

Studying the accumulation of heavy metals in the soil as a result of multi-year application of municipal waste compost using modeling

Abstract

The entry of heavy metals into the soil through fertilization is one of the most important challenges of agriculture. The present study was conducted to investigate the accumulation of some heavy metals in plots treated with different levels of municipal solid waste compost (MSWC) for 4 years at the Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran in 2021. The studied treatments were T1: control (application of NPK based on soil testing); T2: 20 tons/ha MSWC every two years + T1; T3: annual application of 20 tons/ha MSWC + nitrogen chemical fertilizer; T4: annual application of 20 tons/ha of MSWC; T5: application of 20 tons/ha MSWC every two years + T1 + application of plant growth biological stimulants. Based on the concentration of the studied metals in the soil, their status was checked using HYDRUS-1D and MACRO models. The estimation results of the models at the depth of 0-45 cm of the soil showed that the most problematic treatment was the T3 treatment. So its application after 50 years will result in the highest accumulation of heavy elements. Therefore, to take advantage of the significant potential of MSWC in increasing the yield and also reducing the risk of heavy metals entering the food chain as a result of using MSWC as fertilizer, it is suggested that after the quality control of the MSWC used, regarding the content of heavy metals, its application is proportional to the plant's nutritional needs and soil characteristics.

Keywords: Municipal solid waste compost; Heavy metals; Soil pollution indicators; Soil pollution.

مطالعه وضعیت انباشت فلزات سنگین در خاک در نتیجه کاربرد چندساله کمپوست زباله شهری با استفاده از مدلسازی

چکیده

ورود عناصر سنگین به خاک از طریق مدیریت کوددهی و در نهایت به زنجیره غذایی یکی از چالش‌های مهم کشاورزی محسوب می‌شود. پژوهش حاضر با هدف بررسی وضعیت انباشت برخی فلزات سنگین در کرت‌های ۴ سال تیمار شده با سطوح مختلف کمپوست زباله شهری در سال زراعی ۱۴۰۰ در موسسه تحقیقات خاک و آب کرج اجرا شد. تیمارهای مورد مطالعه شامل T1: شاهد (کاربرد کودهای شیمیایی NPK); T2: ۲۰ تن کمپوست زباله شهری هر دو سال یکبار + کودهای شیمیایی NPK; T3: کاربرد سالانه ۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری + کود شیمیایی نیتروژن; T4: کاربرد سالانه ۲۰ تن کود کمپوست زباله شهری; T5: کاربرد ۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری هر دو سال یکبار + کاربرد کودهای شیمیایی NPK + کاربرد محرک‌های زیستی رشد گیاه بود. بر اساس غلظت فلزات مورد مطالعه در خاک، وضعیت انباشت آنها با استفاده از مدل‌های HYDRUS-1D و MACRO بررسی شد. نتایج پیش‌بینی مدل از وضعیت انباشت فلزات سنگین مورد مطالعه در عمق ۰-۴۵ سانتی‌متر خاک نشان داد که مسئله‌دارترین تیمار، تیمار T3 می‌باشد، به طوری که کاربرد آن بعد از ۵۰ سال، بیشترین انباشت فلزات سنگین را در پی خواهد داشت. از این رو به‌منظور بهره‌بردن از پتانسیل قابل توجه کمپوست زباله شهری در افزایش عملکرد محصول و همچنین، کاهش خطر ورود فلزات سنگین به زنجیره غذایی، پیشنهاد می‌شود بعد از کنترل کیفی کمپوست مورد استفاده از نظر محتوای فلزات سنگین، میزان مصرف آن متناسب با نیاز تغذیه‌ای گیاه و خصوصیات خاک بوده و ترجیحاً بصورت تلفیقی با کود شیمیایی مصرف شود.

واژه‌های کلیدی: کمپوست زباله جامد شهری، فلزات سنگین، شاخص‌های آلودگی خاک، آلودگی خاک

مقدمه

در کشورهای در حال توسعه، رشد سریع جمعیت و افزایش شهرنشینی موجب بروز مسائل چالش برانگیز زیادی شده است که می‌توانند منجر به تخریب و کاهش زمین‌های کشاورزی شوند (Appolloni et al., 2021). این امر همچنین سبب افزایش تولید زباله جامد شهری (MSW) شده که مدیریت پسماند را برای مسئولین شهرداری‌ها و شرکت‌های مدیریت زباله دشوار می‌سازد. MSW حاوی مواد آلی متعددی است که عمدتاً از پسماندهای فاضلاب و زباله‌های خانگی نشأت می‌گیرند (Srivastava and Kumar, 2020). مصرف کودهای آلی مانند کمپوست در زمین‌های کشاورزی سبب بهبود روش‌های اجرای کشاورزی ارگانیک می-

¹ Municipal Solid Waste

شود؛ زیرا کمپوست علاوه بر محتوای بالای ماده آلی کل، حاوی عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف فراوانی است که می‌توانند برای خاک و گیاه مفید باشند (Jamroz et al., 2020). مصرف کمپوست در خاک، خاکدانه‌سازی را بهبود بخشیده و شرایط تهویه‌ای و زهکشی بهتری را فراهم می‌آورد، در نتیجه حد‌آستانه تحمل خاک در برابر تراکم افزایش می‌یابد (Goulart et al., 2020). علاوه بر این، مواد آلی موجود در کمپوست سرعت آزادسازی عناصر غذایی را کاهش می‌دهد، در نتیجه حاصلخیزی و سلامت خاک بهبود یافته و سبب افزایش دسترسی گیاه به عناصر غذایی مورد نیاز و افزایش بهره‌وری می‌گردد (Riaz et al., 2015; Mousavi et al., 2017).

کمپوست تهیه شده از MSW حاوی ماده آلی کل و عناصر پرمصرف و کم‌مصرف زیادی می‌باشد (Mousavi et al., 2017; Pandey et al., 2022). کمپوست زباله جامد شهری^۲ (MSWC) عمدتاً برای خاک‌هایی با مواد آلی کم یا خاک‌هایی که با کمبود عناصر غذایی مواجه هستند، مفید است؛ زیرا فرآیند معدنی شدن عناصر را بهبود بخشیده و با تنظیم pH خاک موجب افزایش رشد گیاهان می‌شود (Mousavi et al., 2018; Oueriemmi et al., 2021). MSW انواع زیادی از زباله‌ها را شامل می‌شود؛ از این رو احتمال آن که عناصر فلزی در مقادیر سمی در آن موجود باشند، بسیار زیاد است. مطالعات متعددی وجود فلزات سنگین در MSWC را تایید کرده‌اند که منجر به بروز آلودگی در خاک می‌شوند. هنگامی که تجمع فلزات سنگین در خاک از حد آستانه ایمن فراتر برود، موجب برهم زدن تعادل اکولوژیکی شده و سلامت انسان را به خطر می‌اندازد (Mousavi et al., 2023; Su et al., 2023). گیاهان یا محصولاتی که در خاک آلوده به فلزات سنگین رشد می‌کنند، تمایل به انباشتن این فلزات در بافت‌های خود دارند. مصرف چنین محصولاتی می‌تواند باعث تهدید سلامت انسان، بروز بیماری‌های خطرناک و سرطان‌زا شود (Shakil et al., 2023). در نتیجه، ارزیابی وضعیت تجمع فلزات سنگین در محصولات کشاورزی و مخصوصاً خاک و نیز خطرات ناشی از آن‌ها در صورت مصرف بلندمدت کمپوست زباله شهری بسیار حائز اهمیت است (Gan et al., 2022). اگرچه پژوهش‌های مختلفی به مطالعه وضعیت غلظتی فلزات سنگین در خاک و گیاه با استفاده از روش مدل‌سازی پرداخته‌اند (بهبهانی‌نیا و صراف، ۱۳۸۹؛ پروین‌نیا و احمدی، ۱۳۹۵؛ عباسی و همکاران، ۱۳۹۷؛ شمس‌الدینی و اسماعیلی، ۱۴۰۱؛ Mousavi et al., 2022) با این وجود مطالعات بسیار محدودی در دسترس می‌باشد که در شرایط مزرعه‌ای و در نتیجه کاربرد کمپوست زباله شهری به‌عنوان کود آلی اقدام به مدل‌سازی پیش‌بینی وضعیت انباشت فلزات سنگین در عمق‌های مختلف خاک در نتیجهی کاربرد بلندمدت این کود آلی کرده باشد. از این رو، پژوهش حاضر به بررسی وضعیت تجمع فلزات سنگین در عمق‌های مختلف خاک پس از مصرف بلند مدت (دوره ۵۰ ساله) کمپوست زباله جامد شهری در قالب تیمارهای مختلف کودهای شیمیایی و کمپوست پرداخته است، تا میزان سمیت و آلودگی خاک توسط این فلزات مشخص گردد.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر با هدف بررسی وضعیت انباشت فلزات سنگین روی، کادمیم، سرب، نیکل و مس در کرت‌های ۴ سال تیمار شده با سطوح مختلف کمپوست زباله شهری در سال زراعی ۱۴۰۰ به صورت بلوک‌های ناقص نواری در سه تکرار در موسسه تحقیقات خاک و آب کرج اجرا شد. تیمارهای مورد مطالعه در این پژوهش در جدول شماره ۱ ارائه شده است. قبل از اجرای آزمایش و اعمال تیمارها، برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه محل آزمایش بررسی شد (جدول ۲). این خصوصیات عبارت بودند از: (۱) بافت خاک (Gee and Bauder, 1986؛ ۲) قابلیت هدایت الکتریکی (Rhoades, 1993؛ ۳) pH (Rhoades, 1993؛ ۴) درصد کربن آلی (Walkley and Black, 1934؛ ۵) نیتروژن کل (Bremner, 1996؛ ۶) پتاسیم قابل جذب (Helmke and Sparks, 1996؛ ۷) فسفر قابل جذب (Olsen and Sommers, 1982؛ ۸) شکل کل و قابل جذب فلزات روی، مس، نیکل، سرب و کادمیم (Page, 1982). همچنین برخی از خصوصیات مهم کمپوست زباله شهری (تهیه شده از کارخانه تولید کود کمپوست در کهریزک تهران) مورد استفاده در تحقیق حاضر تعیین شد (جدول ۳).

^۲ Municipal Solid Waste Compost

ذکر این نکته حائز اهمیت است که محرک زیستی رشد گیاه استفاده شده در T5، در بخش تحقیقات بیولوژی و بیوتکنولوژی موسسه تحقیقات خاک و آب تولید شده و حاوی باکتری‌های محرک رشد گیاه از جنس *Microbacterium Sp* می‌باشد. در اجرای پژوهش حاضر، عملیات زراعی مطابق با عرف منطقه و با استفاده از ماشین‌آلات کشاورزی مناسب انجام شد.

