظر گرفتن فشار و دما در بطری تبدیل به مول گاز شد. بعد از 24 h مجدداً با اندازه‌گیری فشار، دما و غلظت گازها میزان مول گاز در بطری‌ها اندازه‌گیری شد. از تفاوت این دو اندازه‌گیری میزان مصرف اکسیژن، متان و تولید دی‌اکسید کربن محاسبه شد.

$$\begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 \\ 1.3 & -1.7 & 0 \\ 0 & 2.7 & 1 \\ 6 & -62 & -24.4 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} r_{AD} \\ r_{ox} \\ r_{COM} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} q_{CO_2} \\ q_{CH_4} \\ q_{O_2} \\ q_{CO_2} \times \delta_{out} \end{bmatrix} \quad (3)$$

برای به‌دست آوردن داده‌های مبنای در این مطالعه دو راکتور در نظر گرفته شد. راکتور از جنس فولاد با شکل استوانه به قطر 47 cm و ارتفاع 1 m بود. در کف راکتور یک صفحه توری قرار داده شده تا پسماند را از مخزن 20 لیتری شیرابه در زیر راکتور جدا نماید. هر روز شیرابه تجمع یافته در مخزن جمع‌آوری شیرابه به کمک پمپ بر روی ستون پسماند بازچرخش می‌شد. حدود 30 kg پسماند شهری از لندفیل به‌طور تصادفی انتخاب و پس از خرد کردن داخل راکتور ریخته شد. تراکم پسماند به 350 kg/m^3 رسید. روی ستون پسماند در داخل راکتور با یک لایه 10 cm از خاک پوشانده شد و راکتور دیگری به‌عنوان شاهد بدون خاک پوشش در نظر گرفته شد. سر راکتور

عدم قطعیت مدل

جدول ۳ نتایج اجرای مونت کارلو و نیز برآورد انحراف معیار برای هر یک از خروجی‌های مدل را نشان می‌دهد. با توجه به این که داده‌های ورودی مدل ۱۵ درصد تغییر داده شد، انحراف معیار خروجی‌های تولید شده توسط شبیه‌سازی از ۲۰ درصد در دو خروجی نرخ فرایند هضم بی‌هوازی و نرخ اکسیداسیون متان تا ۳۵ درصد در نرخ کمپوست متغیر است.

تحلیل حساسیت مدل

با توجه به اینکه نتیجه تحلیل حساسیت تقریباً برای تمام زمان‌ها انتخاب شده مشابه هم بودند، در اینجا تنها نتایج مربوط به روز ۳۰ راکتور با خاک پوشش و روز ۸۰ راکتور بدون خاک پوشش ارائه شد. نمودار ۱ شاخص کل سوپول برای هر یک از خروجی‌ها در دو اجرا را نشان می‌دهد. همانطور که از نمودارها مشخص است، میزان انتشار متان مهمترین عامل تاثیرگذار بر واریانس نرخ برآورد شده برای هضم بی‌هوازی (I_{AD}) است. با این وجود نقش سایر پارامترها نیز مهم است. در ایجاد واریانس در برآورد نرخ اکسیداسیون متان (I_{OX}) تمام ورودی‌ها تقریباً نقش یکسانی دارند. برعکس این دو خروجی، برآوردهای انجام شده برای نرخ کمپوست (I_{COM}) به شدت حساس به واریانس در اندازه گیری انتشار دی اکسید کربن (q_{CO_2}) از سطح راکتور بود. با توجه به این که در بخش بررسی عدم قطعیت نشان داده شده که بیشترین عدم قطعیت در خروجی‌های مدل در برآوردهای انجام شده برای نرخ کمپوست (I_{COM}) مشاهده می‌شود، این نتیجه نشان می‌دهد که با برآورد دقیق‌تر انتشار دی اکسید کربن (q_{CO_2}) می‌توان بخش بزرگی از عدم قطعیت خروجی مدل را کنترل نمود.

داده‌ها مربوط به ماه‌های ۱، ۳ و ۵ راکتور با خاک پوشش و روز ۸۰ راکتور بدون خاک پوشش انتخاب شد. از این داده‌های به‌عنوان داده‌های پایه استفاده گردید. هدف از استفاده از این داده‌ها شبیه‌سازی سن‌های مختلف و پوشش‌های مختلف در محل دفن است. به این ترتیب کارایی مدل برای یک دامنه وسیع‌تری از حالات مختلف در محل دفن مورد آزمایش قرار گرفت.

