Journal of Research in Environmental Health

Volume 9, Issue 4, Winter 2024

Evaluation of the Effect of Municipal Waste Compost in Reducing Lead Accumulation in Animal Diet and Organs

Sadegh Hosseinniaee
Department of reclamation of arid and mountainous regions, natural resources faculty, University of Tehran, Karaj, Iran

Mohammad Jafari
Department of reclamation of arid and mountainous regions, natural resources faculty, University of Tehran, Karaj, Iran

Ali Tavili
Department of reclamation of arid and mountainous regions, natural resources faculty, University of Tehran, Karaj, Iran

Salman Zare
* Department of reclamation of arid and mountainous regions, natural resources faculty, University of Tehran, Karaj, Iran (corresponding author):
zaresalman@ut.ac.ir

Received: 2023/06/01
Accepted: 2023/11/08
Doi: 10.22038/jreh.2024.23858
Document Type: Research article

ABSTRACT

Background and Purpose: Public concern over the effects of environmental pollutants on human health has intensified, prompting heightened scrutiny of toxic substances in human and animal diets over recent decades. This study aims to assess the impact of municipal waste compost on diminishing lead (Pb) concentrations in the diets and organs of grazing ruminants.

Materials and Methods: In a controlled greenhouse experiment, compost was incorporated into naturally Pb-contaminated soil at four concentrations: 0%, 1%, 3%, and 5% (w/w). Stipa arabica plants were cultivated over six months. Subsequently, the Pb content in soil and plants was measured using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES). The daily Pb intake by cattle and sheep and its accumulation in their organs were then calculated using food chain models. These findings were evaluated against EU standards for animal product quality, focusing on animal health and human food safety.

Results: The study identified the 1% compost addition as the most effective concentration, reducing Pb intake by 65% in cows and 60% in sheep, aligning with permissible health standards. Lead accumulation in the organs followed the pattern of kidneys > liver > muscle tissue, with a 64.77% decrease observed upon compost application. The Pb levels in all tested organs were lowered to safe thresholds concerning animal health. Moreover, Pb concentrations in meat fell below the standard limits, ensuring food safety for human consumption.

Conclusion: Municipal waste compost, as an organic amendment, can significantly lower lead concentrations in the diets and tissues of grazing animals, ensuring levels remain within acceptable limits.

Keywords: Lead, Municipal waste compost, Health risk, Grazing ruminants, Stipa arabica

▶ **Citation:** Hosseinniaee S, Jafari M, Tavili A, Zare S. Evaluation of the Effect of Municipal Waste Compost in Reducing Lead Accumulation in Animal Diet and Organs. *Iranian Journal of Research in Environmental Health*. Winter 2024; 9(4): 387-402.

ارزیابی تأثیر کمپوست پسماند شهری در کاهش تجمع سرب در رژیم غذایی و اندام‌های حیوانات

صادق حسین‌نیایی
گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

محمد جعفری
گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

علی طویلی
گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

سلمان زارع
* گروه احیاء مناطق خشک و کوهستانی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران. (نویسنده مسئول):
zaresalman@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۳/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۱۷
نوع مقاله: پژوهشی

چکیده

زمینه و هدف: نگرانی‌های عمومی درباره تأثیر آلاینده‌های محیطی بر سلامت انسان منجر به افزایش توجه به وجود مواد سمی در رژیم غذایی انسان و حیوان در دهه‌های گذشته شده است. هدف از مطالعه حاضر ارزیابی تأثیر کمپوست پسماند شهری بر کاهش غلظت فلز سرب در رژیم غذایی و اندام‌های نشخوارکنندگان چراکننده می‌باشد.

مواد و روش‌ها: در یک آزمایش گلخانه‌ای کمپوست در چهار سطح ۰، ۱، ۳ و ۵ درصد وزنی به یک خاک معدنی آلوده به سرب اضافه شد و به مدت شش ماه گیاه *Stipa arabica* (استیپا) در آن کشت داده شد. بعد از برداشت گیاه، غلظت سرب خاک و ریشه و شاخساره با استفاده از دستگاه ICP-OES مشخص شد. سپس میزان دریافت روزانه سرب توسط گاو و گوسفند و غلظت آن‌در اندام‌ها بر اساس مدل‌های زنجیره غذایی تعیین و با استانداردهای اتحادیه اروپا در رابطه با کیفیت محصولات حیوانی از دیدگاه سلامت حیوان و امنیت غذایی برای انسان به عنوان حد بحرانی مقایسه شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که کمپوست توانست با کاهش ۶۵ و ۶۰ درصدی به ترتیب برای گاو و گوسفند، دریافت روزانه سرب را به حد مجاز از دیدگاه سلامت حیوان برساند. تجمع سرب در اندام‌ها به صورت کلیه > کبد > گوشت بود که با اعمال کمپوست تا ٪ ۶۴/۷۷ کاهش یافت و از لحاظ سلامت حیوان غلظت سرب در همه اندام‌ها به حد ایمن کاهش پیدا کرد و از دیدگاه امنیت غذایی غلظت آن را برای مصرف گوشت توسط انسان به کمتر از مقدار استاندارد رساند.

نتیجه‌گیری: کمپوست پسماند شهری به عنوان یک بهساز آلی می‌تواند به طور معنی‌داری غلظت سرب در رژیم غذایی و بافت‌های حیوانات را کاهش دهد و آن را به حد مجاز برساند.

کلید واژه‌ها: سرب، کمپوست پسماند شهری، ریسک سلامت، نشخوارکنندگان چرا کننده، *Stipa arabica*

◀ **استناد:** حسین‌نیایی ص، جعفری م، طویلی ع، زارع س. ارزیابی تأثیر کمپوست پسماند شهری در کاهش تجمع سرب در رژیم غذایی و اندام‌های حیوانات. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*. زمستان ۱۴۰۲؛۹(۴): ۳۸۷-۴۰۲.

مقدمه

فلزات سنگین به طور طبیعی یا در اثر فعالیت‌های انسانی در همه جای محیط حضور دارند و در طول چند دهه گذشته، در اثر معدن‌کاوی، فعالیت‌های نظامی و صنعتی، سموم دفع آفات، فاضلاب و سایر فعالیت‌های انسانی به سرعت افزایش یافته‌اند (۱, ۲). استخراج و فرآوری سنگ معدن فلزی می تواند منبع قابل توجهی از آلودگی فلزات در محیط باشد (۳, ۴). خاک به عنوان یک مخزن برای آلودگی‌ها بوده و تجمع‌زیستی فلزات سنگین رها شده در خاک، تأثیر مخربی بر میکروارگانیسم‌ها می‌گذارد (۵). خاک‌های آلوده رشد گیاهان را تحت تأثیر قرار داده و در نتیجه تجمع فلزات سنگین در این گیاهان آسیب دیده، باعث ایجاد مشکلات در حیوانات می‌شوند (۶)، به‌طوری که امروزه آلودگی خاک با فلزات سنگین به دلیل مسمومیت گیاهان و موجودات زنده گیاه‌خوار و گوشت‌خوار و قابلیت انتقال به انسان در راس هرم غذایی یک مسئله مهم در بین دانشمندان است (۷). سرعت انتقال یک فلز خاص از خاک به زنجیره غذایی به خصوصیات خاک مانند اسیدیته (pH)، مقدار رس و مواد آلی خاک بستگی دارد (۸). مصرف غذا با بیش از ۹۰ درصد، به عنوان مسیر اصلی در معرض قرار گرفتن انسان با فلزات سنگین در مقایسه با سایر روش‌ها مانند استنشاق و تماس پوستی را تشکیل می‌دهد (۹). در بسیاری از کشورها دام منبع شیر، پروتئین، درآمد روزانه و از زمان‌های بسیار قدیم یک امنیت غذایی برای کشاورزان کوچک بوده است (۱۰). نشخوارکنندگانی که به طور آزادانه در مراتع چرا می‌کنند به عنوان نشانگرهای آلودگی مناسبی محسوب می‌شوند و دریافت مزمن فلزات سنگین بالاتر از آستانه ایمن آن‌ها در حیوان و به دنبال آن انسان اثرات مخربی دارد و می‌تواند خطرات غیر سرطان‌زا مانند درگیری عصبی، سرعت تولید مثل پایین، مشکلات تناسب اندام، عوارض کبدی و همچنین بیماری‌های سرطانی ایجاد کند (۱۱, ۱۲). فلزات سنگین با توجه به داشتن خواص و اثرات بالقوه سیتوتوکسیک، کارسینوژنیک و موتاژنیک، خطرات جدی را بر سلامت انسان و سایر موجودات زنده وارد می‌نمایند (۱۳, ۱۴). سرب با تجمع‌زیستی بالا و برگشت‌ناپذیری، یکی از سمی‌ترین آلاینده‌ها است که به سختی در خاک تجزیه می‌شود، سرب بیش از حد مجاز نه تنها رشد طبیعی گیاه را مهار می‌کند بلکه به‌نوبه خود بر عملکرد و کیفیت محصولات غذایی تأثیر می‌گذارد و از طریق جذب و تجمع در زنجیره غذایی باعث اختلال در عملکرد اکوسیستم شده و تأثیر بسیار منفی بر محیط زیست به جا می‌گذارد (۱۵). همچنین در اثر قرارگیری زیاد در معرض این عنصر، عواقبی مانند کاهش رشد شناختی و عملکردی کودکان، افزایش فشار خون، بیماری‌قلبی – عروقی، ضایعات مغزی، کلیوی، کبدی، جهش، سرطان و نهایتاً مرگ را در پی دارد (۹, ۱۶).