جدول ۱: تیمارهای استفاده شده در پژوهش حاضر

علائم اختصاری	توضیح تیمار
T1	کاربرد کودهای شیمیایی نیتروژنی، فسفری و پتاسیمی بر اساس آزمون خاک
T2	کاربرد ۲۰ تن در هکتار کمپوست پسماند هر دو سال یکبار + کاربرد ۷۵ درصد مقدار نیتروژن توصیه شده + کاربرد ۵۰ درصد مقدار فسفر و پتاسیم توصیه شده
T3	کاربرد سالانه ۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله جامد شهری + کاربرد ۷۵ درصد مقدار نیتروژن توصیه شده
T4	کاربرد سالانه ۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله جامد شهری (۱۰ تن در هکتار کشت اول و ۱۰ تن در هکتار کشت دوم)
T5	کاربرد ۲۰ تن در هکتار کمپوست زباله جامد شهری هر دو سال یکبار + کاربرد ۷۵ درصد مقدار نیتروژن توصیه شده + کاربرد ۵۰ درصد مقدار فسفر و پتاسیم توصیه شده + کاربرد محرک های زیستی رشد گیاه

آزمایشات پیمانهای

آزمایشات پیمانهای با هدف تعیین میزان املاح جذب شده انجام شد. قبل از اعمال تیمارها اقدام به نمونه برداری از عمق-های ۱۵-۰، ۳۰-۱۵ و ۳۰-۴۵ سانتی متری خاک کرت‌هایی که می‌بایست کودهای شیمیایی و کمپوست دریافت کنند، گردید تا وضعیت آن‌ها از نظر میزان فلزات سنگین مشخص شود. بعد از برداشت محصول (ذرت علوفه‌ای) از مزرعه مورد مطالعه، اقدام به نمونه برداری از عمق‌های ذکر شده و تعیین غلظت شکل کل فلزات سنگین سرب، کادمیوم، مس، روی و نیکل شد. برای تعیین زمان تعادل، مخلوط خاک و کمپوست در ارلن‌های ۲۵۰ میلی لیتری ریخته شد. سپس ۲۰۰ میلی لیتر محلول آلاینده غلظت‌های ۱۰، ۳۰ و ۱۰۰ پی پی ام به ارلن‌ها اضافه گردید. پس از تنظیم نهایی pH ارلن‌ها روی شیکر با دور ۱۲۰ دور در دقیقه قرار گرفتند. نمونه برداری از هر کدام از ارلن‌ها، به مقدار ۵ میلی لیتر، در زمان‌های ۲، ۱۰، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ دقیقه قرار گرفتند. نمونه برداری مرحله بعد، درصدهای وزنی مورد نظر از مخلوط خاک و کمپوست تهیه گردید و ۵۰ میلی لیتر محلول آلاینده در ابتدای آزمایش با غلظت‌های ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۵۰، ۷۰، ۱۰۰، ۱۲۰ و ۱۵۰ پی پی ام به هر کدام از مخلوط‌ها اضافه شد. این آزمایشات در سه تکرار در ارلن‌های ۲۵۰ میلی لیتری به عنوان ظروف واکنش و در دمای 25 ± 2 درجه سانتی گراد انجام شد. با توجه به زمان تعادل به دست آمده برای هر کدام از محلول‌ها، ارلن‌ها روی همزن با دور ۱۲۰ دور در دقیقه قرار داده شدند و پس از صاف کردن، غلظت آلاینده-های باقی مانده در محلول‌ها با دستگاه جذب اتمی کوره گرافیتی^۳ (GFAAS Perkin Elmer 900Z USA) قرائت گردید.

پس از تعیین هم‌دما بهینه جذب با استفاده از نرم‌افزار SPSS و روش تحلیل رگرسیون غیرخطی، معادلات هم‌دمای لانگمویر (رابطه ۱)، فروندلیچ (رابطه ۳) و تمکین (رابطه ۴) بر داده‌های به دست آمده برازش داده شد و بهترین مدل انتخاب گردید.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{k_L} + \frac{\alpha_L}{k_L} C_e \quad \text{رابطه (۱)}$$

^۳ Graphite Furnace Atomic Absorption Spectroscopy (GFAAS)

در معادله فوق، q_e غلظت آلاینده جذب شده در لحظه تعادل (میلی گرم بر کیلوگرم)، k_L ثابت لانگمویر (لیتر بر کیلوگرم)، C_e غلظت تعادلی آلاینده (میلی گرم بر لیتر) و α_L پارامتر بدون بعد می باشد. مقدار ظرفیت جذب یا ظرفیت حذف آلاینده از محلول-های حاوی آلاینده (q_e) حاضر در معادلات هم‌دما مورد بررسی، از معادله زیر (رابطه ۲) به دست می آید:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{M} \quad \text{رابطه ۲}$$

در این معادله، V حجم محلول (لیتر)، M جرم جاذب به کار رفته، C_0 و C_e به ترتیب غلظت اولیه و تعادلی آلاینده (میلی گرم بر لیتر) می باشد.

$$q_{eq} = k_F C_{eq}^{\frac{1}{n}} \quad \text{رابطه ۳}$$

در این معادله q_{eq} ظرفیت جذب تعادلی روی جاذب (mg/g)، k_f ثابت فروندلیچ (mg/g)، $1/n$ شدت جذب سطحی که گاهی با β نشان می دهند، C_{eq} غلظت تعادلی در محلول (mg/L) می باشد.

$$\theta = A \cdot \ln p + B \quad \text{رابطه ۴}$$

در این معادله θ کسر پوششی سطح (نسبت سطح پوشیده شده به کل سطح در دسترس برای جذب) p فشار یا غلظت گاز مورد نظر بوده و A و B مقادیر ثابت هستند.

پس از برآزش معادلات هم‌دماهای مختلف در نرم افزار MATLAB بر داده‌های به دست آمده، بهترین معادله برای استفاده در مدل‌های هایدروس و ماکرو انتخاب شد.

مدل سازی و پیش‌بینی غلظت فلزات سنگین

برای مدل سازی و پیش‌بینی وضعیت انباشت فلزات سنگین و بررسی خطر ناشی از آن‌ها در اثر مصرف بلندمدت کمپوست زباله جامد شهری، از مدل‌های هایدروس^۴ یک بعدی و ماکرو^۵ استفاده شد. به منظور مدل سازی نتایج آزمایشات با هایدروس از نرم افزار هایدروس یک بعدی استفاده شد که این مدل بر اساس معادله ریچاردز (Richards, 1931) پایه گذاری شده و از روش حل عددی جریان یک بعدی آب کار می کند (رابطه ۵).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] + S_w \quad \text{رابطه ۵}$$

در معادله فوق h فشار آب، θ رطوبت حجمی خاک، K هدایت هیدرولیکی غیراشباع خاک، Z عمق خاک، S_w مقدار مخزن یا چاهک و t زمان می باشد. از سوی دیگر، با در نظر داشتن معادله انتقال یک بعدی املاح از طریق انتشار مولکولی و پخشیدگی هیدرودینامیک، خواهیم داشت:

$$\frac{\partial C\theta}{\partial t} + \rho \frac{\partial s}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} - J_w \frac{\partial C}{\partial Z} + U \quad \text{رابطه ۶}$$

در این معادله، C غلظت محلول خاک، Z عمق خاک، D ضریب پخشیدگی، t زمان، ρ جرم مخصوص ظاهری خاک، U مقدار مخزن یا چاهک، J_w شدت جریان و S مقدار املاح جذب شده است.

^۴ HYDRUS

^۵ MACRO

مدل استاندارد معادله همرفت-انتشار (رابطه ۵)، نتایج موفقیت آمیزی در ستون‌های خاک ارائه کرده است ولی تحقیقات مختلف ثابت کرده است که در خاک‌های هتروژن و خاک‌های دارای ساختمان نتایج ضعیف‌تری از خود نشان داده است. به همین دلیل مدل فیزیکی غیر تعادلی (NECDE) یا مدل روان-ساکن توصیه شد تا خاک را به دو منطقه متحرک (دینامیک) و غیرمتحرک تقسیم کند. در این حالت معادله همرفت-انتشار به منطقه متحرک محدود شده و در منطقه غیرمتحرک انتقال املاح تحت تاثیر پخشیدگی است.

اساس مدل ماکرو که در واقع یک مدل نفوذپذیری دوگانه است (Jarvis and Larsson, 1998)، تقسیم محیط خاک به دو بخش منافذ ریز و منافذ درشت می‌باشد. در بخش منافذ درشت، جریان تحت تاثیر نیروی ثقل است. اما در بخش منافذ ریز، انتقال املاح از معادله ریچاردز تبعیت می‌کند. بنابراین مقدار مخزن یا چاهک (S_w) در اینجا نیز به کار برده می‌شود تا رابطه بین منافذ ریز و درشت خاک به صورت زیر تعریف گردد (رابطه ۷):

$$S_w = \left(\frac{3D_w \gamma_w}{d^2} \right) (\theta_b - \theta_{mi}) \quad \text{رابطه ۷}$$

در این معادله، D_w پخشیدگی موثر آب، γ_w فاکتور مقیاس (فاقد بعد)، d طول موثر پخشیدگی، θ_b رطوبت حجمی اشباع خاک و θ_{mi} رطوبت حجمی خاک در منافذ ریز می‌باشد. مقدار فاکتور مقیاس در مدل ماکرو ۰/۸ تعیین شده است. لازم به ذکر است پیش از انجام مدل‌سازی اقدام به تخمین پارامترهای هیدرولیکی مدل شد. بر این اساس، پارامترهای هیدرولیکی مورد نیاز مثل رطوبت اشباع، ظرفیت مزرعه و رطوبت در نقطه پژمردگی در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. ولی ضریب آبگذری اشباع و پارامترهای مدل ونگنوختن، که در مدل‌سازی مورد نیاز هستند از بخش نرم افزاری رزتا که در نرم افزارهای هایدروس و ماکرو وجود دارد با استفاده از اجزای بافت خاک (شن، سیلت و رس)، درصد کربنات کلسیم، جرم مخصوص ظاهری و ... تخمین زده شد.

شاخص‌های آلودگی

شاخص‌های آلودگی مورد استفاده در پژوهش حاضر برای ارزیابی خطر حاصل از انباشت فلزات سنگین در خاک در اثر مصرف کمپوست زباله شهری، شامل شاخص زمین انباشتگی (Igeo)^۶ (Wei et al., 2011)، فاکتور آلودگی (CF)^۷ (Hakanson, 1980)، شاخص بار آلودگی (PLI)^۸ (Angulo, 1996) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI)^۹ (Hakanson, 1980) بود (رابطه ۸-۱۱).

شاخص زمین انباشتگی (Igeo):

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad \text{رابطه ۸}$$

در معادله فوق، C_n غلظت کل فلزات سنگین در خاک، B_n غلظت زمینه‌ای فلزات سنگین می‌باشد. بر اساس این شاخص، خاک‌ها در هفت کلاس آلودگی قرار می‌گیرند (Huang et al., 2020): ۱) غیرآلوده (کمتر از صفر)، ۲) غیر آلوده تا کمی آلوده (۰-۱)، ۳) کمی آلوده (۱-۲)، ۴) کمی تا بسیار آلوده (۲-۳)، ۵) بسیار آلوده (۳-۴)، ۶) بسیار تا به شدت آلوده (۴-۵)، ۷) به شدت آلوده (بیشتر از ۵).

فاکتور آلودگی (CF):

^۶ Geo-accumulation Index

^۷ Contamination Factor

^۸ Pollution Load Index

^۹ Potential Ecological Risk Index

$$CF = C_{\text{metal}}/C_{\text{background}}$$

رابطه ۹)

در این معادله، C_{metal} و $C_{\text{background}}$ به ترتیب غلظت زمینه‌ای فلز و غلظت آن در خاک سطحی می‌باشد. با توجه به شاخص فاکتور آلودگی، خاک‌ها به چهار کلاس از نظر آلودگی تقسیم می‌شوند: آلودگی کم (>1)؛ آلودگی متوسط ($1-3$)؛ آلودگی زیاد ($3-6$) و آلودگی خیلی زیاد (≤ 6).

شاخص بار آلودگی (PLI):

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n}$$

رابطه ۱۰)

در رابطه بالا، n تعداد فلزات سنگین اندازه‌گیری شده و CF فاکتور آلودگی مربوط به هر کدام از فلزات سنگین می‌باشد. طبق این شاخص، خاک‌ها به دو کلاس غیرآلوده (کمتر از یک) و آلوده (بیشتر از یک) از نظر آلودگی تقسیم می‌شوند (Tomlinson, 1980).