براساس داده‌های برداشت شده از راکتورها و استفاده از تابع توزیعی یکنواخت، ۱۰۰۰ نمونه از تابع توزیع ارائه شده برای هر یک ورودی‌های مدل به‌صورت تصادفی تولید شد. جدول ۲، داده‌های مورد استفاده در تابع توزیع هر یک از ورودی‌های مدل را نشان می‌دهد. همانطور که بیان شد، در این مرحله پارامترهای مدل، ثابت فرض شدند. در مرحله دوم، برای داده‌های ورودی مدل همین تابع توزیع استفاده شد، با این تفاوت که پارامترهای مدل نیز دارای عدم قطعیت فرض شدند. در جدول ۲ تابع توزیع یکنواخت مورد استفاده برای نمونه‌برداری پارامترهای مدل نشان داده شده است.

یافته‌ها

فرایند تجزیه پسماندها به مدت ۶ ماه در راکتور مورد بررسی قرار گرفت و داده‌های مربوط به تولید بیوگاز و مصرف اکسیژن و همچنین ایزوتوپ کربن در دی اکسید کربن برداشت شد. از این داده‌ها برای تولید داده‌های مبنای شبیه‌سازی مونت کارلو استفاده شد. جدول ۱ داده‌های مبنای مورد استفاده در شبیه‌سازی مونت کارلو را نشان می‌دهد. براساس این داده‌ها تابع توزیع تولید داده‌های تصادفی در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول ۱- داده‌های مورد استفاده برای شبیه‌سازی مونت کارلو

ایزوتوپ $^{13}C-CO_2$	مصرف O_2 (mol/d)	تولید CH_4 (mol/d)	تولید CO_2 (mol/d)	پارامتر داده‌های پایه
-۱۷/۹	۰/۵۳	۰/۱۸	۰/۹۱	روز ۳۰ راکتور با خاک پوشش
-۱۱/۶	۰/۳۰	۰/۶۰	۱/۰۳	روز ۶۰ راکتور با خاک پوشش
۱/۶۸	۰/۵۶	۰/۴۹	۰/۴۸	روز ۱۲۰ راکتور با خاک پوشش
-۲۴/۱	۲/۷	۰/۰۱	۲/۴	روز ۸۰ راکتور بدون خاک پوشش

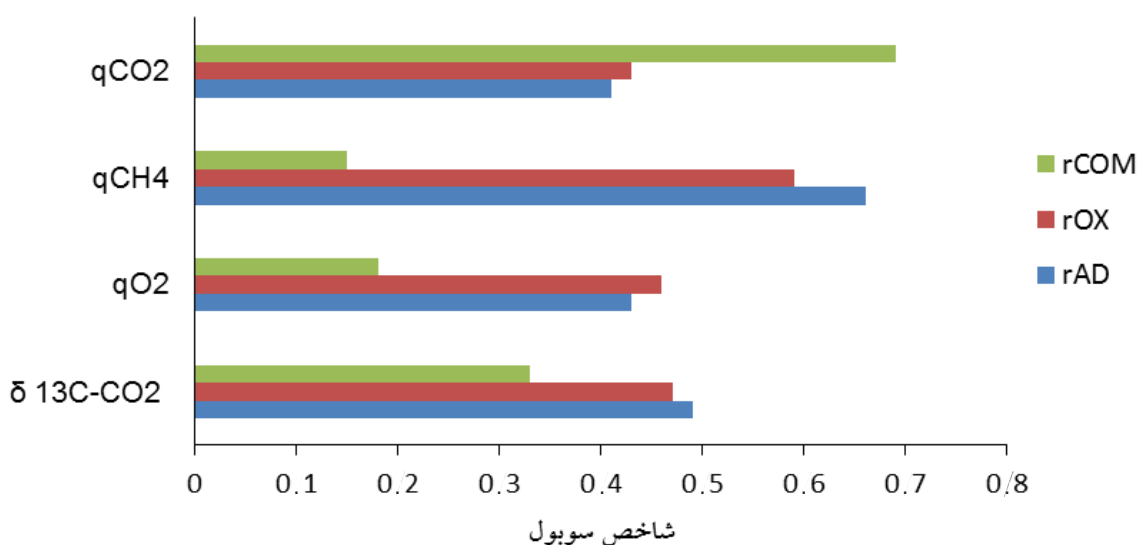
جدول ۲- تابع توزیع و محدوده داده‌های مورد استفاده برای شبیه‌سازی مونت کارلو برای مرحله اول و مرحله دوم بررسی