امروزه بهره‌برداری وسیع از معادن با توجه به تقاضای روزافزون کالاهای معدنی بدون توجه به مقررات زیست‌محیطی و حفاظتی مؤثر و تصفیه نامناسب پسماندهای معدنی باعث آلودگی جدی محیط زیست شده است (۱۷, ۱۸). از این رو افزایش فلزات سنگین در اثر فعالیت‌های معدن‌کاوی نقش مؤثری در ایجاد مسائل مربوط با سلامت محیط زیست و انسان دارد و به طور مکرر در مطالعات مختلف که در مناطق مسکونی نزدیک به مجتمع‌های معدنی قرار دارند نشان داده شده است (۱۹, ۲۰). به ویژه آنکه فلزات سنگین زیست‌تخریب ناپذیر هستند و اثرات آن برای دهه‌ها و حتی بیشتر ماندگار است (۲۱, ۲۲). بنابراین احیاء و بازسازی مناطق آلوده معدنی به منظور حفظ محیط زیست و جلوگیری از آلودگی‌های ثانویه ضروری است. گیاهانی که در خاک‌های آلوده به فلزات بالقوه سمی رشد می‌کنند در معرض چندین تنش قرار دارند و توانایی آنها برای غلبه بر این شرایط سخت بسته به ژنوتیپ گیاه، خواص فیزیکی و شیمیایی خاک و غلظت فلزات سنگین متفاوت است. گیاهان می‌توانند فلزات سنگین را در اندام‌های زیرزمینی جذب و انباشت کنند و یا آن‌ها را در زیر زمین مسدود کنند، اما همچنین می‌توانند آلاینده‌ها را به قسمت هوایی منتقل کنند (۲۳). انتخاب گیاه مناسب برای کشت در مناطق آلوده که هدف اکولوژی احیاء را برآورده کند ضروری است (۲۴). گونه استیپا[1] از گراس‌های

1. *Stipa Arabica*

بومی فصل سرد با نیاز اکولوژیکی پایین است که قابلیت رشد در خاک‌های غنی از فلزات سنگین را دارد (۲۵, ۲۶). از این رو این گیاه می‌تواند به عنوان گزینه مناسب برای احیاء خاک‌های آلوده در نظر گرفته شود. این گیاه جزء گیاهان علوفه‌ای است که مورد استفاده انواع دام قرار می‌گیرد و عناصر سنگین با انتقال به بخش هوایی و قابل خوراک گیاه می‌توانند به زنجیره غذایی ورود پیدا کنند. در نتیجه در جایی که محصولات در خاک‌هایی با سطوح بالای عناصر بالقوه سمی رشد می‌کند، بهتر است از انتقال آن‌ها از خاک به تولیدات غذایی جلوگیری شود. استراتژی‌های مدیریتی مختلفی مانند استفاده از مواد بهبود دهنده آلی و معدنی برای کاهش سمیت فلزات سنگین در گیاهان به کار گرفته شده است (۲۷).

استفاده از مواد آلی به دلیل تجزیه‌پذیری زیستی بیشتر، بهبود خواص خاک و مقرون به صرفه بودن بیشتر از اصلاحات معدنی مزیت دارد (۲۸). در این راستا یک آزمایش مزرعه‌ای برای ارزیابی پتانسیل گیاه‌تثبیتی دو گونه هالوفیت *Atriplex lentiformis* و *Atriplex undulata* انجام شد. کمپوست به میزان ۰، ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار برای بررسی نقش آن در جذب فلزات سنگین استفاده شد. میزان بالای کمپوست (۳۰ تن در هکتار) غلظت روی را در برگ های *A. lentiformis* و *A. undulata* به میزان ۱۵/۸ و ۱۳ درصد کاهش داد، در حالی که سرب در برگ‌ها به ترتیب ۳۷/۶ و ۳۵/۲ درصد کاهش یافت (۲۹). گارو و همکاران (۳۰) اثر کمپوست را بر رشد و انتقال فلزات سنگین در سه گونه گیاهی قمیش[1]، جو[2] و ترمس سفید[3] را در یک خاک به شدت آلوده به سرب، روی، آرسنیک و کادمیوم مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که به جز ریشه جو در بقیه موارد، کمپوست به طور قابل توجهی زیست توده هوایی و زیرزمینی گونه‌های مورد مطالعه را بهبود بخشید. همچنین به طور کلی کمپوست تجمع‌زیستی فلزات را گیاهان مورد بررسی کاهش داد و انتقال آن‌ها را به بخش هوایی محدود کرد. در تحقیقی بیوچار با چهار سطح صفر، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار با خاک سطحی (۰-۱۵سانتی‌متر) مخلوط گردید، نتایج نشان داد که کاربرد بیوچار به طور معنی‌داری باعث کاهش کادمیوم و سرب تبادلی خاک در طی سه سال شده است و در نتیجه میزان سرب و کادمیوم کل جذب شده توسط برنج به ترتیب ۶۹٪ و ۶۷٪ کاهش پیدا کرد (۳۱). یک آزمایش گلدانی برای ارزیابی پتانسیل گیاه‌تثبیتی خردل هندی[4] و علف باغ[5] در خاک‌های معدنی اصلاح‌شده با کمپوست و بیوچار توسط ویسکنتی و همکاران (۳۲) انجام شد. یافته‌های این محققان حاکی از آن بود که علیرغم تأثیر مثبت هر دو ماده بهساز بر بهبود خصوصیات خاک، کمپوست اثر قوی‌تری نسبت به بیوچار دارد، در حالی که بیوچار در تثبیت فلزات بالقوه سمی مؤثرتر بود. به طور کلی هر دو تیمار اصلاحی منجر به کاهش غلظت سرب، کادمیوم و آرسنیک در گیاهان نسبت به تیمار شاهد شدند و هر دو گونه گیاهی تجمع بیشتری از عناصر را در ریشه نسبت به اندام هوایی نشان دادند. در مطالعه‌ای کمپوست و کود دامی در سطح ۱٪ وزنی در یک آزمایش گلخانه‌ای به یک خاک آلوده تحت کشت با گیاه *A. undulata* اضافه شد. استفاده از کود دامی و کمپوست، منجر به بهبود قابل توجهی در رشد گیاه و بهبود خصوصیات فیزیولوژیکی آن شد. کمپوست در مقایسه با شاهد به طور معنی‌داری میزان روی، مس، کادمیوم و سرب را به ترتیب ۱۹، ۸، ۱۲ و ۱۳ درصد کاهش داد و در افزایش تثبیت گیاهی فلزات سمی بوسیله بوته‌های آتریپلیکس در مقایسه با کود دامی موثرتر بود. نتایج این مطالعه بیانگر آن بود که کشت خاک‌های آلوده با گیاهان هالوفیتی با افزودن مواد آلی تجزیه شده مانند کمپوست، یک استراتژی موثر برای کاهش انتشار فلزات سمی در اکوسیستم است، بنابراین ورود آن‌ها به زنجیره غذایی را کاهش می‌دهد (۳۳).