شاخص ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI):

$$E_i = \sum_{i=1}^n T_i * C_i \rightarrow RI = \sum_{i=1}^n E_i$$

رابطه ۱۱)

در معادله فوق، E_i فاکتور پتانسیل خطر زیست‌محیطی برای آلاینده i ، C_i نسبت غلظت فلز در خاک به غلظت زمینه‌ای آن، T_i عامل پاسخ سمیت برای یک آلاینده است. لازم به ذکر است که مقدار T_i برای فلزات سنگین نیکل، سرب و کادمیوم به ترتیب ۲، ۵ و ۳۰ تعیین شده است. شاخص RI دارای چهار کلاس از نظر میزان خطر زیست‌محیطی می‌باشد: کم خطر (کمتر از ۱۵۰)، خطر متوسط (۱۵۰-۳۰۰)، خطر قابل توجه (۳۰۰-۶۰۰) و خطر بسیار زیاد (بیشتر از ۶۰۰).

معیارهای ارزیابی

برای بررسی نتایج و دقت مدل از معیارهای آماری میانگین خطا (ME)^{۱۰} (رابطه ۱۲)، ضریب جرم باقی‌مانده (CRM)^{۱۱} (رابطه ۱۳) و کارایی مدل (EF)^{۱۲} (رابطه ۱۴) به منظور ارزیابی دقت مدل‌ها استفاده شدند. آماره CRM نشان دهنده بیش‌برآوردی^{۱۳} یا کم‌برآوردی^{۱۴} مدل بوده و مقادیر بین منفی بی‌نهایت تا مثبت بی‌نهایت را شامل می‌شود. هر قدر که مقدار CRM به صفر نزدیک‌تر باشد، دقت برآورد مدل نیز بیشتر خواهد بود. اما اگر مقادیر این آماره منفی باشد، مدل به بیش‌برآوردی پیش‌بینی‌ها تمایل دارد و برعکس. مقادیر آماره EF بین منفی بی‌نهایت و یک بوده و هرچه به یک نزدیک‌تر باشد نشان دهنده بیشتر بودن دقت مدل است. این آماره مقادیر شبیه‌سازی شده را با میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده مقایسه می‌کند. در واقع منفی بودن مقدار EF نشان دهنده آن است که میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده برآورد بهتری نسبت به مقادیر شبیه‌سازی شده ارائه می‌دهد (Loague and Green, 1991). با فرض یکسان بودن داده‌های اندازه‌گیری شده و برآورد شده، باید مقادیر آماره‌های صحت سنجی به صورت $ME=0$ ، $EF=1$ و $CRM=0$ باشد.

^{۱۰} Mean error

^{۱۱} Coefficient of Residual Mass

^{۱۲} Modeling Efficiency

^{۱۳} Overestimation

^{۱۴} Underestimation

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{X})^2} \quad \text{رابطه ۱۲}$$

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - y_i)}{N} \quad \text{رابطه ۱۳}$$

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^N x_i - \sum_{i=1}^N y_i}{\sum_{i=1}^N x_i} \quad \text{رابطه ۱۴}$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{X})^2} \quad \text{رابطه ۱۵}$$

در رابطه‌های ۱۲ تا ۱۵، N تعداد داده‌ها، x_i : داده‌های اندازه‌گیری شده، \bar{X} میانگین داده‌های اندازه‌گیری شده، y_i : داده‌های تخمینی می‌باشد.

در نهایت اقدام به انجام آنالیز حساسیت مدل‌ها در این مطالعه شد. آنالیز حساسیت، روشی است که جهت بررسی تأثیر نتایج یک مدل نسبت به تغییرات داده‌های ورودی مورد استفاده قرار می‌گیرد. برای تعیین حساسیت مدل، ابتدا مقادیر ضرایب ورودی پایه ۲۵ درصد کم و زیاد گردید و مدل اجرا شد. ضرایب شامل هدایت هیدرولیکی (K)، رطوبت حجمی باقیمانده خاک (θ_r) مقدار آب خاک در حالت اشباع (θ_s)، عکس پتانسیل ورود هوا به داخل خاک در منحنی رطوبتی، پارامتر تجربی در شکل منحنی رطوبتی که بیانگر اتصال خلل و فرج می‌باشد و ضریب اعوجاج در تابع جریان می‌باشند.

نتایج و بحث

خصوصیات کمپوست و خاک محل اجرا

نتایج تجزیه خاک محل اجرای پژوهش نشان داد که خاک منطقه مذکور به لحاظ قابلیت هدایت الکتریکی غیرشور است و دارای pH قلیایی می‌باشد (جدول ۲). همچنین بافت خاک لومی است. کمپوست زباله شهری مورد استفاده دارای pH اسیدی و شوری زیاد است. مقادیر کربن آلی و عناصر غذایی آن بالا بوده (جدول ۳) و می‌تواند در صورت عدم ایجاد آلودگی به عنوان یک منبع تغذیه‌ای مناسب برای گیاهان مورد استفاده قرار گیرد. اما خطر شوری‌زایی آن باید مورد بررسی قرار گیرد. با مقایسه‌ی محتوای فلزات سنگین موجود در کمپوست مورد مطالعه با استاندارد ملی ایران مشاهده می‌شود که محتوی مس، روی، سرب، کادمیم و نیکل کمپوست مصرف در دامنه غلظتی مجاز استاندارد ملی ایران می‌باشد. بر اساس استاندارد ملی ایران شماره ۱۰۷۱۶ (بی‌نام ۱۳۸۷)، بیشینه حد مجاز مس ۶۵۰، روی ۱۳۰۰، سرب ۲۰۰، کادمیم ۱۰ و نیکل ۱۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم برای کمپوست می‌باشد. همچنین در این پژوهش بیشینه حد مجاز عناصر سنگین برای خاک براساس سازمان حفاظت محیط زیست در نظر گرفته شده است که برای مس ۲۰۰، روی ۵۰۰، سرب ۷۵، کادمیم ۵ و نیکل ۱۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد.

جدول ۲- برخی از خصوصیات خاک محل آزمایش

غلظت	واحد	پارامترها	مقادیر	واحد	پارامترها
۱۷/۸	mg/kg	نیترات	۸/۲	-	pH
۱/۷	mg/kg	آمونیم	۱/۱	ds/m	EC
۵/۸	mg/kg	فسفر قابل جذب	۱۳/۶	meq/100gsoil	CEC
۲۱۸	mg/kg	پتاسیم قابل جذب	۰/۴۹	%	کربن آلی
۳۵/۹۷	mg/kg	مس کل	۱۲/۵	%	کربنات کلسیم معادل
۰/۹۳	mg/kg	مس قابل جذب	۳۶/۳	%	رطوبت اشباع
۷۲/۸۹	mg/kg	روی کل	۱۶/۷	%	ظرفیت زراعی (FC)
۰/۶۷	mg/kg	روی قابل جذب	۸/۴	%	نقطه پژمردگی دائم (PWP)
۱۸/۳۳	mg/kg	سرب کل	۲۵/۰	%	رس
۰/۳۴	mg/kg	کادمیم کل	۳۸/۰	%	سیلت
۲۹/۳۰	mg/kg	نیکل کل	۳۷/۰	%	شن
			لوم	-	بافت

جدول ۳- برخی از خصوصیات کمپوست زیاله شهری استفاده شده در این آزمایش

پارامترها*	pH	EC	کربن آلی	نیتروژن	فسفر	پتاسیم	رطوبت	نیترات	آمونیم	روی	مس	سرب	کادمیم	نیکل
واحد	-	ds ^{m-1}	%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
مقادیر	۶/۹	۸/۰	۱۴/۰	۱/۰	۰/۹	۰/۴۳	۵/۳	۱۱۲	۴۲۰	۴۲۵	۲۳	۱۳۳/۵	۱/۱	۲۰

*غلظت کل همه عناصر در جدول گزارش شده است

آزمایشات پیمانه‌ای، مدل‌سازی و پیش‌بینی غلظت فلزات سنگین

نتایج به دست آمده از آزمایشات پیمانه‌ای که در جدول ۴ ارائه شده نشان‌دهنده ضرایب جذب برای فلزات روی، کادمیم، سرب، نیکل و مس است که این ضرایب در مدل‌سازی جذب و تجمع فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفت. بر همین اساس، به ترتیب ضرایب جذب مدل‌های فروندلیچ، لانگمویر و تمکین برای فلزات مذکور انتخاب و در مدل‌سازی استفاده شدند.

جدول ۴- ضرایب جذب به دست آمده در مدل‌های مختلف جذب برای فلزات سنگین مورد مطالعه

مدل	عناصر سنگین	$1/n$	K_f (L/g)	q_{max}	K_L (L/g)	K_T (L/mg)	b_c (KJ/mol)	R^2
فروندلیچ	سرب	۰/۵۹۲	۰/۱۰۱	-	-	-	-	۰/۹۸۳
	روی	۰/۷۳۵	۰/۰۱۹	-	-	-	-	۰/۹۷۱
	مس	۰/۷۳۰	۰/۰۱۶	-	-	-	-	۰/۹۷۹
	کادمیم	۰/۲۵۴	۰/۲۷۰	-	-	-	-	۰/۹۸۵
	نیکل	۰/۳۸۳	۰/۳۶۰	-	-	-	-	۰/۹۸۰
لانگمویر	سرب	-	-	۷/۷۸	۰/۰۰۳۰۷	-	-	۰/۹۷۳
	روی	-	-	۴/۹۵	۰/۰۰۱۴۶	-	-	۰/۹۷۷
	مس	-	-	۴/۴۲	۰/۰۰۳۳۲	-	-	۰/۹۸۲
	کادمیم	-	-	۶/۳۲	۰/۰۰۲۰۰	-	-	۰/۹۸۰
	نیکل	-	-	۴/۸۲	۰/۰۱۷۰۰	-	-	۰/۹۳۰

تمکین	سرب	-	-	-	۰/۰۷۰	۱/۹۶۱	۰/۹۲۴
	روی	-	-	-	۰/۰۲۹	۲/۸۸۲	۰/۹۱۷
	مس	-	-	-	۰/۰۲۷	۳/۳۰۵	۰/۹۰۴
	کادمیوم	-	-	-	۰/۰۹۰	۰/۰۱۲	۰/۶۹۰
	نیکل	-	-	-	۰/۲۹۲	۱/۱۲۰	۰/۷۱۰

نتایج مربوط به تخمین پارامترهای هیدرولیکی مدل نشان داد که ضریب آبگذری اشباع خاک حدود ۸/۵ میلی متر در ساعت، و ضریب شکل مدل ونگنوختن (n) برابر با ۱/۴۹ می باشد. همچنین مقدار رطوبت باقی مانده (θ_r) حدود ۱۳ درصد است. با توجه به این که معادلات همدمای فروندلیچ و لانگمویر با داده‌های تعادلی تناسب خوبی را ارائه می‌دهند و رفتار جذبی فلزات سنگین را به خوبی توصیف می‌کنند (Chen et al., 2022; Fadl, 2023)، این هم‌دماها را می‌توان به‌عنوان بهترین معادلات جهت پیش‌بینی نحوه تجمع فلزات سنگین در طولانی مدت توسط مدل‌های هایدروس و ماکرو در نظر گرفت. همدمای فروندلیچ برای محدوده غلظتی کمتری از ماده جذب شونده مناسب است، در حالی که مدل همدمای لانگمویر برای طیف وسیع تری از غلظت‌ها قابل استفاده است (Quinn, 2015). با مقایسه مدل‌های مختلف جذب و تحلیل توابع خطای ریاضی، می‌توان مناسب بودن مدل‌های هم‌دما را برای جذب فلزات سنگین تعیین کرد. در پژوهش حاضر، به ترتیب هم‌دماهای فروندلیچ، لانگمویر و تمکین برای پیش‌بینی و مدل‌سازی مناسب بودند (جدول ۴). آماره‌های صحت سنجی پیش‌بینی‌های صورت گرفته توسط مدل‌های ماکرو و هایدروس در جدول ۵ ارائه شده است.