عدم قطعیت و آنالیز حساسیت مدل

پارامتر	داده‌های پایه	روز ۳۰ ام راکتور با خاک پوشش	روز ۶۰ ام راکتور با خاک پوشش	روز ۱۲۰ ام راکتور با خاک پوشش	روز ۸۰ ام راکتور بدون خاک پوشش
تولید CO ₂ (mol/d)	میانگین	۰/۹۱	۱/۰۳	۰/۴۸	۲/۴
	حداقل	۰/۷۷	۰/۸۷	۰/۴۰	۲/۱
	حداکثر	۱/۰۴	۱/۱۸	۰/۵۵	۲/۷
تولید CH ₄ (mol/d)	میانگین	۰/۱۸	۰/۶۰	۰/۴۹	یکنواخت
	حداقل	۰/۱۵	۰/۵۱	۰/۴۱	یکنواخت
	حداکثر	۰/۲۱	۰/۶۸	۰/۵۶	یکنواخت
مصرف O ₂ (mol/d)	میانگین	۰/۵۳	۰/۳۹	۰/۲۸	یکنواخت
	حداقل	۰/۴۵	۰/۳۳	۰/۲۴	یکنواخت
	حداکثر	۰/۶۱	۰/۴۵	۰/۳۲	یکنواخت
ایزوتوپ ¹³ C-CO ₂ (‰)	میانگین	-۱۷/۹	-۱۱/۶	۱/۶۸	یکنواخت
	حداقل	-۱۸/۳	-۱۱/۹	۱/۳۸	یکنواخت
	حداکثر	-۱۷/۵	-۱۱/۳	۱/۹۸	یکنواخت

جدول ۳- نتایج شبیه‌سازی مونت کارلو براساس داده‌های برداشت شده از راکتورها

زمان برداشت	خروجی/پارامتر	I _{AD}	I _{OX}	I _{COM}
روز ۳۰ ام راکتور با خاک پوشش	محاسبه شده توسط مدل	۰/۱۴	۰	۰/۷۰
	میانگین مونت کارلو	۰/۱۵	۰	۰/۶۹
	انحراف معیار	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۴
	دامنه	۰/۱۱ - ۰/۱۹	۰ - ۰/۰۲	۰/۵۹ - ۰/۸۰
روز ۶۰ ام راکتور با خاک پوشش	محاسبه شده توسط مدل	۰/۴۶	۰	۰/۵۸
	میانگین مونت کارلو	۰/۴۶	۰	۰/۵۵
	انحراف معیار	۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۰۶
	دامنه	۰/۴ - ۰/۵۶	۰ - ۰/۰۵	۰/۳۷ - ۰/۶۸
روز ۱۲۰ ام راکتور با خاک پوشش	محاسبه شده توسط مدل	۰/۳۸	۰	۰/۱۰
	میانگین مونت کارلو	۰/۴۳	۰/۰۶	۰/۰۷
	انحراف معیار	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۲
	دامنه	۰/۳۸ - ۰/۴۹	۰ - ۰/۰۹	۰/۰۳ - ۰/۱۳
روز ۸۰ ام راکتور بدون خاک پوشش	محاسبه شده توسط مدل	۰/۹۲	۰/۷۲	۰/۷۷
	میانگین مونت کارلو	۰/۹۱	۰/۷۰	۰/۸۰
	انحراف معیار	۰/۱۹	۰/۱۴	۰/۳۰
	دامنه	۰/۴۰ - ۱/۲۰	۰/۳۰ - ۱/۰۳	۰/۲ - ۱/۳



نمودار ۱- برآورد شاخص کل سوپول برای هر یک از ورودی‌های مدل با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو

بحث

این تحقیق که به ارزیابی این مدل از نقطه نظر حساسیت به ورودی‌های و نیز برآورد عدم قطعیت خروجی‌های مدل می‌پرداخت، نشان داد که مدل می‌تواند با حدود اطمینان مناسب نرخ فرایندهای هوازی را برآورد نماید. در مقایسه با سایر مطالعات که به بررسی فرایندهای هوازی در محل‌های دفن پرداختند (۹، ۲۶)، این مدل به ورودی‌های کمتری نیاز دارد و ورودی‌های آن به آسانی از محل دفن قابل برداشت است. از طرف دیگر تقریباً تمام مطالعات انجام شده در خصوص فرایندهای هوازی در محل‌های دفن، محدود به برآورد افزایش حرارت (به‌عنوان تابعی از فرایندهای هوازی) در محل دفن است، در حالی که این مدل به برآورد فرایندهای هوازی با استفاده از داده‌های انتشار گاز می‌پردازد که این داده‌ها به آسانی در محل دفن قابل برداشت هستند. این مدل برخلاف سایر مدل‌ها، دو فرایند هوازی اکسیداسیون متان و تجزیه هوازی پسماندها (کمپوست) را از هم تمایز می‌دهد.

این مطالعه نشان داد که مهمترین پارامترهای تاثیرگذار بر صحت مدل، دقت برآورد جریان متان و دی اکسید کربن

از سطح محل دفن است. مطالعات بر روی اندازه‌گیری نرخ انتشار متان و دی اکسید کربن در محل دفن از دهه ۱۹۸۰ میلادی آغاز شده است و اکنون این روش‌ها تکمیل شده‌اند. همانطور که بیان شد، ورودی‌های مدل به میزان $\pm 15\%$ از میزان اندازه‌گیری شده تغییر داده شد. معمولاً دستگاه‌های اندازه‌گیری میزان انتشار گاز از محل دفن با دقت کمتر از 1% میزان گاز را اندازه می‌گیرند. با توجه به اینکه داده‌های ورودی این مدل از طریق روش جعبه - که از ساده‌ترین روش‌ها برای اندازه‌گیری انتشار گاز از محل دفن است - به دست می‌آید انتظار می‌رود که خطا بیش از ۵ درصد نباشد. به این ترتیب تغییرات ۱۵ درصد بیشترین حد ممکن در عدم قطعیت ورودی‌های مدل است. مطالعات نشان می‌دهد که نرخ انتشار متان و دی اکسید کربن با امکانات و زمان و با دقت مناسب قابل برداشت است (۲۷). مطالعات قبلی نیز نشان داده است که این صحت اندازه‌گیری انتشار متان از سطح این محل دفن بالا است (۲۸-۳۰). بنابراین، مدل موازنه توسعه داده شده برای برآورد فرایندهای هوازی در محل دفن پسماندهای شهری را می‌توان بکار برد. در حال حاضر در ایران از دستورالعمل IPCC

در تعیین اثرات گلخانه‌ای آن و همچنین برنامه‌ریزی برای استحصال گازهای محل دفن به منظور تولید انرژی دارد. در این مقاله یک مدل بر پایه موازنه جرم گازهای دی اکسید کربن و متان تولید شده و همین‌طور مصرف اکسیژن و ایزوتوپ کربن در دی‌اکسید کربن تولید شده در حجم معین از محل دفن که قبلاً توسعه داده شد مورد بررسی قرار گرفت. برآورد عدم قطعیت مدل با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو انجام شد. نتایج این بخش نشان داد که مدل نرخ سه فرایند هضم بی‌هوازی، اکسیداسیون متان و تجزیه هوازی پسماند در محل دفن را با انحراف معیار قابل قبول برآورد می‌کند. بیشترین عدم قطعیت در برآورد نرخ کمپوست شدن پسماند (T_{COM}) بود. نتایج تحلیل حساسیت نشان داد که اندازه‌گیری انتشار دی اکسید کربن مهمترین عامل تاثیرگذار در این خروجی مدل بود. لذا با دقت بالاتر در اندازه‌گیری این فاکتور می‌توان عدم قطعیت این خروجی را کنترل نمود. نتایج عدم قطعیت نشان داد که این مدل قابلیت استفاده در لندفیل به منظور بهینه‌سازی برآورد گازهای تولید شده در محل دفن را دارد.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