در نتیجه ممانعت و یا کاهش انتقال فلزات سنگین به محصولات غذایی و علوفه‌ای را می‌توان از طریق افزودن مواد بهبود دهنده ایمن به خاک که دسترسی‌پذیری فلزات سنگین را کاهش داده و متعاقبا تجمع زیستی آن‌ها را در مواد غذایی مهار می‌کند،

1. Arundo donax L.
2. Hordeum vulgare L.
3. Lupinus albus L.
4. Brassica juncea
5. Dactylis glomerata

ایجاد کرد (۳۴). یکی از عوامل بهساز مؤثر در این ربطه کمپوست است، کمپوست‌ها اسیدیته (pH) خاک را افزایش می‌دهند و از این رو فراهمی زیستی فلزات سنگین را کاهش می‌دهند؛ علاوه بر این، به دلیل سطوح ویژه وسیعی که دارند، می توانند فلزات را با جذب بی‌حرکت کنند (۳۵). علاوه بر این، کمپوست با آزادسازی مواد مغذی در خاک، بهبود محتوای مواد معدنی و چرخه بیوشیمیایی خاک رشد و استقرار گیاه را تسهیل می‌نماید (۳۶). تا کنون مطالعه‌ای در رابطه با تأثیر کمپوست بر کاهش ریسک مصرف فلزات سنگین توسط حیوانات از دیدگاه سلامت حیوان و امنیت غذایی برای انسان صورت نگرفته است. بنابراین مطالعه حاضر به منظور بررسی تأثیر کمپوست پسماند شهری بر رشد گیاه استیپا، غلظت فلز سرب در خاک و گیاه و کاهش میزان دریافت سرب توسط گاو و گوسفند و تجمع آن در اندام‌هایشان انجام گرفت. نتایج حاصل از این تحقیق به درک تأثیر کمپوست بر کاهش اثرات بالقوه سمی فلزات سنگین بر سلامت دام‌های چرا کننده و مصرف محصولات آن‌ها توسط انسان کمک می کند.

روش کار

در این مطالعه، خاک مورد استفاده برای آزمایش گلدانی از معدن سرب و روی انگوران زنجان جمع‌آوری شد. از سه سایت اطراف معدن به طور تصادفی از چندین نقطه، نمونه خاک سطحی (۰-۲۰ سانتی‌متر) برداشت شد و به طور کامل با یکدیگر مخلوط شدند. در گلخانه خاک بعد از خشک شدن در هوای آزاد، به منظور حذف بقایای ریشه‌های گیاهان و سنگ و سنگریزه از الک دو میلی‌متری عبور داده شد و سپس برخی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی آن اندازه‌گیری شد . خاک مرکب (حدود ۱۱۰ کیلوگرم) به چهار قسمت تقسیم شد و به هر قسمت به صورت تصادفی یکی از سطوح صفر، ۱، ۳ و ۵ درصد وزنی کمپوست پسماند شهری با خصوصیات مشخص اضافه شد(جدول ۱). سپس کمپوست کاملا با خاک مخلوط و به گلدان‌های سه کیلوگرمی اضافه شد. به منظور به تعادل رسیدن عناصر غذایی موجود در خاک به مدت یک ماه گلدان‌ها تا حد ظرفیت زراعی انکوباسیون شدند (۳۷). بذر گونه *S. arabica* از مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور تهیه شد. از آن‌جا که بذر گونه‌های مورد مطالعه دارای خواب بود، با توجه به مطالعات قبلی از تیمار سرمادهی به مدت سه هفته به منظور شکست خواب بذرها استفاده شد. بذرها قبل از شروع آزمایش به مدت سه دقیقه با استفاده از محلول ۵ درصد هیپوکلریت سدیم ضد عفونی شدند و سپس چندین مرتبه با آب مقطر شستشو گردیدند. ۰/۱ گرم بذر *S. arabica* در هر گلدان کشت شد و عملیات آبیاری و داشت گلدان‌ها به طور منظم به مدت ۶ ماه در گلخانه دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران (دمای روز: $28 \pm 5\ C^{o}$ و دمای شب: $15 \pm 5\ C^{o}$) انجام شد. کشت گلخانه‌ای بر پایه طرح کاملا تصادفی با سه تکرار صورت گرفت. بعد از شش ماه از زمان کاشت، نمونه‌های خاک و گیاه جمع‌آوری شد. ریشه و ساقه گیاهان از هم جدا شدند و ریشه‌ها به منظور حذف ذرات خاک شستشو داده شدند، سپس وزن تر اندام هوایی و زیرزمینی اندازه‌گیری شد. در آزمایشگاه ریشه و ساقه به مدت ۴۸ ساعت در آون در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد تا رسیدن به وزن ثابت خشک گردید و وزن خشک ریشه و شاخساره تعیین شد. نمونه‌های خاک نیز به منظور اندازه‌گیری فلزات سنگین کل و تبادلی در دمای اتاق تا رسیدن به وزن ثابت خشک شدند.

جدول ۱. برخی از خصوصیات خاک و کمپوست پسماند شهری مورد استفاده در آزمایش گلخانه‌ای

متغیر		خاک	کمپوست پسماند شهری
اسیدیته (pH)		۷/۱۲	۸/۱۲
هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)		۰/۳۱	۶/۴۳
نیتروژن کل (درصد)		۰/۱۹۵	۱/۴۵
فسفر (P)	کل (درصد)	۰/۰۶	۰/۳۱
	محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۴۱/۶	-
پتاسیم (K)	کل (درصد)	۰/۴۴	۰/۶۵
	قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۴۹۴	-
کربن آلی (درصد)		۲/۳۳	۱۶/۹۵
سرب کل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)		۴۷۲	۸۹/۱

اندازه گیری پارامترهای خاک و فلزات سنگین در خاک و گیاه

برای تعیین اسیدیته و شوری از نسبت سوسپانسیون ۲/۵: ۱ خاک به آب استفاده شد. ماده آلی خاک به روش والکی بلک و با استفاده از بی کرومات پتاسیم و اسید سولفوریک سولفوریک(۳۸)، نیتروژن به روش کجلدال پتاسیم و فسفر قابل دسترس به ترتیب با استفاده از فلیم فتومتر[1] و اسپکتروفتومتر (Shimadzu UV-3100)[2] اندازه گیری شدند (۳۹). جهت استخراج فلزات سنگین در گونه‌های گیاهی به مقدار یک گرم از پودر خشک شده هر نمونه به مدت ۶ ساعت در کوره در دمای ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد، سپس نمونه‌ها به بشر منتقل گردید و ۲۰ سی‌سی اسیدکلریدریک یک نرمال به آن اضافه و برای مدت ۲۰ دقیقه در دمای ۱۵۰ درجه‌ی سانتی‌گراد قرار گرفت و بعد از فیلتر با آب مقطر به حجم ۱۰۰ سی‌سی رسانده شد. جهت اندازه‌گیری مقدار سرب کل خاک بعد از اضافه کردن ۱۵ سی‌سی ترکیب اسیدکلریدریک و اسید نیتریک به یک گرم خاک خشک، به مدت ۲ ساعت در دمای جوش قرار گرفت و سپس نمونه‌ها به حجم ۵۰ سی‌سی با آب مقطر رسانده شد (۴۰). به منظور استخراج سرب تبادلی به ۲ گرم خاک خشک ۲۰ میلی‌لیتر محلول دی‌اتیلن تری‌آمین‌پنتااستیک اسید DTPA[3] (۰/۰۰۵ مولار) اضافه شد، سپس به مدت دو ساعت شیکر صورت گرفت و عصاره حاصل صاف شد (۴۱). در نهایت قرائت غلظت فلزات سنگین خاک و گیاه با استفاده از دستگاه ICP – OES (Spectro Arcos-Germany, 1999)صورت گرفت.

ریسک سلامت حیوانات چرا کننده

در مطالعه حاضر، دریافت سرب توسط حیوان و غلظت آن در بافت‌ها بر اساس مدل‌های زنجیره غذایی تعیین و با استانداردهای اتحادیه اروپا برای محصولات غذایی به عنوان محدودیت‌های بحرانی مقایسه شد (جدول ۲).

دریافت روزانه فلز سنگین سرب و غلظت آن‌در اندام‌های حیوانات

دریافت روزانه مواد معدنی توسط نشخوار کنندگان چرا کننده در مرتع بر حسب مقدار علوفه مصرفی و بلع خاک برای گاو و گوسفند طبق فرمول ۱ محاسبه شد (۴۲). همچنین میزان دریافت سرب در حالت تغذیه دستی حیوان که دریافت فلزات سنگین از خاک حذف می‌شود نیز محاسبه شد.

(رابطه ۱)

$$DI_{animal} = (Metal_{feed} \times I_{feed}) + (Metal_{soil} \times I_{soil})$$

که DI_{animal}، دریافت روزانه فلز به میلی‌گرم در روز، $Metal_{feed}$ و $Metal_{soit}$ غلظت فلز سنگین در گیاه و خاک به ترتیب میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک می‌باشند، I_{feed} و I_{soit} نیز به ترتیب مقدار مصرف روزانه علوفه و خاک توسط گاو و گوسفند چرا کننده به کیلوگرم در روز ماده خشک است.