جدول ۵- مقایسه مقادیر آماره‌های صحت سنجی دو مدل ماکرو و هایدروس در پیش‌بینی وضعیت انباشت فلزات سنگین در اثر مصرف طولانی مدت کمپوست زباله شهری در قالب تیمارهای مختلف

عناصر سنگین	تیمار*	مدل	معیارهای ارزیابی		
			CRM	ME	EF
روی	T1	HYDRUS	-۰/۳۰۲	۳/۲۹	۰/۶۵۳
		MACRO	۰/۱۲۶	۳/۳۹	۰/۲۸۹
	T2	HYDRUS	-۰/۰۵۵	۳/۳۱	۰/۷۲۱
		MACRO	۰/۱۱۲	۴/۵۵	۰/۳۲۲
	T3	HYDRUS	-۰/۰۲۳	۳/۲۳	۰/۷۰۲
		MACRO	۰/۱۰۹	۴/۶۳	۰/۳۰۱
	T4	HYDRUS	-۰/۰۳۴	۲/۴۱	۰/۶۹۱
		MACRO	۰/۲۱۵	۵/۳۲	۰/۱۸۹
	T5	HYDRUS	-۰/۰۲۷	۲/۴۳	۰/۶۸۲
		MACRO	۰/۱۲۹	۳/۲۱	۰/۱۵۶
کادمیوم	T1	HYDRUS	۰/۰۱۸	۴/۶۱	۰/۵۷۹
		MACRO	۰/۳۹۷	۶/۳۹	۰/۴۵۳
	T2	HYDRUS	۰/۰۲۵	۳/۳۹	۰/۷۳۲
		MACRO	۰/۱۱۹	۸/۸۷	۰/۴۹۶
	T3	HYDRUS	۰/۰۴۲	۴/۷۹	۰/۵۲۱
		MACRO	۰/۲۵۹	۶/۵۴	۰/۳۸۷
	T4	HYDRUS	۰/۰۳۲	۳/۸۹	۰/۶۹۱
		MACRO	۰/۲۶۷	۶/۹۸	۰/۴۲۲
	T5	HYDRUS	۰/۰۱۵	۳/۰۲	۰/۷۳۳
		MACRO	۰/۳۴۷	۶/۶۲	۰/۴۴۱

۰/۶۴	۰/۳۲۱	۴/۲۱	-۰/۰۳۳	HYDRUS	T1	سرب
۰/۵۸	۰/۰۳۳	۵/۵۱	۰/۳۳۵	MACRO		
۰/۸۵	۰/۶۵۵	۲/۵۳	-۰/۰۴۶	HYDRUS	T2	
۰/۵۶	۰/۱۵۶	۸/۵۶	۰/۱۲۳	MACRO		
۰/۷۳	۰/۵۲۳	۲/۹۸	-۰/۰۲۳	HYDRUS	T3	
۰/۵۹	۰/۳۳۲	۶/۵۲	۰/۲۵۲	MACRO		
۰/۸۹	۰/۲۳۳	۳/۳۳	-۰/۰۳۲	HYDRUS	T4	
۰/۶۲	۰/۱۲۴	۷/۳۳	۰/۴۶۲	MACRO		
۰/۶۹	۰/۱۲۹	۳/۵۳	-۰/۰۱۵	HYDRUS	T5	
۰/۶۱	۰/۰۲۵	۴/۴۱	۰/۲۸۲	MACRO		
۰/۶۷	۰/۶۰۵	۳/۳۵	۰/۰۱۹	HYDRUS	T1	نیکل
۰/۴۹	۰/۲۹۸	۵/۹۱	۰/۳۵۱	MACRO		
۰/۶۵	۰/۵۵۰	۳/۳۱	۰/۰۱۳	HYDRUS	T2	
۰/۵۱	۰/۳۵۳	۵/۵۳	۰/۶۲۴	MACRO		
۰/۶۹	۰/۵۹۸	۳/۴۹	۰/۰۱۶	HYDRUS	T3	
۰/۵۲	۰/۲۵۹	۵/۴۲	۰/۲۵۳	MACRO		
۰/۷۲	۰/۶۳۱	۳/۵۸	۰/۱۱۰	HYDRUS	T4	
۰/۴۹	۰/۴۳۷	۵/۳۱	۰/۳۴۹	MACRO		
۰/۶۵	۰/۶۵۴	۳/۷۹	۰/۱۰۵	HYDRUS	T5	
۰/۳۹	۰/۴۹۸	۷/۵۶	۰/۴۴۴	MACRO		
۰/۷۱	۰/۶۵۷	۳/۲۱	-۰/۲۳۳	HYDRUS	T1	مس
۰/۵۱	۰/۴۰۱	۳/۹۷	۰/۲۴۲	MACRO		
۰/۸۱	۰/۶۵۹	۱/۵۳	-۰/۱۳۳	HYDRUS	T2	
۰/۵۱	۰/۴۲۱	۵/۳۶	۰/۲۵۳	MACRO		
۰/۷۳	۰/۶۳۱	۲/۹۲	-۰/۲۱۲	HYDRUS	T3	
۰/۵۳	۰/۲۹۱	۴/۹۷	۰/۳۲۱	MACRO		
۰/۶۹	۰/۵۹۸	۴/۳۴	-۰/۱۶۱	HYDRUS	T4	
۰/۴۳	۰/۲۳۱	۶/۵۱	۰/۳۳۱	MACRO		
۰/۷۲	۰/۷۵۲	۲/۲۵	-۰/۱۸۱	HYDRUS	T5	
۰/۴۶	۰/۳۴۶	۵/۹۵	۰/۲۶۲	MACRO		

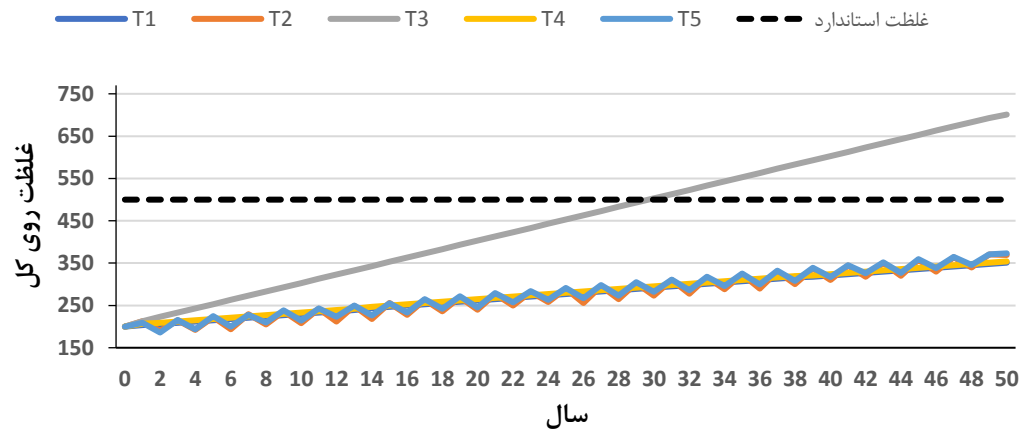
*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۵، دقت مدل هایدروس در برآورد مقادیر پیش‌بینی شده بیش‌تر از مدل ماکرو می‌باشد، به همین دلیل صرفاً به ارائه نتایج مربوط به پیش‌بینی‌های مدل هایدروس در این مقاله بسنده می‌شود.

وضعیت انباشت عناصر سنگین در خاک در تیمارهای مختلف در طول دوره ۵۰ ساله

روی کل

بر اساس نتایج به دست آمده تیمار مصرف سالیانه ۲۰ تن در هکتار کمپوست به همراه ۷۵ درصد نیتروژن (T3) در صورت مصرف بلند مدت سبب تجمع بیشترین مقدار روی در عمق ۴۵-۰ سانتی‌متری خاک خواهد شد (شکل ۱). مقدار تقریبی روی طی یک دوره ۵۰ ساله در اثر اعمال تیمار T3 به ۷۰۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خواهد رسید. در رتبه دوم تیمار T5 قرار دارد که به حدود ۳۷۳ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید. پس از آن تیمارهای T2 و T4 می‌باشد که مقدار روی در خاک سطحی به ترتیب حدود ۳۶۹ و ۳۵۴ میلی‌گرم در کیلوگرم رسیده است.

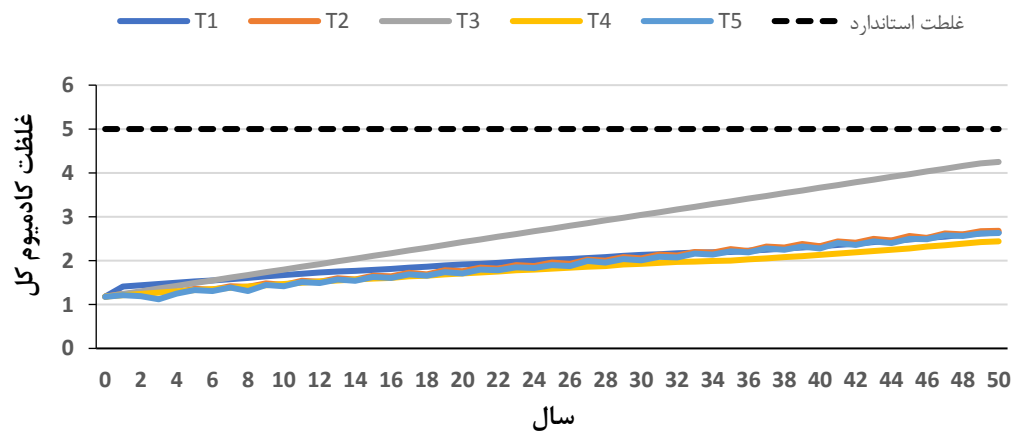


شکل ۱- وضعیت تجمع روی کل خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۴۵-۰ سانتی متری در اثر مصرف کمپوست زباله شهری *علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

در واقع مصرف تیمارهای T1، T2، T3، T4 و T5 طی ۵۰ سال به ترتیب موجب افزایش ۰/۸۴۵، ۰/۷۷، ۰/۸۶ و ۰/۷۷ برابر غلظت روی در عمق ۴۵ سانتی متری نسبت به تیمار شاهد می گردد. بر همین اساس، فقط اعمال تیمار T3 است که پس از ۵۰ سال موجب افزایش غلظت روی در خاک سطحی به بیش از حد مجاز استاندارد سازمان محیط زیست ایران (۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم) خواهد شد. بنابراین مصرف کمپوست بر اساس سایر تیمارها مشکلی از لحاظ آلودگی روی برای خاک ایجاد نخواهد کرد.

کادمیوم کل

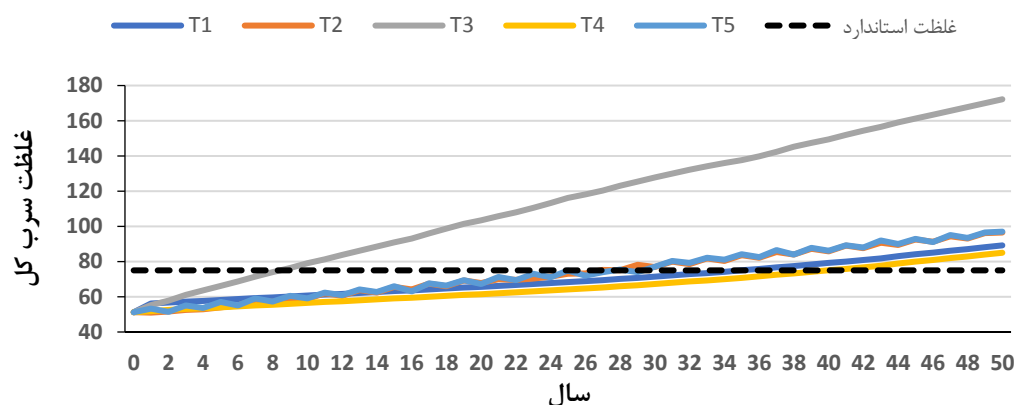
مصرف طولانی مدت کمپوست زباله شهری در قالب تیمار T3 (مصرف سالیانه ۲۰ تن در هکتار کمپوست به همراه ۷۵ درصد نیتروژن) موجب بروز بیشترین تجمع کادمیوم کل در عمق ۴۵-۰ سانتی متری سطح خاک می گردد (شکل ۲). در مراتب بعدی تیمارهای T2، T5 و T4 قرار می گیرند که بیشترین تجمع کادمیوم را در این عمق از خاک به خود اختصاص می دهند. با این حال، با مصرف طولانی مدت کمپوست زباله شهری طبق تیمارهای مورد بررسی، در هیچ کدام از تیمارها مقدار کادمیوم کل در عمق ۴۵-۰ سانتی متر از حد بحرانی مورد نظر سازمان محیط زیست (۵ میلی گرم در کیلوگرم) تجاوز نمی کند.