و یا مدل LandGem برای برآورد گاز تولید شده و انتشار گازهای گلخانه‌ای از محل دفن استفاده می‌شود. در این مدل‌ها نرخ کمپوست به‌طور کلی بسته به نوع محل دفن بین صفر تا ۶۰ درصد از کل متان قابل تولید پسماند در نظر گرفته می‌شود (۳). در خصوص نرخ اکسیداسیون متان فرض می‌شود که تنها ۱۰ تا ۳۵ درصد از متان تولید شده اکسید می‌شود (۱۰). این ضرایب معمولاً برآوردهای بسیار نادقیقی از گاز محل دفن به‌دست می‌دهند. به ویژه این‌که در محل‌های دفن ایران پسماندها به مدت طولانی بدون پوشش باقی می‌ماند، کاربرد این مدل برای انتخاب بهینه ضریب کمپوست و ضریب اکسیداسیون متان برای محل‌های دفن کشور ضرایب دقیق‌تری ارائه خواهد کرد. همچنین در ایران عموماً برای مدلسازی و آنالیز اقتصادی پروژه‌های بیوگاز از مدل‌های توسعه یافته در خارج از کشور مانند مدل LandGem و یا مدل IPCC استفاده می‌شود. پارامترهای این مدل‌ها متناسب برای محل‌های دفن ایران نیستند. بنابراین پیشنهاد می‌شود با توجه به تحلیل انجام شده در این تحقیق، این مدل در محل‌های دفن مختلف به کار برده شوند و پارامترهای مناسب برای مدلسازی گاز محل دفن برآورد شوند.

نتیجه‌گیری

برآورد دقیق فرایندهای هوازی در محل دفن نقش مؤثری

References

1. Bonany JE, Van Geel PJ, Gunay HB, Isgor OB. Heat budget for a waste lift placed under freezing conditions at a landfill operated in a northern climate. *Waste Management*. 2013;33(5):1215-28.
2. Czepiel PM, Mosher B, Crill P, Harriss R. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1996;101(D11):16721-29.
3. IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change; 2006.
4. Amini HR, Reinhart DR, Niskanen A. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. *Waste Management*. 2013;33(12):2720-28.
5. Wang X, Nagpure AS, DeCarolis JF, Barlaz MA. Characterization of uncertainty in estimation of methane collection from select US landfills. *Environmental Science & Technology*. 2015;49(3):1545-51.
6. Thompson S, Sawyer J, Bonam R, Valdivia JE. Building a better methane generation model:

- Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management*. 2009;29(7):2085-91.
7. Wangyao K, Towprayoon S, Chiemchaisri C, Gheewala SH, Nopharatana A. Application of the IPCC Waste Model to solid waste disposal sites in tropical countries: case study of Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2010;164(1-4):249-61.
 8. Faour AA, Reinhart DR, You H. First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. *Waste Management*. 2007;27(7):946-53.
 9. Lefebvre X, Lanini S, Houi D. The role of aerobic activity on refuse temperature rise, I. Landfill experimental study. *Waste Management & Research*. 2000;18(5):444-52.
 10. Chanton JP, Powelson DK, Green RB. Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable? *Journal of Environmental Quality*. 2009;38(2):654-63.
 11. Rafiee R, Obersky L, Xie S, Clarke WP. A mass balance model to estimate the rate of composting, methane oxidation and anaerobic digestion in soil covers and shallow waste layers. *Waste Management*. 2017;63(Supplement C):196-202.
 12. Saltelli A, Chan K, Scott EM. *Sensitivity Analysis*. New York: Wiley; 2000.
 13. Christopher Frey H, Patil SR. Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk Analysis*. 2002;22(3):553-78.
 14. Hamby D. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1994;32(2):135-54.
 15. Sobol IM. Global sensitivity indices for nonlinear mathematical models and their Monte Carlo estimates. *Mathematics and Computers in Simulation*. 2001;55(1):271-80.
 16. Saltelli A, Tarantola S, Chan K-S. A quantitative model-independent method for global sensitivity analysis of model output. *Technometrics*. 1999;41(1):39-56.
 17. Baudoin F, Roy SL, Teyssedre G, Laurent C, Alhossen I, Bugarin F, et al. Parameters sensitivity analysis in charge transport model using Sobol indexes for optimization purpose. 2016 IEEE International Conference on Dielectrics (ICD); 2016 3-7 July; Montpellier, France.
 18. Sun Y, Zhang S, Li H. ALMANAC model parameters sensitivity analysis by Sobol algorithm. 19th International Conference on Geoinformatics; 2011 24-26 June; Shanghai, China.
 19. Tang T, Reed P, Wagener T, Van Werkhoven K. Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 2006;3(6):3333-95.
 20. Liptay K, Chanton J, Czepiel P, Mosher B. Use of stable isotopes to determine methane oxidation in landfill cover soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1998;103(D7):8243-50.
 21. Bogner JE, Spokas KA, Chanton JP. Seasonal greenhouse gas emissions (methane, carbon dioxide, nitrous oxide) from engineered landfills: daily, intermediate, and final California cover soils. *Journal of Environmental Quality*. 2011;40(3):1010-20.
 22. Madejón E, Díaz MJ, López R, Cabrera F. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology*. 2002;85(1):73-78.
 23. Rafiee R, Obersky L, Xie S, Clarke WP. Pilot scale evaluation of a model to distinguish the rates of simultaneous anaerobic digestion, composting and methane oxidation in static waste beds. *Waste Management*. 2018;71:156-63.
 24. Nossent J, Elsen P, Bauwens W. Sobol'sensitivity analysis of a complex environmental model. *Environmental Modelling & Software*. 2011;26(12):1515-25.
 25. Cariboni J, Gatelli D, Liska R, Saltelli A. The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling*. 2007;203(1):167-82.
 26. Lanini S, Houi D, Aguilar O, Lefebvre X. The role of aerobic activity on refuse temperature rise: II. Experimental and numerical modelling. *Waste Management & Research*. 2001;19(1):58-69.
 27. Oonk H. Literature review: methane from landfills. The Netherlands: Sustainable Landfill Foundation; 2010.
 28. BÖrjesson G, Danielsson Å, Svensson BH. Methane fluxes from a Swedish landfill determined by