غلظت فلزات سنگین در اندام‌های حیوان (کبد، کلیه و ماهیچه) بر اساس رابطه ۲ به دست آمد (۴۳, ۴۴).

(رابطه ۲)

$$Metal_{animal-organ} = [(Metal_{feed} \times \frac{I_{feed}}{I_{feed}+I_{soil}}) + (Metal_{soil} \times \frac{I_{soil}}{I_{feed}+I_{soil}})] \times BAF_{feed-animal}$$

که $Metal_{animal\ -\ organ}$ غلظت فلزات سنگین در اندام‌حیوان (کبد، گوشت یا ماهیچه و کلیه) به میلی‌گرم در کیلوگرم وزن تر (تازه)، $BAF_{feed-animal}$ یا فاکتورتجمع‌زیستی نسبت مقدار فلز سنگین در اندام حیوان به مقدار آن در غذا است (میلی‌گرم در کیلوگرم ماده تر به میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک). به دلیل عدم وجود فاکتور تجمع‌زیستی سرب برای گوسفند، غلظت فلزات سنگین اندام‌ها فقط برای گاو محاسبه شد. دریافت روزانه فلزات سنگین توسط گاو و گوسفند و غلظت آن در اندام‌های مختلف‌شان با مقادیر مجاز ارائه شده قضاوت شد (جدول ۲).

آنالیز داده‌ها

در این بخش داده‌های به دست آمده از بخش گلخانه‌ای و آزمایشگاهی در محیط اکسل ثبت شدند و ابتدا جهت بررسی نرمال بودن و همگن بودن داده‌ها از آزمون‌های کولموگروف یک نمونه‌ای و لیون استفاده شد. در نهایت تجزیه و تحلیل داده‌های به

1. Flame Photometer
2. Spectrophotometer
3. Diethylene Triamine Pentaacetic Acid
4. Bioaccumulation Factor

جدول ۲. فاکتور تجمع زیستی (BAF[1]) گیاه – حیوان، مقدار مجاز دریافت روزانه فلزات سنگین و مقدار نرمال غلظت فلزات سنگین در اندام‌های مختلف گاو و گوسفند به لحاظ امنیت غذایی و سلامت حیوان و پارامترهای مورد استفاده در محاسبه مواجه حیوان و انسان با فلزات سنگین (۴۳-۴۶).

مقدار مجاز از دیدگاه سلامت حیوان (میلی گرم در کیلوگرم) Pb	مقدار مجاز از دیدگاه امنیت غذایی (میلی گرم در کیلوگرم) Pb	دریافت روزانه به لحاظ سلامت حیوان (میلی گرم در روز) Pb	دریافت روزانه به لحاظ امنیت غذایی (میلی گرم در روز) Pb	فاکتور تجمع زیستی (میلی گرم در کیلوگرم ماده تر به میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک) Pb	اندام	مقدار نرمال غلظت فلزات سنگین (کیلوگرم در روز خشک)	مقدار نرمال غلظت فلزات سنگین (کیلوگرم در روز ماده خشک)	
۳	۰/۵۰	۶۰۴	۱۰۱	۰/۰۸۶	کلیه	۱۶/۹۰	۰/۴	گاو
۲	۰/۵۰	۸۵۷	۲۱۴	۰/۰۴۰۴	جگر			
–	۰/۱۰	–	۱۳۳۲	۰/۰۰۱۳	گوشت			
۵	۰/۵۰	–	–	–	کلیه	۲/۵۰	۰/۱	گوسفند
۵	۰/۵۰	–	–	–	جگر			
۰/۱۰	۰/۱۰	–	–	–	گوشت			

دست آمده در راستای پیشبرد روش‌های مذکور و بررسی هدف و فرضیه‌های تحقیق، با استفاده از نرم افزار سس[1] و آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه صورت گرفت. همچنین جهت مشخص کردن تغییرات میانگین‌ها از آزمون توکی برای گروه‌بندی استفاده شد.

یافته‌ها

تأثیر کمپوست بر فلزات سنگین خاک

غلظت سرب کل و قابل دسترس خاک در نمودار ذیل نشان داده شده است. کمپوست باعث تغییر معنی‌داری در میزان سرب کل خاک شده است و کمترین میزان سرب کل با ۳۹۷/۱۶ میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به تیمار کمپوست یک درصد و بیشترین مربوط به شاهد با ۴۵۵/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد. به طور کلی کمپوست ۱ ، ۳ و ۵ درصد به ترتیب باعث کاهش ۱۲/۸، ۴/۳۱ و ۸/۰۵ درصدی سرب کل خاک نسبت به شاهد شدند. بالاترین و کمترین سرب قابل دسترس با ۹۷/۴۳ و ۸۹/۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب در تیمار کنترل و کمپوست ۵ درصد مشاهده شد. اگرچه کمپوست پسماند شهری تغییر معنی‌داری در سرب تبادلی خاک ایجاد نکرد ولی به طور قابل توجهی میزان آن را کاهش داد، به طوری که میزان این کاهش برای تیمارهای ۱، ۳ و ۵ درصد نسبت به تیمار کنترل به ترتیب برابر با ۸/۳۶، ۷/۳۳ و ۸/۵۲ درصد است (نمودار ۱).

تغییرات بیوماس گیاه تحت تأثیر کمپوست پسماند شهری

کمپوست به طور معنی‌داری وزن خشک و تر شاخه را در گیاه *S. arabica* تقویت کرد. با افزودن کمپوست به خاک، وزن تر اندام هوایی گیاه *S. arabica* به طور معنی‌داری بهبود یافت و بیشترین آن مربوط کمپوست ۵ درصد با ۲۱/۰۳ گرم و کمترین با ۱۶/۲۹ گرم در تیمار بدون کمپوست مشاهده شد. میزان افزایش وزن تر شاخه نسبت به شاهد برابر با ۱۹/۸۲، ۲۷/۷۳ و ۲۹/۰۹ درصد به ترتیب برای تیمارهای ۱، ۳ و ۵ درصد کمپوست پسماند شهری می‌باشد. بیشترین و کمترین وزن خشک شاخه با ۲/۴۹ و ۲/۰۸

1. SAS

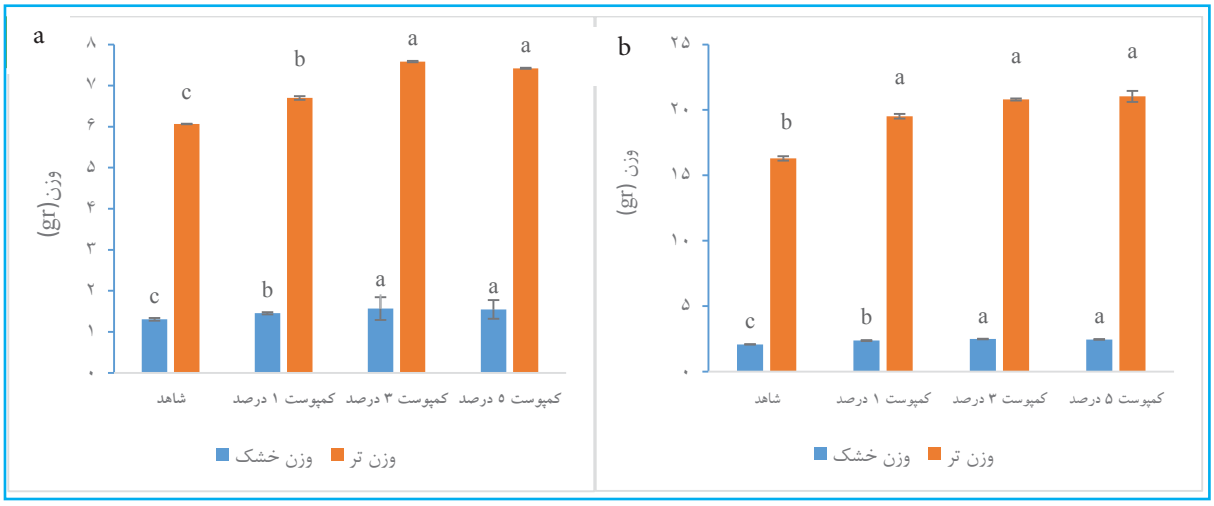
نمودار ۱. غلظت فلز سنگین سرب در خاک کشت شده با گیاه Stipa arabica تحت تأثیر کمپوست پسماند شهری