شکل ۲- وضعیت تجمع کادمیوم کل خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۴۵-۰ سانتی متری در اثر مصرف کمپوست زباله شهری *علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

سرب کل

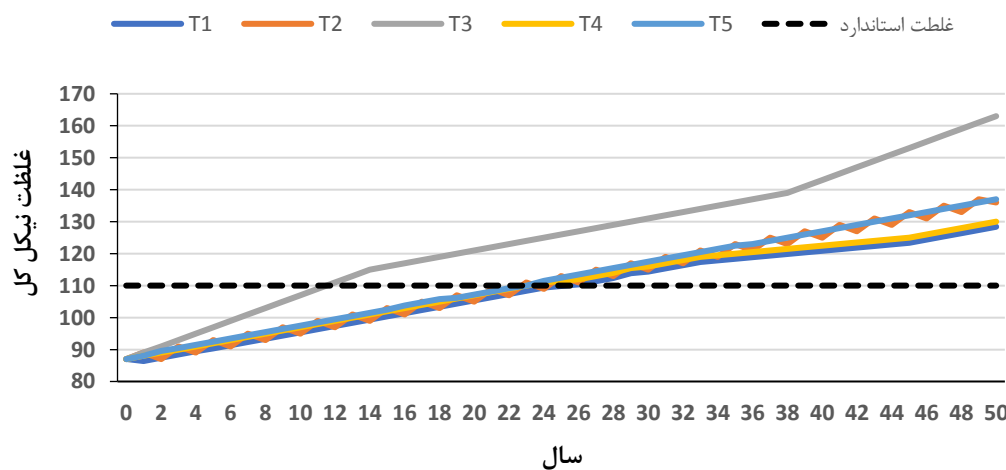
طبق نتایج به دست آمده، بیشترین میزان تجمع سرب کل در عمق ۰-۴۵ سانتی متری خاک در اثر مصرف بلند مدت کمپوست زباله شهری بر اساس تیمار T3 اتفاق خواهد افتاد (شکل ۳). بر اساس پیش‌بینی صورت گرفته در پژوهش حاضر، مصرف سالیانه ۲۰ تن کمپوست در هکتار به همراه ۷۵ درصد نیتروژن (تیمار T3) به مدت ۵۰ سال موجب افزایش غلظت سرب کل به حدود ۱۷۲/۲ میلی-گرم در کیلوگرم در خاک سطحی خواهد شد. پس از این تیمار، به ترتیب تیمارهای T5، T2 و T4 قرار می‌گیرند که در اثر مصرف کمپوست بر اساس این تیمارها طی ۵۰ سال، مقدار سرب کل در عمق ۰-۴۵ سانتی متری خاک به حدود ۹۷، ۹۶/۵ و ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خواهد رسید. با توجه به حد بحرانی سرب کل تعیین شده از سوی سازمان حفاظت محیط زیست (۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم)، تیمارهای T2، T3، T4 و T5 به ترتیب موجب افزایش ۲۸/۷، ۱۲۹/۶، ۱۳/۳ و ۲۹/۳ درصدی سرب کل خاک نسبت به حد مجاز خواهند شد.



شکل ۳- وضعیت تجمع سرب کل خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۰-۴۵ سانتی متری در اثر مصرف کمپوست زباله شهری *علائم اختصاری تیمارها در جدول آمده است.

نیکل کل

طبق نتایج به دست آمده، تیمار T3 سبب بیشترین مقدار نیکل کل در عمق ۰-۴۵ سانتی متری خاک در صورت مصرف بلند مدت کمپوست می‌گردد (شکل ۴).



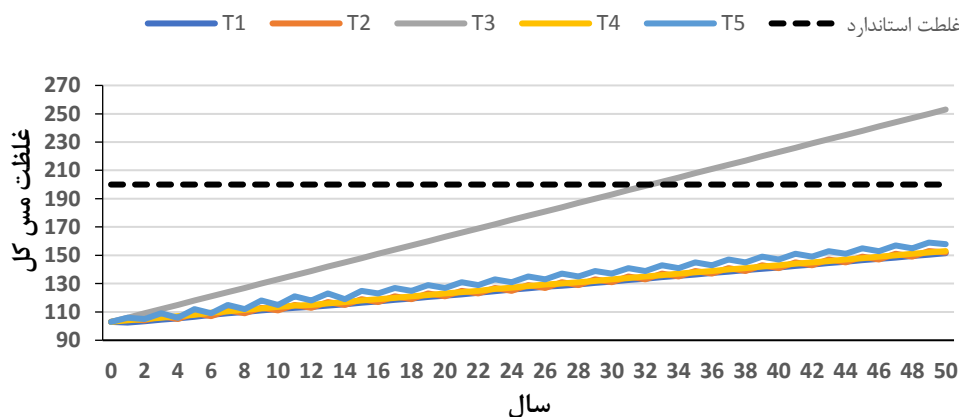
شکل ۴- وضعیت تجمع نیکل کل خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۰-۴۵ سانتی متری در اثر مصرف کمپوست زباله شهری

*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

پس از این تیمار، به ترتیب تیمارهای T5، T2 و T4 در مراتب بعدی قرار می‌گیرند. حد استاندارد نیکل کل خاک ۱۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک است (سازمان حفاظت محیط زیست). طبق پیش‌بینی، در صورت مصرف کمپوست زباله شهری در قالب تیمارهای مذکور و طی ۵۰ سال، مقدار نیکل کل خاک در عمق ۰-۴۵ سانتی‌متر به ترتیب به حدود ۱۶۳، ۱۳۷، ۱۳۶ و ۱۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم برای تیمارهای T3، T5، T2 و T4 خواهد رسید. این مقادیر به لحاظ درصدی به ترتیب ۴۸/۲، ۲۴/۵، ۲۳/۶ و ۱۸/۱ درصد بیش‌تر از مقدار مجاز تعیین شده برای نیکل کل خاک توسط سازمان محیط زیست می‌باشند. بنابراین طبق نتایج (شکل ۴)، می‌توان گفت مصرف کمپوست زباله شهری در قالب ۴ تیمار مذکور سبب افزایش غلظت نیکل کل خاک سطحی (تا عمق ۴۵ سانتی‌متر) به بیش از مقدار مجاز به ترتیب تا ۱۲، ۲۳، ۲۳ و ۲۳ سال خواهد شد.

مس کل

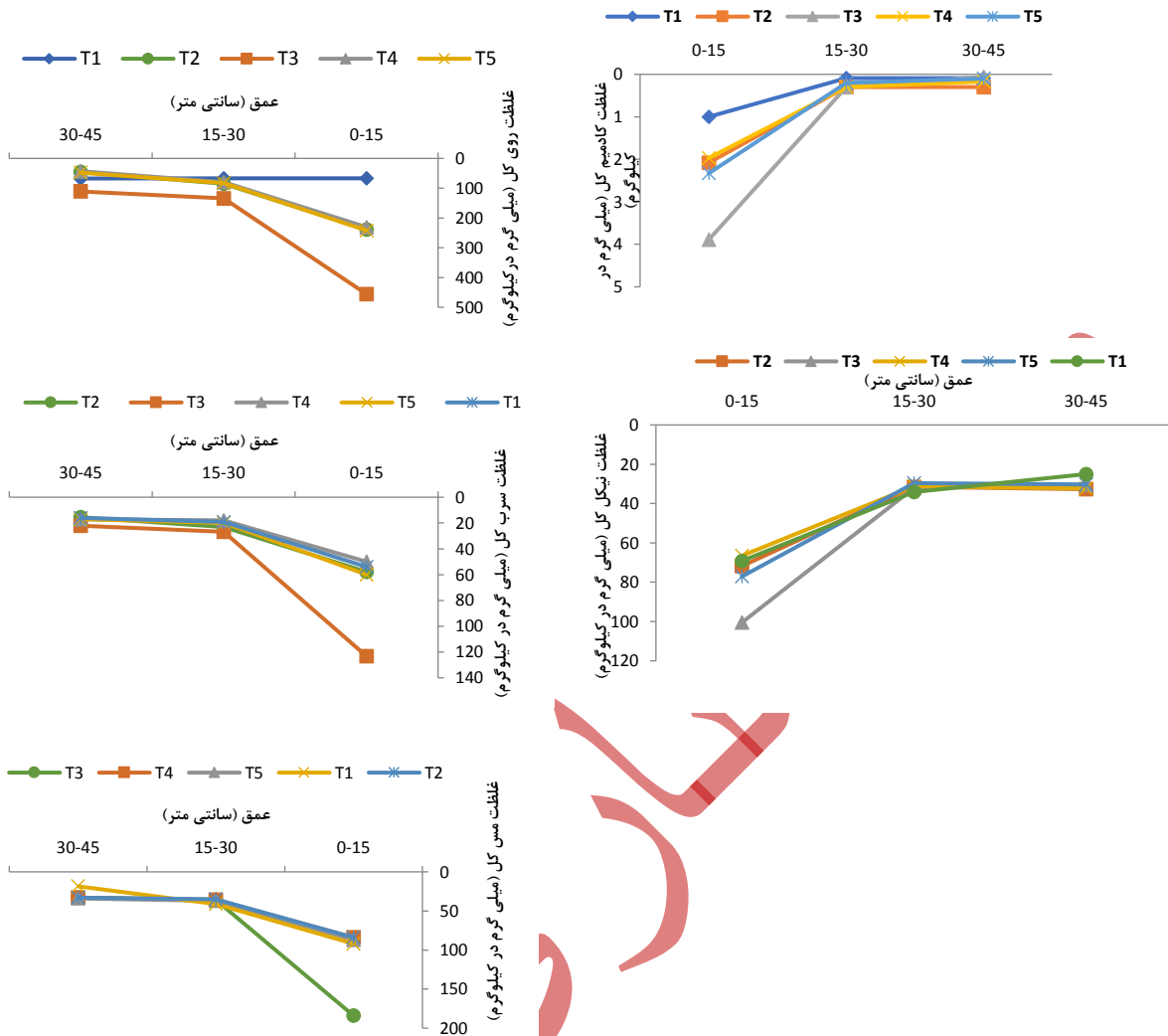
نتایج حاکی از آن بود که در صورت مصرف طولانی مدت کمپوست، به ترتیب تیمارهای T3، T5، T4 و T2 موجب تجمع بیشترین مقدار مس کل در عمق ۴۵ سانتی‌متری خاک خواهند شد (شکل ۵). بر این اساس، مقدار مس کل در عمق مذکور برای تیمارهای فوق بعد از ۵۰ سال به حدود ۲۵۳، ۱۵۸، ۱۵۳ و ۱۵۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خواهد رسید. نظر به این که حد بحرانی برای مس کل در خاک از سوی سازمان محیط زیست ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم اعلام شده است، مصرف سالیانه ۲۰ تن کمپوست زباله شهری در هکتار به همراه ۷۵ درصد نیتروژن (تیمار T3) موجب افزایش ۲۶/۵ درصدی مس کل خاک در عمق ۴۵ سانتی‌متری نسبت به حد بحرانی شده و پیش‌بینی می‌گردد پس از ۳۲ سال غلظت مس کل از حد مجاز عبور کند (شکل ۵).