- geostatistical treatment of static chamber measurements. *Environmental Science & Technology*. 2000;34(18):4044-50.
29. Capaccioni B, Caramiello C, Tatano F, Viscione A. Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. *Waste Management*. 2011;31(5):956-65.
30. Perera MD, Hettiaratchi JP, Achari G. A mathematical modeling approach to improve the point estimation of landfill gas surface emissions using the flux chamber technique. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 2002;1(6):451-63.



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Uncertainty analysis of a mass balance model to estimate the rate of aerobic processes in municipal solid waste landfills

R Rafiee*, M Moeinaddini, N Khorasani

Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 19 February 2018

Revised: 12 May 2018

Accepted: 19 May 2018

Published: 20 June 2018

Keywords: Aerobic processes, Landfill, Mass balance model, Monte Carlo simulation

***Corresponding Author:**
rrafiee@ut.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: The aim of this study was to assess the sensitivity and uncertainty analysis of a mass balance model to estimate the rate of aerobic processes in a landfill.

Materials and Methods: Monte Carlo simulation is a common method to evaluate uncertainty of the results of a model. Here, we used a Monte Carlo (MC) simulation. The data obtained from the experiments were used as a baseline. Considering a uniform Probability Distribution Function (PDF) within $\pm 15\%$ deviation, samples were taken from the baseline data. Using randomly selected inputs, model was executed for 1000 iterations and outputs were evaluated. Then, the total Sobol index for each input parameter was determined. The uncertainty of each output was presented by standard error and means observed in MC simulation.

Results: The results of this study revealed that while the uncertainty for the rate of composting process was mainly originated from the measured value of CO_2 flux, the evaluated value for the rate of anaerobic digestion process was highly influenced by the value measured for CH_4 emission flux. All inputs contributed equally to the uncertainty in the evaluated values for the rate of methane oxidation process. Although a variability of 15% was assumed for the model inputs, the mean value for the outputs from Monte Carlo simulations were close to those obtained by using base values that were in most cases within $\pm 10\%$ limit.

Conclusion: The majority of the uncertainty in the outputs came from the variability in the measurement of the flux of CH_4 and CO_2 . The error in these parameters, however, can be minimized by increasing frequency and replicates of gas samples as these parameters are measured directly for each location.

Please cite this article as: Rafiee R, Moeinaddini M, Khorasani N. Uncertainty analysis of a mass balance model to estimate the rate of aerobic processes in municipal solid waste landfills. Iranian Journal of Health and Environment. 2018;11(1):85-96.