گرم به ترتیب مربوط به تیمار کمپوست ۳ درصد و شاهد است، هر چند که تفاوت معنی‌داری بین تیمارهای کمپوست مشاهده نشد. تأثیر کمپوست در افزایش وزن خشک شاخه نسبت به وزن تر کمتر است و به طور کلی تیمارهای ۱، ۳ و ۵ درصد کمپوست پسماند شهری، بیوماس خشک اندام هوایی را به ترتیب ۱۳/۹۴، ۱۹/۷۱ و ۱۸ /۱۶ درصد نسبت به تیمار کنترل افزایش دادند. اعمال کمپوست بر وزن تر و خشک اندام زیرزمینی *S. arabica* تأثیر معنی‌داری را نسبت به تیمار شاهد نشان داد و همچنین اختلاف بین تیمارهای کمپوست نیز معنی‌دار بود. بیشترین وزن تر ریشه با ۷/۵۸ گرم در تیمار کمپوست ۳ درصد یافت شد و کمپوست ۵ درصد با ۷/۴۲ گرم در رتبه بعدی قرار گرفت، کمترین میزان وزن تر ریشه نیز با ۶/۰۶ گرم در تیمار شاهد مشاهده شد.

در رابطه وزن خشک، نتایجی مشابه به وزن تر به دست آمد و بیشترین میزان با ۱/۵۶ گرم در تیمار کمپوست ۳ درصد حاصل گردید و کمترین مقدار بیوماس خشک ریشه با ۱/۳۰ گرم مربوط به تیمار کنترل است. به طور کلی وزن خشک و تر ریشه به ترتیب تا ۲۷/۷۰ و ۲۵ درصد در خاک تیمار شده با کمپوست نسبت به تیمار شاهد افزایش پیدا کردند (نمودار ۲).

جذب فلز سرب در گیاه

میزان سرب جذب شده توسط اندام هوایی گیاه *S. arabica* تحت تیمارهای کمپوست پسماند شهری درنمودار ۳ نشان داده شده است. کمپوست به طور معنی‌داری غلظت سرب را در اندام هوایی کاهش داد و هر چند غلظت سرب جذب در دوزهای بالاتر کمپوست افزایش پیدا کرد اما اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای



نمودار ۲. بیوماس تر و خشک اندام هوایی (a) و زیرزمینی (b) گیاه *Stipa arabica* تحت اعمال کمپوست پسماند شهری

آن مشاهده نشد. بیشترین غلظت سرب شاخه در تیمار کنترل با ۶۸/۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین نیز با ۱۸/۱۳ مربوط به تیمار کمپوست یک درصد می‌باشد. اعمال کمپوست ۱ درصد توانست جذب سرب را تا ۷۴/۴۳ درصد در گیاه کاهش دهد، این میزان کاهش برای تیمارهای ۳ و ۵ درصد به ترتیب برابر با ۶۹/۴۶ و ۶۷/۴۷ درصد می‌باشد (نمودار ۳).

نمودار ۳. تجمع سرب در سرشاخه‌های گیاه *Stipa arabica* تحت تأثیر کمپوست پسماند شهری

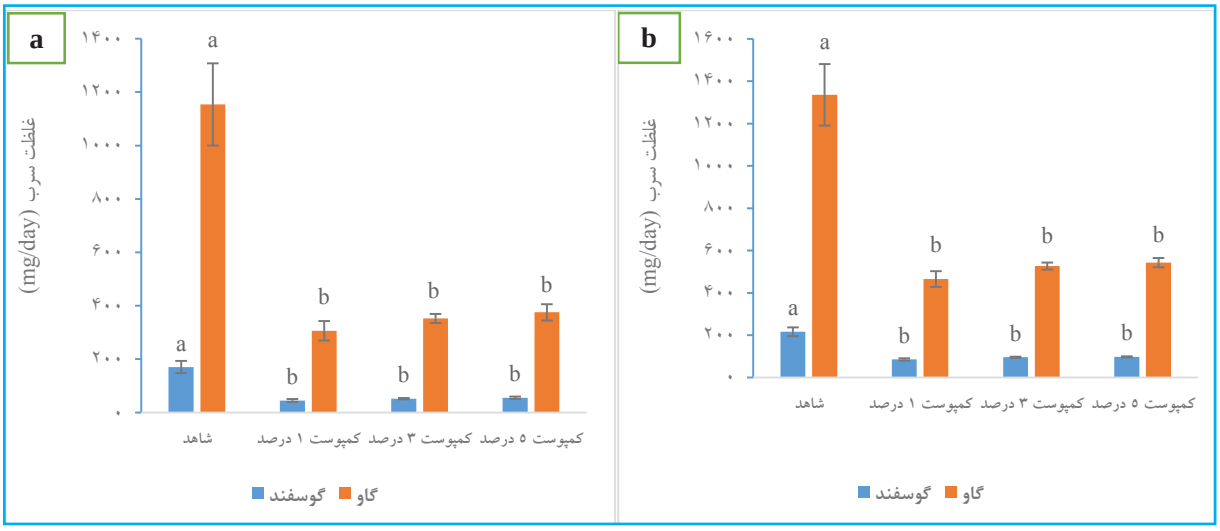
دریافت روزانه فلزات سنگین از خاک و غذا به وسیله حیوانات (مواجه حیوان با فلزات سنگین خاک و گیاه)

دریافت روزانه فلزات سنگین برای گاو و گوسفند از طریق چرای گیاه *S. arabica* رشد یافته تحت تأثیر تیمارهای مختلف کمپوست پسماند شهری در دو شرایط چرای آزاد در مرتع و تغذیه به صورت دستی در نمودار ۴ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که بالاترین سرب دریافتی برای گاو و گوسفند در وضعیت چرا در مرتع به ترتیب با ۱۳۳۵/۹۰ و ۲۱۶/۲۱ میلی‌گرم در روز مربوط به تیمار شاهد می‌باشد و کمترین مقدار نیز به ترتیب با ۴۶۵/۲۶ و ۸۵/۰۴ میلی‌گرم در روز در تیمار کمپوست ۱ درصد یافت شد. کمپوست به طور معنی‌داری میزان سرب دریافتی توسط حیوانات چرا کننده را نسبت به شرایط کنترل کاهش داد، هر چند بین سطوح کمپوست اعمالی در میزان سرب دریافتی توسط حیوانات مورد بررسی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. در این مطالعه افزودن کمپوست میزان سرب دریافتی از طریق رژیم چرایی را برای گوسفند و گاو به ترتیب ۶۰ و ۶۵ درصد کاهش داد. مشابها در شرایط تغذیه دستی نیز بالاترین غلظت سرب در رژیم غذایی مربوط به تیمار شاهد با ۱۱۵۳/۷۱ و ۱۷۰/۶۶ میلی‌گرم در روز به ترتیب برای گاو و گوسفند است. کمپوست در سطح ۱ درصد کمترین غلظت سرب در علوفه مصرفی گوسفند و گاو را به ترتیب با ۴۵/۳۲ و ۳۰۶/۳۹ میلی‌گرم در روز موجب شد، که کاهش ۷۳/۴۴ درصدی را برای هر دو حیوان نسبت به شرایط بدون استفاده از کمپوست نشان داد(نمودار ۴).

در رابطه با مقدار غلظت سرب در اندامهای گاو، نتایج نشان می‌دهد که بیشترین مربوط به کلیه و سپس کبد است (نمودار ۵). به طور کلی غلظت سرب اندامهای گاو هنگام چرا از گیاهان رشد یافته در خاک تیمار شده با کمپوست به طور معنی‌داری کمتر از شرایط بدون کمپوست است و سطح ۱ درصد به عنوان مؤثرترین دوز برای کاهش ریسک جذب سرب در اندام‌های حیوان است که باعث کاهش ۶۴/۷۷ درصدی غلظت سرب در هر سه اندام گاو شد.