شکل ۵- وضعیت تجمع مس کل خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در عمق ۰-۴۵ سانتی‌متری در اثر مصرف کمپوست زباله شهری *علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

تغییرات عناصر سنگین در عمق‌های مختلف

طبق شکل ۶، اگر عملیات کشت و کار به صورت بی‌خاک‌ورزی انجام شود و طی ۵۰ سال مصرف کمپوست زباله شهری خاک‌ورزی عمقی صورت نگیرد، به طور میانگین حدود ۶۵ درصد از روی، ۸۰ درصد کادمیوم، ۶۳ درصد از سرب، ۶۲-۵۵ درصد نیکل، ۷۲-۵۲ درصد از مس کل در عمق ۰-۱۵ سانتی‌متری خاک تجمع خواهد یافت.



شکل ۶- نحوه توزیع روی، کادمیوم، سرب، نیکل و مس کل در عمق‌های مختلف خاک در اثر مصرف طولانی مدت کمپوست زباله شهری *علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

طبق نتایج پژوهش حاضر، مصرف تیمار T3 بیش‌ترین تأثیر را در تجمع فلزات سنگین در خاک سطحی در بلند مدت خواهد داشت. همچنین در نتیجه مصرف کمپوست بر اساس این تیمار در طولانی مدت، غلظت فلزات روی، مس، سرب و نیکل در خاک سطحی از حدود مجاز اعلام شده از سوی سازمان محیط زیست کشور بالاتر خواهد رفت. (Bhardwaj et al. (2023) یک همبستگی مثبت بین مقدار کمپوست زباله شهری مصرف شده با میزان فلزات سنگین تجمع یافته در خاک گزارش کرده‌اند. با توجه به نتایج پژوهش حاضر، وجود این همبستگی می‌تواند دلیلی بر تجمع زیاد فلزات سنگین بر اثر مصرف سالیانه و بلند مدت کمپوست زباله شهری باشد. نتایج پژوهش حاضر مشابه تحقیقات محققانی مانند (Yuksel (2015) و Mousavi et al. (2017) می‌باشد. لازم به ذکر است بر اساس نتایج به دست آمده در پژوهش حاضر، علی‌رغم افزایش غلظت کادمیوم در خاک سطحی در اثر مصرف کمپوست، در هیچ کدام از تیمارها غلظت کادمیوم در بلند مدت از حدود مجاز تجاوز نخواهد کرد. وجود پلاستیک، سرامیک، کاغذهای رنگ شده، مواد الکترونیکی، رنگ‌ها، سبزیجات و میوه‌ها و باقی‌مانده‌های سایر مواد غذایی را می‌توان به عنوان منابع اصلی آلودگی فلزات سنگین در کمپوست زباله جامد شهری می‌باشد (Noor et al., 2020). استفاده از زباله جامد شهری با غلظت بالای فلزات سنگین، چه به صورت

خام و چه به صورت کمپوست شده، می‌تواند تحرک این فلزات را در خاک افزایش دهد (Alengebawy et al., 2021). کمپوست زباله شهری علاوه بر مقادیر بالای فلزات سنگین، حاوی مقدار زیادی نیز ماده آلی است (Mousavi et al., 2018; Bekier et al., 2022). مواد آلی توانایی تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین را دارند. در نتیجه حلالیت و تحرک این فلزات را در خاک کاهش می‌دهند (Aljumaily and Al-Hamandi, 2022). این امر می‌تواند یکی از دلایلی باشد که غلظت برخی فلزات سنگین در خاک سطحی حتی در صورت مصرف طولانی مدت کمپوست زباله شهری از حدود مجاز بیش‌تر نمی‌شود. Filipović et al. (2016) روند تجمع مس کل خاک را در یک تناوب گندم-ذرت-جو-آیش در اثر مصرف کمپوست زباله شهری مورد بررسی قرار دادند. نتایج شبیه‌سازی آن‌ها که با استفاده از مدل هایدروس به دست آمده بود نشان داد در صورت مصرف کمپوست زباله شهری طی یک دوره چهار ساله، میزان غلظت فلز مس در خاک کشاورزی به طور معنی‌داری افزایش می‌یابد. طی پژوهشی Montemurro et al. (2006) گزارش کردند که مصرف مقادیر بالای کمپوست زباله شهری (۱۰۰ تن در هکتار) علاوه بر افزایش غلظت عناصر پر مصرف مانند فسفر، موجب افزایش غلظت فلزاتی مثل آهن و روی نیز می‌گردد. در تونس، تحقیقات Cherif et al. (2009) نشان داد که مصرف ۴۰ تن در هکتار کمپوست زباله شهری، موجب افزایش معنی‌دار غلظت عناصر کم مصرف و فلزات سنگین در خاک می‌شود. در اثر مصرف مقادیر بالای کمپوست زباله شهری (بیش‌تر از ۱۲۰ تن در هکتار) غلظت فلزات سنگین سرب، روی، کادمیوم و مس در خاک به طور معنی‌داری افزایش پیدا کرد (Papafilippaki et al., 2015). در پژوهش دیگری که توسط Salis et al. (2024) انجام شد، علی‌رغم افزایش غلظت فلزات مذکور در اثر مصرف کمپوست زباله شهری، غلظت این فلزات در خاک از حدود مجاز تعیین بیش‌تر نشد. طبق نتایج به دست آمده برای نحوه توزیع فلزات سنگین بررسی شده در پژوهش حاضر در عمق‌های مختلف، مشاهده می‌شود که درصد زیادی از این فلزات در بلند مدت در خاک سطحی (۰-۱۵ سانتی‌متر) تجمع می‌یابند (شکل ۶). محمدی منور و باقرپور (۱۳۹۶) و Abbaszadeh et al. (2020) نیز در مطالعات مدلسازی وضعیت انباشت و انتقال فلزات سنگین مختلف، انباشت بیشتر این فلزات در عمق‌های سطحی خاک را گزارش دادند. بنابراین می‌توان چنین نتیجه گرفت که انتقال فلزات سنگین در بلند مدت از خاک سطح به عمق، کم می‌باشد. علت این امر را می‌توان به ویژگی‌های خاک منطقه مورد مطالعه مثل pH، بافت، غلظت اولیه فلزات سنگین و مقدار مواد آلی که توانایی تشکیل کمپلکس با فلزات را دارند نسبت داد (Yong et al., 2022). گزارش شده در خاک‌های کشاورزی که اغلب ظرفیت بافیری زیادی دارند، تحرک و انتقال فلزات سنگین مثل روی، مس و منگنز کم‌تر از خاک‌های با ظرفیت بافیری کم است. در نتیجه مصرف زباله‌های جامد شهری در این خاک‌ها به عنوان اصلاح‌گر ممکن است موجب بروز تهدید چندانی برای محیط زیست نشود (Párraga-Aguado et al., 2017).

بر اساس نتایج حاصل از تحلیل حساسیت مدل‌ها، نرم افزار نسبت به تغییر ضرایب، حساسیت نشان داد و با تغییر جزئی مقادیر این ضریب، تغییرات به سزایی در خروجی‌های مدل مشاهده شد. کمترین تأثیر مربوط به ضرایب عکس پتانسیل ورود هوا، ضریب اعوجاج، رطوبت باقی مانده بود که افزایش و کاهش مقدار آنها، بر خروجی مدل حداقل تأثیر را داشت و با تغییر جزئی این ضرایب خروجی نرم‌افزار بدون هیچگونه تغییری باقی ماند. بیشترین تأثیر را پارامترهای هدایت هیدرولیکی و رطوبت اشباع نشان دادند.

شاخص‌های آلودگی خاک

شاخص زمین انباشتگی

مقادیر به دست آمده برای شاخص زمین انباشتگی فلزات سنگین در جدول ۶ ارائه شده است. مقدار این شاخص برای یک دوره پنج ساله بر اساس داده‌های اندازه‌گیری شده به دست آمده است و همچنین برای یک دوره ۵۰ ساله، بر اساس پیش‌بینی شده توسط مدل هایدروس می‌باشد. لازم به ذکر است که محاسبه و مقایسه این مقادیر برای تیمارهای مختلف با توجه به غلظت اولیه هر فلز در خاک قبل از اعمال تیمارها انجام گرفته است. نتایج گزارش شده برای شاخص زمین انباشتگی نشان می‌دهد که طی یک دوره زمانی مشخص (پنج سال و ۵۰ سال) و اعمال تیمارهای مختلف کمپوست زباله شهری، خاک به چه درجه‌ای از آلودگی فلزات سنگین

رسیده یا خواهد رسید. بنابراین هدف این شاخص مقایسه مقدار فلز با یک حد مجاز یا استاندارد نمی‌باشد. مزیت این امر آن است که میزان آلودگی خاک منطقه به یک آلاینده با مقدار اولیه آن آلاینده در همان خاک مقایسه می‌شود. در نتیجه نتایج به دست آمده به مقادیر واقعی نزدیک‌تر خواهند بود (Amaro-Espejo et al., 2020). با توجه به نتایج حاصل شده، مقدار غلظت فلزات مس، روی، کادمیوم و نیکل از نظر درجه آلودگی پس از پنج سال در کلاس کمی آلوده و سرب نیز در کلاس کمی تا بسیار آلوده قرار می‌گیرد. بعد از ۵۰ سال، مقدار فلزات مس و روی در کلاس کمی تا بسیار آلوده، سرب در کلاس به شدت آلوده، کادمیوم در کلاس بسیار آلوده و نیکل نیز در کلاس بسیار تا به شدت آلوده قرار خواهد گرفت (جدول ۶).

جدول ۶- مقادیر به دست آمده شاخص زمین انباشتی در تیمارهای مختلف کمپوست زباله شهری

فلز	تیمار	دوره زمانی	کلاس آلودگی (I_{geo})							
			$I_{geo} < 0$	$0 < I_{geo} < 1$	$1 < I_{geo} < 2$	$2 < I_{geo} < 3$	$3 < I_{geo} < 4$	$4 < I_{geo} < 5$	$5 < I_{geo}$	
روی	T5 تا T1	۵ سال		*						
		۵۰ سال		*		*				
کادمیوم	T5 تا T1	۵ سال						*		
		۵۰ سال				*				
سرب	T5 تا T1	۵ سال				*				
		۵۰ سال			*				*	
نیکل	T5 تا T1	۵ سال			*					
		۵۰ سال			*			*		
مس	T5 تا T1	۵ سال			*					
		۵۰ سال			*					

*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

فاکتور آلودگی

نتایج مربوط به فاکتور آلودگی محاسبه شده برای فلزات مختلف در تیمارهای گوناگون در جدول ۷ ارائه شده است.

جدول ۷- مقدار فاکتور آلودگی محاسبه شده پس از مصرف پنج ساله و ۵۰ ساله کمپوست زباله شهری

فلز	تیمار	دوره زمانی	کلاس آلودگی (CF)			
			$CF < 1$	$1 < CF < 3$	$3 < CF < 6$	$6 < CF$
روی	T5 تا T1	۵ سال	*			
		۵۰ سال	*			
کادمیوم	T5 تا T1	۵ سال	*			
		۵۰ سال	*			
سرب	T5 تا T1	۵ سال	*			
		۵۰ سال	*		*	
نیکل	T5 تا T1	۵ سال	*			
		۵۰ سال	*			
مس	T5 تا T1	۵ سال	*			

*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

بر این اساس، در صورت استفاده پنج ساله از کمپوست زباله شهری در قالب تیمارهای مختلف، فاکتور آلودگی برای فلزات مس، روی، کادمیوم و نیکل در کلاس آلودگی کم و نیز برای سرب در کلاس آلودگی متوسط قرار خواهد گرفت. در اثر مصرف ۵۰ ساله کمپوست، از لحاظ درجه آلودگی بر حسب فاکتور آلودگی فلزات مس، روی، کادمیوم و نیکل در کلاس آلودگی متوسط و سرب در کلاس آلودگی زیاد قرار خواهد گرفت.