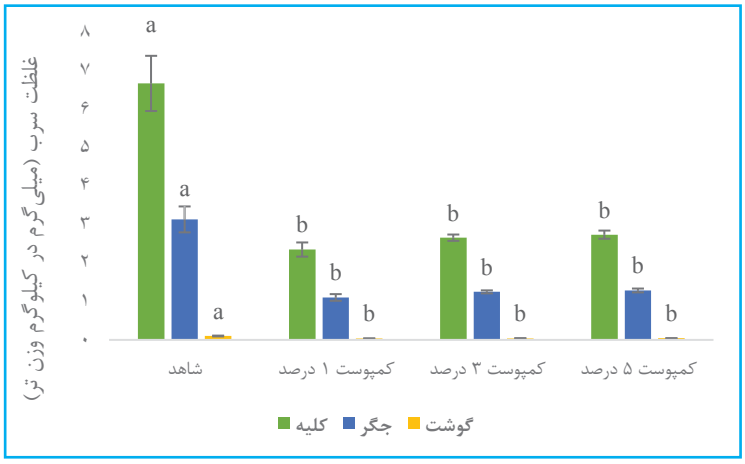
بحث

سمیت سرب می‌تواند به طور قابل توجهی گیاهان را با مهار رشد و نمو آن‌ها تحت تأثیر قرار دهد (۴۷). هنگامی که گیاهان سرب را از خاک جذب می‌کنند، در قسمت‌های مختلف گیاه از جمله ریشه، ساقه و برگ تجمع می‌یابد و باعث تغییرات فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی مختلفی در گیاه می‌شود (۴۸). سمیت سرب در



نمودار ۴. میزان سرب دریافتی توسط گاو و گوسفند در شرایط تغذیه دستی (a) و چرای آزاد (b) تحت تیمارهای مختلف کمپوست پسماند شهری

گیاهان می‌تواند اثرات نامطلوب مختلفی داشته باشد که یکی از آن‌ها مهار فتوسنتز است که به دلیل تداخل سرب در توانایی گیاه برای جذب و استفاده از مواد مغذی ضروری مانند نیتروژن و فسفر که برای فتوسنتز ضروری هستند، ایجاد می‌کند (۴۹). در نتیجه، با کاهش محتوای کلروفیل و کارایی دستگاه فتوسنتز منجر به کاهش رشد در گیاهان می‌شود. کمپوست به طور بالقوه قادر است اثرات منفی سمیت سرب بر رشد گیاه را با ارائه طیف وسیعی از مزایا بهبود دهد. به عنوان مثال، استفاده از کمپوست می‌تواند جمعیت و



نمودار ۵. غلظت فلزات سنگین بافت‌های مختلف گاو تحت تیمارهای مختلف کمپوست پسماند شهری

فعالیت میکروب‌های مفید خاک، مانند باکتری های تثبیت کننده نیتروژن را افزایش دهد، که دسترسی به مواد مغذی را برای گیاهان افزایش می‌دهد (۳۰). افزایش قابل توجه زیست توده اندام هوایی و ریشه *S. arabica* در خاک تیمار شده با کمپوست می‌تواند به دلیل افزایش ویژگی‌های حاصلخیزی خاک مانند فسفر، نیتروژن، ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی باشد که در پس از انکوباسیون با کمپوست ایجاد شده است (۵۰). علاوه بر این، غلظت فلز سنگین سرب در خاک‌های اصلاح شده با کمپوست به‌دلیل قابلیت تثبیت کمپوست کمتر بود و در نتیجه با کاهش جذب و تجمع فلز، گیاه کمتر در معرض تنش قرار می‌گیرد که این عامل می‌تواند باعث

رشد گیاه و تولید زیست توده بیشتر شود. همچنین کمپوست با بهبود دسترسی‌پذیری بیشتر گیاه به عناصر تغذیه‌ای فعالیت فتوسنتزی را افزایش می‌دهد که در نتیجه رشد گیاه تقویت می‌شود (۵۱). تأثیر مثبت کمپوست و مواد آلی بر رشد گیاه در چندین مطالعه مشاهده شده است (۳۵, ۵۲, ۵۳)، هرچند مقدار کمپوست مصرفی مهم است چرا که در مقادیر بالای استفاده، غلظت بالای فلزات سنگین می‌توانند رشد گیاه را محدود کنند.

یکی از فاکتورهای کلیدی در جذب فلزات سنگین توسط گیاهان، دسترس‌پذیری فلزات در خاک می‌باشد، در مطالعه حاضر کمپوست به طور کلی فراهمی سرب را تا حدی کاهش داد. عیسی و همکاران (۵۴) بیان داشتند که بسیاری از فلزات می‌توانند با مواد آلی خاک تشکیل کمپلکس‌های نامحلول مانند کربنات‌ها و فسفات‌ها بدهند و به طور مؤثری فراهمی آن‌ها کاهش یابد. از طرفی مواد آلی مانند کمپوست و بیوچار به دلیل داشتن ساختارهای ریز متخلل، دارای سطح ویژه بالایی هستند که منجر به نگهداری فلزات سنگین می‌شود و مانع از جذب آن‌ها توسط گیاه می‌شود (۵۵). کمپوست به عنوان منبع کربن آلی محلول مهمترین نقش را در افزایش ظرفیت جذب خاک و نگهداشت فلزات سنگین ایفا می‌کند که توسط بیزلی و همکاران نیز مشاهده شد (۵۶). همچنین اعمال کمپوست می‌تواند بر گونه‌زایی فلزات سنگین مؤثر باشد و با افزایش آنها در فرم باقیمانده، فراهمی آن‌ها را کاهش دهد و در نتیجه مانع از انتقال آن‌ها به اندام‌های گیاه می‌شود (۵۷). کاهش انتقال فلزات از خاک به ریشه و از ریشه به اندام‌هوایی در اثر اعمال کمپوست توسط محققان زیادی گزارش شده است. در مطالعه‌ای خاک غیرآلوده با غلظت‌های مختلف ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم آغشته گردید، و تیمار کمپوست در چهار سطح صفر، ۲، ۶ و ۱۰٪ در یک آزمایش گلخانه‌ای به مدت شش ماه بر روی گونه گیاهی *Pelargonium hortorum* (شمعدانی) اجرا شد. نتایج بیانگر آن بود که افزایش درصد کمپوست در همه غلظت‌های کادمیوم باعث کاهش زیست فراهمی کادمیوم شد و کمترین مقدار کادمیوم تبادلی مربوط به کمپوست ۱۰ درصد بود. همچنین کمپوست باعث کاهش جذب کادمیوم توسط گیاه گردید و با ممانعت از انتقال آن به شاخه با افزایش درصد کمپوست فاکتور انتقال گیاه نیز کاهش پیدا کرد (۵۸). همچنین کاستالدی و همکاران (۵۳) بیان کردند که افزودن کمپوست پسماند شهری به خاک آلوده به آرسنیک، به طور قابل توجهی باعث افزایش بیوماس دو گونه *Phragmites australis* (نی) و *A. donax* شده و با محدود کردن انتقال این فلز به بخش هوایی گیاهان مورد مطالعه تجمع زیستی را در آن‌ها کاهش داده است. در مطالعه حاضر افزودن سطوح بیش از یک درصد کمپوست تفاوت معنی‌داری در میزان سرب قابل دسترس و به تبع آن غلظت این فلز در شاخساره گیاه *S. arabica* ایجاد نکرد، که حاکی از آن است که بر همکنش بین خصوصیات خاک، کمپوست و گیاه تأثیر ضعیفی بر تحرک مجدد سرب داشته است (۳۰). علاوه بر این یان و همکاران بیان کردند که ریشه گیاه *L. albus* در حضور کمپوست برخی از مواد آلی مانند سیترات و مالات را منتشر می‌کند که منجر به فراهمی زیستی بیشتر برخی از فلزات سنگین شده و در نتیجه جذب آن‌ها توسط گیاه افزایش می‌یابد (۵۹). بنابراین لازم است که سطح کمپوست مورد استفاده برای هر گیاه و فلزی به صورت اختصاصی تعیین شود.