شاخص بار آلودگی

بر اساس نتایج به دست آمده برای این شاخص، تمامی تیمارها پس از پنج سال در کلاس غیرآلوده و پس از ۵۰ سال در کلاس آلوده قرار خواهند گرفت (جدول ۸).

جدول ۸- شاخص بار آلودگی ایجاد شده طی ۵ سال و ۵۰ سال مصرف کمپوست در قالب تیمارهای مختلف

کلاس آلودگی (PLI)		دوره زمانی	تیمار
PLI>1 آلوده	PLI<1 غیرآلوده		
*	*	۵ سال	T1
*	*	۵۰ سال	T1
*	*	۵ سال	T2
*	*	۵۰ سال	T2
*	*	۵ سال	T3
*	*	۵۰ سال	T3
*	*	۵ سال	T4
*	*	۵۰ سال	T4
*	*	۵ سال	T5
*	*	۵۰ سال	T5

*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

پتانسیل خطر زیست محیطی

بر اساس این شاخص، در همه تیمارها پس از ۵ سال مصرف کمپوست زباله شهری میزان آلودگی خاک به فلزات سنگین در کلاس کم خطر و بعد از ۵۰ سال در کلاس خطر متوسط برای محیط زیست قرار خواهد گرفت (جدول ۸).

جدول ۸- پتانسیل خطر زیست محیطی ایجاد شده در اثر مصرف کمپوست زباله شهری طی ۵ سال و ۵۰ سال بر اساس تیمارهای مختلف

کلاس خطر (RI)				دوره زمانی	تیمار
600<RI	300<RI<600	150<RI<300	RI<150		
خطر بسیار بالا	خطر قابل توجه	خطر متوسط	کم خطر		
			*	۵ سال	T1
		*	*	۵۰ سال	T1
		*	*	۵ سال	T2
		*	*	۵۰ سال	T2
		*	*	۵ سال	T3
		*	*	۵۰ سال	T3

	*	۵ سال	T4
*		۵۰ سال	
	*	۵ سال	T5
*		۵۰ سال	

*علائم اختصاری تیمارها در جدول ۱ آمده است.

بر اساس نتایج ارائه شده برای شاخص زمین انباشتگی و فاکتور آلودگی، بیشترین خطر آلودگی فلزات سنگین در خاک طی دوره‌های پنج ساله و پنجاه ساله مربوط به سرب می‌باشد. به لحاظ شاخص بار آلودگی مصرف کمپوست زباله جامد شهری طی پنج سال منجر به بروز آلودگی فلزات سنگین در خاک نمی‌شود. اما پس از مصرف ۵۰ ساله کمپوست خاک دچار آلودگی خواهد شد. همچنین استفاده از کمپوست زباله جامد شهری طی ۵۰ سال، بر اساس پتانسیل خطر زیست‌محیطی خاک را در معرض خطر متوسط از نظر آلودگی فلزات سنگین قرار می‌دهد. همان‌طور که قبلاً اشاره شد، حضور ماده آلی زیاد در کمپوست زباله جامد شهری می‌تواند با کاهش دسترسی گیاه به فلزات سنگین، جذب آن‌ها توسط گیاه را کاهش دهد. اما فرآیند کمپوست کردن زباله جامد شهری می‌تواند موجب کاهش مقدار ماده آلی موجود در آن شود (Ajaweed et al., 2022). علت این موضوع ممکن است تجزیه مواد آلی توسط فعالیت میکروبی در حین فرآیند کمپوست سازی باشد. گزارشات حاکی از آن است که استفاده از برخی مواد افزودنی نظیر ژئولیت^۱، فضولات حیوانی، کود مرعی و اسید هیومیک همراه کمپوست زباله جامد شهری می‌تواند موجب کاهش میزان فلزات سنگین کمپوست به مقادیر قابل قبول شود (Naveenkumar et al., 2022; Sahebdehfar et al., 2022). در نتیجه خطر مصرف کوتاه مدت و بلند مدت کمپوست زباله جامد شهری برای محیط زیست و سلامت انسان کاهش می‌یابد (Sharma et al., 2022).

نتیجه گیری

استفاده از MSWC به عنوان کود آلی در زمین‌های کشاورزی می‌تواند انباشت فلزات سنگین در خاک را سبب شود که در صورت استفاده بی رویه از این کودها و افزایش غلظت فلزات سنگین در سطوح سمی در خاک، می‌تواند در نهایت تهدید سلامت عمومی را به دنبال داشته باشد. بر اساس نتایج، مصرف سالیانه MSWC مورد مطالعه به میزان ۲۰ تن در هکتار همراه با ۷۵ درصد نیتروژن طی مدت ۲۰ سال موجب افزایش غلظت روی، سرب، نیکل و مس به مقادیر غیرمجاز در خاک لومی منطقه‌ی کرج می‌گردد. کاربرد سطوح مورد مطالعه‌ی این کمپوست همچنین، غلظت کادمیوم خاک تحت تیمار را افزایش می‌دهد، اما آنچه که نتایج مدل نشان می‌دهد حاکی از این است که حتی پس از ۵۰ سال نیز غلظت کادمیوم تجمع یافته در خاک کم‌تر از مقادیر غیرمجاز خواهد بود. با این وجود، با افزایش تعداد سال‌های اجرای آزمایش و تقویت بانک داده‌های اندازه‌گیری شده با درجه اطمینان بیشتری می‌توان در این زمینه نتیجه‌گیری کرد. به طور کلی و با توجه به شاخص‌های آلودگی خاک محاسبه شده، می‌توان چنین نتیجه گرفت که مصرف MSWC طی پنج سال خطر چندانی برای خاک از نظر آلودگی فلزات سنگین ایجاد نمی‌کند. اما با توجه به وضعیت انباشت فلزات سنگین طی ۵۰ سال، استفاده از MSWC می‌تواند برای خاک و محیط زیست خطرات جدی ایجاد کند. لذا بررسی‌های بیش‌تر و دقیق‌تری به منظور یافتن راه یا راه‌هایی (از جمله استفاده از مواد افزودنی مثل کود حیوانی و ...) برای کاهش آلودگی موجود در MSWC مورد نیاز است.

سپاسگزاری:

^۱ Zeolite

این مقاله مستخرج از پروژه تحقیقاتی با کد مصوب : ۷-۱۰-۱۰-۱۱-۰۰۲۹۵-۰۰۰ موسسه تحقیقات خاک و آب کشور می- باشد. از این رو، نویسندگان بر خود لازم می‌دانند مراتب تقدیر و تشکر خود را از موسسه تحقیقات خاک و آب به دلیل حمایت‌های مالی این پروژه به عمل آورند.

"هیچگونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

منابع

بی‌نام. ۱۳۸۶. کمپوست- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی. استاندارد ملی ایران شماره ۱۰۷۱۶. موسسه استانداردها و تحقیقات صنعتی ایران، کرج ایران.

عباسی، یاسر، میرزایی، فرهاد، و سهرابی، تیمور (۱۳۹۷). بررسی توزیع فلزات سنگین در خاک اراضی آبیاری شده با پساب با استفاده از روش کریجینگ و مدل هایدروس: مطالعه موردی در جنوب تهران. مجله سلامت و محیط زیست، ۱۱(۳): ۳۵۱-۳۶۴.

محمدی منور، حسنا، و باقرپور، حسین (۱۳۹۶). کاربرد روش طیفسنجی مرئی و فرو سرخ نزدیک در تشخیص آلودگی خاک به کادمیم و سرب با مدل سازی رگرسیونی و شبکه عصبی مصنوعی. مهندسی بیوسیستم ایران، ۴۸(۱): ۳۷-۴۳.

References

- Abbasi, Y., Mirzaei, F., & Sohrabi, T. (2018). Exploring distribution of heavy metals in wastewater-irrigated agricultural soil using kriging method and hydrus model: case study in south of Tehran. *Iranian Journal of Health and Environment*, 11(3): 351-64. <http://ijhe.tums.ac.ir/article-1-6060-fa.html> (In Persian).
- Abbaszadeh, M., Mirzaei, R., & Bakhtiari, A. (2020). Risk Assessment and Spatial Modeling of Heavy Metals Contamination in Topsoil around Venarj Manganese Mine by Artificial Neural Networks Method. *Journal of Environmental Health Engineering*, 7, 24-44. <https://doi.org/10.29252/jehe.0.24>.
- Anonymous. (2008). National Standard of Iran No. 10716. Compost - physical and chemical characteristics (In Persian).
- Ajaweed, A. N., Hassan, F. M., & Hyder, N. H. (2022). Evaluation of physio-chemical characteristics of bio fertilizer produced from organic solid waste using composting bins. *Sustain*, 14(8), 4738. <https://doi.org/10.3390/su14084738>.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R., & Wang, M. Q. (2021). Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics*, 9(3), 42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>.
- Aljumaily, M. M., & Al-Hamandi, H. M. (2022). Organic Matter and Heavy Metals Sorption. *Tikrit Journal for Agricultural Sciences*, 22(3), 158-165.
- Amaro-Espejo, I. A., Castaneda-Chavez, M. D. R., Murguía-Gonzalez, J., Lango-Reynos, F., Banuelos-Hernandez, K. P., & Galindo-Tovar, M. E. (2020). Geoaccumulation and ecological risk indexes in papaya cultivation due to the presence of trace metals. *Agronomy*, 10, 301. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020301>

- Angulo, E. (1996). The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, 'Mussel-Watch' data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment*, 187(1), 19-56. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05128-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05128-5).
- Appolloni, E., Orsini, F., Specht, K., Thomaier, S., Sanyé-Mengual, E., Pennisi, G., & Gianquinto, G. (2021). The global rise of urban rooftop agriculture: A review of worldwide cases. *Journal of Cleaner Production*, 296, 126556. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126556>
- Behbahaninia, A., & Saraf, A. (2010). Modeling Ni Transport in Soil under Sewage Sludge Application. The First International Conference on Plant, Water, Soil & Weather Modeling International Center for Science, High Technology & Environmental Sciences Shahid Bahonar University of Kerman. 14 and 15 Nov. 2010. Kerman, Iran.
- Bekier, J., Jamroz, E., Dębicka, M., Ćwieląg-Piasecka, I. & Kocowicz, A. (2022). Quantitative Carbon Changes of Selected Organic Fractions during the Aerobic Biological Recycling of Biodegradable Municipal Solid Waste (MSW) as a Potential Soil Environment Improving Amendment—A Case Study. *Agriculture*, 12(12), 2058. <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/12/2058/pdf>.
- Bhardwaj, P., Sharma, R.K., Chauhan, A., Ranjan, A., Rajput, V. D., Minkina, T., & Tripathi, A. (2023). Assessment of Heavy Metal Distribution and Health Risk of Vegetable Crops Grown on Soils Amended with Municipal Solid Waste Compost for Sustainable Urban Agriculture. *Water*, 15(2): 228.
- Bremner, J. M. (1996). Nitrogen-total. In: Sparks, D. L. (Ed.), *Method of Soil Analysis*. Soil Science Society of America, Inc, American Society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin, USA, pp. 1085–1122.
- Chen, X., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S., & Zhou, Y. (2022). Isotherm models for adsorption of heavy metals from water-A review. *Chemosphere*, 135545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135545>.
- Cherif, H., Ayari, F., Ouzari, H., Marzorati, M., Brusetti, L., Jedidi, N., Abdennaceur, H., & Daffonchio, D. (2009). Effects of municipal solid waste compost, farmyard manure and chemical fertilizers on wheat growth, soil composition and soil bacterial characteristics under Tunisian arid climate. *European Journal of Soil Biology*, 45(2): 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.11.003>.
- Fadl, M. G. (2023). Prediction of heavy metal biosorption mechanism through studying isotherm kinetic equations. *Scientific Reports*, 13(1): 1576. <https://www.nature.com/articles/s41598-023-28655-4>.
- Filipović, V., Cambier, P., Matijević, L., & Benoit, P. (2016). Modeling Cd and Cu mobility in soils amended by long-term urban waste compost applications. In EGU General Assembly Conference Abstracts (pp. EPSC2016-17147)
- Gan, L., Wang, J., Xie, M., & Yang, B. (2022). Ecological risk and health risk analysis of soil potentially toxic elements from oil production plants in central China. *Scientific Reports*, 12, 17077. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21629-y>.
- Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*. 5, 383-411.
- Goulart, R. Z., Reichert, J. M., & Rodrigues, M. F. (2020). Cropping poorly-drained lowland soils: Alternatives to rice monoculture, their challenges and management strategies. *Agricultural Systems*, 177, 102715. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102715>.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- Helmke, P. A., & Sparks, D. L. (1996). Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. *Methods of soil analysis: Part 3 chemical methods*. 5,551-574.
- Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z., & Chen, Z. (2020). Heavy metals distribution, sources, and ecological risk assessment in Huixian wetland, South China. *Water*. 12, 431. <https://doi.org/10.3390/w12020431>.