با افزودن کمپوست مقدار سرب به طرز قابل توجهی کاهش یافت و به کمتر از ۳۳/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم (مقدار مجاز برای مصرف علوفه) رسید (۶۰). همچنین با در نظر گرفتن ملاحظات غذایی برای انسان کمپوست توانست مقدار این فلز را در گیاه مورد مطالعه به کمتر از حد مجاز (۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) برساند (۶۱). در تطابق با یافته‌های ما پسکاتور و همکاران (۶۲) در مطالعه خود به این نتیجه رسیدند که افزودن ماده آلی بیوچار به یک خاک آلوده به فلزات سنگین می‌تواند غلظت فلزات سرب و کادمیوم را در گیاه شبدر به حد مجاز برای مصرف علوفه (به ترتیب ۳۳/۶ و ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) کاهش دهد. مقدار دریافت فلز سنگین سرب توسط حیوانات مورد مطالعه و غلظت آن در اندام‌هایشان با مقادیر مجاز (جدول ۲) مقایسه شد. دریافت روزانه این عنصر برای گاو با مصرف علوفه کشت شده در خاک تیمار شده با کمپوست، با توجه

به امنیت غذایی بیشتر از مقدار مجاز برای کلیه (۱۰۱ میلی‌گرم در روز) و تا حدی کبد (۲۱۴ میلی‌گرم در روز) است اما کمتر از حد مجاز برای مصرف گوشت (۱۳۳۲ میلی‌گرم در روز) است. از دیدگاه سلامت حیوان، کاربرد کمپوست، میزان سرب دریافتی روزانه برای گاو را به میزان ایمن و کمتر از حد مجاز (۶۰۴ و ۸۵۷ میلی‌گرم در روز به ترتیب برای کلیه و کبد) رسانید، در حالی که در خاک تیمار نشده همچنان بالاتر از حد مجاز بود. دریافت روزانه سرب توسط گوسفند چرا کننده در منطقه مورد مطالعه در حالت چرا در مرتع بدون اعمال کمپوست بیش دو تا سه برابر مقدار مجاز دریافتی (۱۰۰ – ۶۰ میلی‌گرم در روز) (۴۴) می‌باشد، که نشان‌دهنده غلظت بالای این عنصر در رژیم غذایی این حیوان است، در حالی که با اعمال کمپوست این میزان به ۸۵ میلی‌گرم در روز رسید که به طرز قابل توجهی دریافت روزانه را کاهش داده و در محدود مجاز قرار گرفت. در حالت تغذیه‌دستی، سرب دریافتی توسط گاو از دیدگاه امنیت غذایی هنوز هم بیشتر از مقادیر مجاز است ولی در رابطه با گوسفند با ۴۵ میلی‌گرم در روز، تقریبا ۵۰ درصد از مقدار مجاز دریافتی نیز کمتر است. در رابطه با تجمع سرب در اندام‌های گاو، با و بدون اعمال کمپوست، تجمع این عنصر در کلیه و کبد از دیدگاه امنیت غذایی بیشتر از حد مجاز (۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) ولی در رابطه با گوشت کمتر از حد مجاز (۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) است، در حالی که به لحاظ سلامت حیوان، کمپوست مقدار سرب تجمع یافته را در تمامی بافت‌های گاو به کمتر از مقدار مجاز (۳ و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برای کلیه و کبد) کاهش داد. این موضوع بیانگر آن است که می‌توان کمپوست را در ترکیب با گیاه علوفه‌ای مانند *S. arabica* بدون نگرانی از تأثیر آن بر سلامت حیوانات و انتقال آن به زنجیره غذایی بجز در موارد معدود (مصرف کلیه و کبد گاو) از طریق این دو حیوان در احیاء زمین‌های آلوده به سرب به کار برد. از طرف دیگر هر چند مقدار سرب دریافتی در برخی موارد از مقدار مجاز نیز بیشتر است، اما به طور کلی کمپوست به شکل قابل ملاحظه‌ای سرب دریافتی را کاهش داده است و می‌تواند در زمین‌های با آلودگی کمتر سرب به عنوان یک ماده بهساز کاربردی، مؤثرتر عمل کرده و سرب دریافتی را در همه موارد به حد مجاز برساند، چرا که میزان سرب خاک مورد آزمایش بسیار بالا (۴۷۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) می‌باشد و این موضوع سبب جذب بیشتر سرب در گیاه شده است. مطالعاتی در رابطه با تأثیر مواد آلی بر کاهش انتقال فلزات سنگین به حیوانات در بیشینه پژوهش یافت نشد و مطالعات محدود در این زمینه به تأثیر این بهبود دهنده‌ها در کاهش ریسک برای انسان پرداخته شده است. در این راستا، در مطالعه خان و همکاران (۳۴) اعمال ۱۰ درصد بیوچار به خاک کشت شده با برنج، باعث کاهش ضریب خطر فلزات روی، کادمیوم، مس، منگنز و کبالت به کمتر از یک شد و ریسک ابتلای انسان به سرطان نیز ۶۶ درصد کاهش یافت. کاهش ۶۳ درصدی میزان تجمع زیستی هیدروکربن‌های آروماتیک در کاهو با افزودن بیوچار لجن فاضلاب مشاهده شد (۶۳). همچنین کمپوست با کاهش ۱۹ درصدی نیکل در بخش هوایی گیاه ذرت، سمیت این عنصر در گیاه را تسکین و ریسک مصرف آن را کاهش داد (۲۷). از طرفی در تحقیقی یافت شد که استفاده هم‌زمان کمپوست و بیوچار در خاک آلوده به فلزات سنگین سرب، کادمیوم و مس به طور قابل توجهی می‌تواند غلظت این عناصر را در سبزیجات خوراکی کاهش دهد و منجر به تسکین اثرات منفی احتمالی آن‌ها برای انسان شود (۵۷). بنابراین با توجه به موارد ذکر شده می‌توان نتیجه گرفت که مواد آلی مانند کمپوست و بیوچار با کاهش غلظت فلزات سنگین در محصولات غذایی، به طور مؤثری می‌توانند میزان ریسک مصرف را برای انسان و حیوان کاهش دهند.

نتیجه گیری

کمپوست پسماند شهری به عنوان یک بهبود دهنده آلی خاک تأثیر مثبتی بر رشد گونه *S. arabica* نشان داد. همچنین این ماده اصلاحی به طور قابل توجهی تحرک فلز سرب را در خاک کاهش داد و در ممانعت از انتقال آن به بخش هوایی گیاه مورد مطالعه مؤثر بود. در نتیجه، کاهش غلظت سرب در خاک و گیاه منجر به دریافت کمتر این عنصر توسط حیوانات مورد مطالعه شد. علاوه بر این غلظت سرب در اندامهای کلیه، کبد و گوشت گاو به شکل قابل ملاحظه‌ای کاهش یافت، به طوری که با کاربرد کمپوست

خطر سرب از طریق مصرف گیاه *S. arabica* رشد یافته در خاک آلوده برای سلامت حیوان منتفی شد و همچنین غلظت این عنصر در گوشت که اندام اصلی مصرفی حیوان است به کمتر از حد مجاز رسید. در حالی که نتایج گزارش شده بسیار امیدوار کننده و مطابق با اهداف مطالعه است، اما به منظور تایید یافته‌های به دست آمده و تعمیم به شرایط واقعی، نیاز به تحقیقات میدانی در وضعیت‌های مختلف اکولوژیکی و زیستگاهی می‌باشد.

ملاحظات اخلاقی

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

همچنین هر گونه تضاد منافع حقیقی یا مادی که ممکن است بر نتایج یا تفسیر مقاله تأثیر بگذارد را رد می کنند.

تشکر و قدردانی

مقاله حاضر برگرفته از رساله دکتری و در قالب طرح پژوهشی شماره ۹۸۰۱۰۹۳۰ بنیاد ملی علم ایران با عنوان "امکان‌سنجی استفاده از گیاهان برای پالایش خاک‌های آلوده (مطالعه موردی: معدن سرب و روی انگوران زنجان)" است. از تمامی کسانی که در انجام این پژوهش ما را یاری نموده‌اند بویژه از ریاست محترم بنیاد ملی علم ایران، سپاسگزاری به عمل می آید.