- Jamroz, E., Bekier, J., Medynska-Juraszek, A., Kaluza-Haladyn, A., Cwiela-Piasecka, I., & Bednik, M. (2020). The contribution of water extractable forms of plant nutrients to evaluate MSW compost maturity: A case study. *Scientific Reports*, 10, 12842.
- Jarvis, N., & Larsson, M. (1998). The MACRO model (version 4.1). Technical Description, SLU, Dep. of Soil Sciences, Uppsala.
- Loague, K., & Green, R.E. (1991). Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 51–73. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(91\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0169-7722(91)90038-3).
- Mohammadi Monavar, H., & Bagher Pour, H. (2016). Application of visible and near-infrared spectroscopy for identification of cadmium (Cd) and lead (Pb) pollution in soil using regression models and ANN. *Iranian Journal of Biosystem Engineering*, 48(1): 37-43. <https://doi.org/10.22059/ijbse.2017.61559> (In Persian).
- Montemurro, F., Maiorana, M., Convertini, G., & Ferri, D. (2006). Compost organic amendments in fodder crops: effects on yield, nitrogen utilization and soil characteristics. *Compost Science & Utilization*, 14(2), 114–123.
- Mousavi, S. M., Moshiri, F., & Moradi, S. (2018). Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar: Discussion of Gondek et al. (2018). *Journal of Environmental Management*, 222, 132-134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.035>.
- Mousavi, S. M., Raiesi, T., Sedaghat, A., & Kumar, A. (2023). Potentially toxic metals: Their effects on the soil-human health continuum. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, (In press).
- Mousavi, S. M., Motesharezadeh, B., Hosseini, H.M., Zolfaghari, A. A., Sedaghat, A., & Alikhani, H. (2022). Efficiency of different models for investigation of the responses of sunflower plant to Pb contaminations under SiO₂ nanoparticles (NPs) and *Pseudomonas fluorescens* treatments. *Arabian Journal of Geosciences*, 15(14), 1256. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10557-w>.
- Mousavi, S.M., Bahmanyar, M.A., Pirdashti, H., & Moradi, S. (2017). Nutritional (Fe, Mn, Ni, and Cr) and growth responses of rice plant affected by perennial application of two bio-solids. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6050-z>.
- Naveenkumar, T., Backiyavathy, M.R., Chitdeshwari, T., Maheshwari, M., Saraswathi, T., & Lakshmana, A. (2022). Influence of zeolite on heavy metal immobilization in municipal solid waste compost contaminated soil. *Journal of Applied and Natural Sciences*, 14(3), 971-977.
- Noor, T., Javid, A., Hussain, A., Bukhari, S. M., Ali, W., Akmal, M., & Hussain, S. M. (2020). Types, sources and management of urban wastes. In *Urban ecology*, Elsevier. pp. 239-263.
- Olsen, S. R., & Sommers, L. E. (1982). Analysis of soil available phosphorus. *Method of soil analysis: Part 2*.
- Oueriemmi, H., Kidd, P., Trasar-Cepeda, C., Rodríguez-Garrido, B., Zoghalmi, R., Ardhauoi, K., Prieto-Fernández, Á., & Moussa, M. (2021). Evaluation of Composted Organic Wastes and Farmyard Manure for Improving Fertility of Poor Sandy Soils in Arid Regions. *Agriculture*, 11, 415. <https://doi.org/10.3390/agriculture11050415>.
- Page, A. L. (1982). *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. Soil Science Society of America.
- Pandey, J., Sarkar, S., & Pandey, V. C. (2022). Compost-assisted phytoremediation. In *Assisted Phytoremediation*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. pp. 243–264.
- Papafilippaki, A., Paranychianakis, N., & Nikolaidis, N. P. (2015). Effects of soil type and municipal solid waste compost as soil amendment on *Cichorium spinosum* (spiny chicory) growth. *Scientia Horticulturae*, 195, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.09.030>
- Párraga-Aguado, I., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M. N., & Conesa, H. M. (2017). Metal mobility assessment for the application of an urban organic waste amendment in two degraded semiarid soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 173, 92-98. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.022>.

- Parvin Nia, M., & Ahmadi, Kh. (2017). Accumulation and Numerical Modeling of Heavy Metals in Surface Soil of Pars Special Economic Energy Zone. *Journal of Water and Soil Conservation*, 23(5): 67-86.
- Quinn, R. (2015). Evaluation of flow models and pollutant retention isotherms for their application to rain garden bioretention (Doctoral dissertation, University of Greenwich).
- Rhoades, J. D. (1993). Electrical conductivity methods for measuring and mapping soil salinity. *Advances in Agronomy*, pp. 201-251
- Riaz, A., Younis, A., Ghani, I., Tariq, U., & Ahsan, M. (2015). Agricultural waste as growing media component for the growth and flowering of *Gerbera jamesonii* cv. hybrid mix. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 4, 197–204. <https://doi.org/10.1007/s40093-015-0099-x> .
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.
- Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Rosche, O., & Altermann, M. (2019). Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environment International*, 126, 76–88.
- Sahebdehfar, N., Khorasani, R., & Astaraei, A. (2022). Effect of some additives on heavy metals behavior and phytoavailability in municipal solid waste compost-amended soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03146-z> .
- Salis, L., Cabiddu, A., Sanna, F., Sitzia, M., & Carboni, G. (2024). Municipal solid waste compost use can improve crop barley production and enhance soil chemical fertility. *European Journal of Agronomy*, 153, 127064.
- Shakil, S., Nawaz, K., & Sadeq, Y. (2023). Evaluation and environmental risk assessment of heavy metals in the soil released from e-waste management activities in Lahore, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 89. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10701-9> .
- Shamsoddini, A., & Esmaeili, S. (2023). Modelling of Soil Heavy Metal contamination using Machine learning techniques and spectroscopic data. *MJSP* 26 (4):139-160.
- Sharma, N., Sharma, R. K., Samant, S. S., Pande, V., Kumar, U., & Singh, P. K. (2022). Land application of municipal compost in mountain ecosystem: Effects on growth, biomass and heavy metal uptake by vegetable crops. *International Journal of Agriculture and Plant Science*, 4: 1–9.
- Srivastava, M., & Kumar, M. (2020). Impact of Solid Municipal Waste Landfills on Groundwater Resources: Need for Integrated Solid Waste Management Aligned with the Conservation of Groundwater. In *Resilience, Response, and Risk in Water Systems*; Springer Transactions in Civil and Environmental Engineering. Springer, Singapore. pp. 303–319.
- Su, C., Wang, J., Chen, Z., Meng, J., Yin, G., Zhou, Y., & Wang, T. (2023). Sources and health risks of heavy metals in soils and vegetables from intensive human intervention areas in South China. *Science of the Total Environment*, 857, 159389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159389> .
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgol. Meeresunters.* 33, 566-575. <https://hmr.biomedcentral.com/articles/10.1007/BF02414780> .
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Wei, Z., Wang, D., Zhou, H., & Qi, Z. (2011). Assessment of soil heavy metal pollution with principal component analysis and geoaccumulation index. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 1946–1952. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.305> .
- Yong, L. L., Anggraini, V., Taha, M. R., & Raghunandan, M. E. (2022). Short-and long-term transports of heavy metals through earthen liners: physical and numerical modeling. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 81(1), 69. <https://doi.org/10.1007/s10064-022-02569-3> .
- Yuksel, O. (2015). Influence of municipal solid waste compost application on heavy metal content in soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-7. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4562-y> ...

ویژگی‌های استثنای نقشه

Studying the accumulation of heavy metals in the soil as a result of multi-year application of municipal waste compost using modeling

EXTENDED ABSTRACT

Abstract

Introduction: The entry of potentially toxic elements into the soil ecosystem through the type of fertilization management and finally the entry of these metals into the food chain is one of the most important challenges of agriculture.

Objective: The present study was conducted with the aim of investigating the accumulation of some heavy metals in plots treated with different levels of municipal solid waste compost for 4 years in at the Soil and Water Research Institute, Karaj, Iran in 2021.

Materials and methods: The studied treatments include T1: control (use of NPK chemical fertilizers based on soil test); T2: 20 tons of municipal waste compost (MSWC) every two years + 75% nitrogen fertilizer and 50% phosphorus and potassium recommended based on soil test; T3 : annual application of 20 tons per hectare MSWC + 75% nitrogen chemical fertilizer recommended based on soil test; T4: annual application of 20 tons of MSWC per hectare (10 tons in the first year and 10 tons in the second year); T5: application of 20 tons per hectare of MSWC every two years + application of 75% nitrogen chemical fertilizer and 50% phosphorus and potassium was recommended based on soil test + application of plant growth biological stimulants. After harvesting the second crop (maize silage), some soil samples were taken from the depths of 0-15, 15-30 and 30-45 cm of the soil and the concentration of heavy metals (lead, cadmium, nickel, copper and zinc) were measured. Based on the concentration of the studied metals in the soil, their accumulation status was checked using HYDRUS-1D and MACRO models.

Results and discussion: The estimation results of the models of the status of accumulation of the metals at the depth of 0-45 cm of the soil showed that the most problematic treatment was the T3 treatment. So that its application after 50 years will result in the highest accumulation of total zinc, total cadmium, total lead, total nickel, and total copper in the soil depth of 0-45 cm. As a result of the application of T2, T3, T4 and T5 treatments, total zinc concentration after 50 years, total lead after 27, 9, 40 and 27 years respectively, total nickel after 23, 12, 23 and 23 years respectively, and after 32 years' application of T3 treatment at the depth of 0-45 cm, the concentration of total copper of the soil accumulates more than the critical limit approved by the Iranian Department of Environment. Although the four-year application of different levels of MSWC affected the status of accumulation of the studied metals in the soil, the accumulated amounts did not pose a risk in terms of creating soil pollution. Only in case of long-term application of MSWC (for example, at least nine years in terms of the accumulation of lead in the soil), we can expect soil pollution.

Conclusion: Therefore, in order to take advantage of the significant potential of MSWC in increasing product yield and also reducing the risk of heavy metals entering the food chain as a result of using MSWC as fertilizer, it is suggested that after the quality control of the MSWC used, regarding the content of heavy metals, its consumption is proportional to the plant's nutritional needs and soil characteristics, and it should preferably be consumed in combination with chemical fertilizers.

Keywords: *Municipal solid waste compost; Heavy metals; Soil pollution indicators; Soil pollution.*