References

1. Shen F, Liao R, Ali A, Mahar A, Guo D, Li R, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil near a Pb/Zn smelter in Feng County, China. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2017;139:254-62. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.044 PMid:28160703
2. Zhu G, Xiao H, Guo Q, Song B, Zheng G, Zhang Z, et al. Heavy metal contents and enrichment characteristics of dominant plants in wasteland of the downstream of a lead-zinc mining area in Guangxi, Southwest China. Ecotoxicology and Environmental safety. 2018;151:266-71. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.011 PMid:29407559
3. Navarro M, Pérez-Sirvent C, Martínez-Sánchez M, Vidal J, Tovar P, Bech J. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. Journal of Geochemical exploration. 2008;96(2-3):183-93. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.011
4. Hosseinniaee S, Jafary M, Tavili A, Zare S. Geochemical and ecological assessment of some heavy metals in the soil around the lead and zinc mine in northwestern of Iran. Iranian Journal of Health and Environment. 2021;14(1):159-72. (Persian)
5. Mortensen LH, Rønn R, Vestergård M. Bioaccumulation of cadmium in soil organisms-With focus on wood ash application. Ecotoxicology and environmental safety. 2018;156:452-62. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.018 PMid:29605665
6. Saleem MH, Fahad S, Khan SU, Din M, Ullah A, Sabagh AE, et al. Copper-induced oxidative stress, initiation of antioxidants and phytoremediation potential of flax (Linum usitatissimum L.) seedlings grown under the mixing of two different soils of China. Environmental Science and Pollution Research. 2020;27:5211-21. https://doi.org/10.1007/s11356-019-07264-7 PMid:31848948
7. Ali W, Mao K, Zhang H, Junaid M, Xu N, Rasool A, et al. Comprehensive review of the basic chemical behaviours, sources, processes, and endpoints of trace element contamination in paddy soil-rice systems in rice-growing countries. Journal of Hazardous Materials. 2020;397:122720. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122720 PMid:32387828
8. Zeng X, Zou D, Wang A, Zhou Y, Liu Y, Li Z, et al. Remediation of cadmium-contaminated soils using Brassica napus: effect of nitrogen fertilizers. Journal of environmental management. 2020;255:109885. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109885 PMid:31765948
9. Bortey-Sam N, Nakayama SM, Ikenaka Y, Akoto O, Baidoo E, Yohannes YB, et al. Human health risks from metals and metalloid via consumption of food animals near gold mines in Tarkwa, Ghana: Estimation of the daily intakes and target hazard quotients (THQs). Ecotoxicology and environmental safety. 2015;111:160-7. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.008 PMid:25450929
10. Khan ZI, Ahmad K, Siddique S, Ahmad T, Bashir H, Munir M, et al. A study on the transfer of chromium from meadows to grazing livestock: an assessment of health risk. Environmental Science and Pollution Research. 2020;27:26694-701. https://doi.org/10.1007/s11356-020-09062-y https://doi.org/10.1007/s11356-020-10660-z https://doi.org/10.1007/s11356-020-08140-5
11. Ahmad K, Khan Z, Bayat A, Ashraf M, Rizwan Y. Cadmium

and chromium concentrations in six forage species irrigated with canal, sewage or mixed canal and sewage water. Pak J Bot. 2011;43(5):2411-4.

12. Farmer JG, Broadway A, Cave MR, Wragg J, Fordyce FM, Graham MC, et al. A lead isotopic study of the human bioaccessibility of lead in urban soils from Glasgow, Scotland. Science of the total environment. 2011;409(23):4958-65. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.061 PMid:21930292
13. Iskandar IK, Kirkham MB. Trace elements in soil: bioavailability, flux, and transfer: CRC Press; 2001. https://doi.org/10.1201/9781420032734
14. Hosseinniaee S, Mirzaei E. Phytoremediation-Promising Green Technology for Remediation of Heavy Metal Contaminated Lands. Zist Sepehr Student Magazine. 2022;15(1):37-44. (Persian)
15. Han Y, Huang S, Yuan H, Gu J, Zhao J, Wu X, Si W. Effect of Pb and Zn combined stress on the growth and elements accumulation of two different ecotype species of Iris L. in artificial contaminated soils. Fresenius Environmental Bulletin. 2013;22(5a):1548-55.
16. Abadin H, Taylor J, Buser MC, Scinicariello F, Przybyla J, Klotzbach JM, et al. Toxicological profile for lead: draft for public comment. 2019.
17. Manyiwa T, Ultra VU, Rantong G, Opaletswe KA, Gabankitse G, Taupedi SB, Gajaje K. Heavy metals in soil, plants, and associated risk on grazing ruminants in the vicinity of Cu-Ni mine in Selebi-Phikwe, Botswana. Environmental Geochemistry and Health. 2021:1-16. https://doi.org/10.1007/s10653-021-00918-x PMid:33855629
18. Hosseinniaee S, Jafari M, Tavili A, Zare S, Cappai G. Investigating metal pollution in the food chain surrounding a lead-zinc mine (Northwestern Iran); an evaluation of health risks to humans and animals. Environmental Monitoring and Assessment. 2023;195(8):946. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11551-9 PMid:37439883
19. Kamunda C, Mathuthu M, Madhuku M. Health risk assessment of heavy metals in soils from Witwatersrand Gold Mining Basin, South Africa. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2016;13(7):663. https://doi.org/10.3390/ijerph13070663 PMid:27376316 PMCid:PMC4962204
20. Gabari V, Fernández-Caliani JC. Assessment of trace element pollution and human health risks associated with cultivation of mine soil: A case study in the Iberian Pyrite Belt. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. 2017;23(8):2069-86. https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1364130
21. Fantke P, Friedrich R, Jolliet O. Health impact and damage cost assessment of pesticides in Europe. Environment international. 2012;49:9-17. https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.08.001 PMid:22940502
22. Hosseinniaee S, Jafari M, Tavili A, Zare S, Cappai G. EDTA facilitated phytoextraction of Pb, Cd and Zn from a lead-zinc mine contaminated soil by three new accumulator plants (Marrubium cuneatum, Stipa arabica and Verbascum speciosum). 2023. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2750193/v1 PMCid:PMC10692180
23. Barbosa B, Fernando AL. Aided phytostabilization of mine waste. Bio-geotechnologies for mine site rehabilitation: Elsevier; 2018. p. 147-57. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00009-9 PMCid:PMC6034724
24. Sánchez-Pardo B, Zornoza P. Mitigation of Cu stress by legume-Rhizobium symbiosis in white lupin and soybean plants. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2014;102:1-5. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.016 PMid:24580814
25. Hosseinniaee S, Jafari M, Tavili A, Zare S, Cappai G, De Giudici G. Perspectives for phytoremediation capability of native plants growing on Angouran Pb-Zn mining complex in northwest of Iran. Journal of Environmental Management. 2022;315:115184. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115184 PMid:35523070
26. Hosseinniaee S, Jafari M, Tavili A, Zare S, Cappai G. Chelate facilitated phytoextraction of Pb, Cd, and Zn from a lead-zinc mine contaminated soil by three accumulator plants. Scientific Reports. 2023;13(1):21185. https://doi.org/10.1038/s41598-023-48666-5 PMid:38040787 PMCid:PMC10692180
27. Rehman MZ-u, Rizwan M, Ali S, Fatima N, Yousaf B, Naeem A, et al. Contrasting effects of biochar, compost and farm manure on alleviation of nickel toxicity in maize (Zea mays L.) in relation to plant growth, photosynthesis and metal uptake. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016;133:218-25. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.07.023 PMid:27467022
28. Rizwan M, Ali S, Qayyum MF, Ibrahim M, Zia-ur-Rehman M, Abbas T, Ok YS. Mechanisms of biochar-mediated alleviation of toxicity of trace elements in plants: a critical review. Environmental Science and Pollution Research. 2016;23:2230-48. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5697-7 PMid:26531712
29. Eissa MA. Impact of compost on metals phytostabilization potential of two halophytes species. International Journal of Phytoremediation. 2015;17(7):662-8. https://doi.org/10.1080/15226514.2014.955567

PMid:25191928
30. Garau M, Castaldi P, Diquattro S, Pinna MV, Senette C, Roggero PP, Garau G. Combining grass and legume species with compost for assisted phytostabilization of contaminated soils. Environmental Technology & Innovation. 2021;22:101387. https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101387
31. Bian R, Joseph S, Cui L, Pan G, Li L, Liu X, et al. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. Journal of hazardous materials. 2014;272:121-8. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.017 PMid:24685528
32. Visconti D, Álvarez-Robles MJ, Fiorentino N, Fagnano M, Clemente R. Use of Brassica juncea and Dactylis glomerata for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. Chemosphere. 2020;260:127661. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127661 PMid:32688327
33. Li J, Chang Y, Al-Huqail AA, Ding Z, Al-Harbi MS, Ali EF, et al. Effect of manure and compost on the phytostabilization potential of heavy metals by the halophytic plant wavy-leaved saltbush. Plants. 2021;10(10):2176. https://doi.org/10.3390/plants10102176 PMid:34685988 PMCid:PMC8539195
34. Khan S, Reid BJ, Li G, Zhu Y-G. Application of biochar to soil reduces cancer risk via rice consumption: a case study in Miaoqian village, Longyan, China. Environment international. 2014;68:154-61. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.017 PMid:24727070
35. Fresno T, Moreno-Jiménez E, Zornoza P, Peñalosa JM. Aided phytostabilisation of As-and Cu-contaminated soils using white lupin and combined iron and organic amendments. Journal of environmental management. 2018;205:142-50. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.069 PMid:28982063
36. Garau G, Silvetti M, Vasileiadis S, Donner E, Diquattro S, Deiana S, et al. Use of municipal solid wastes for chemical and microbiological recovery of soils contaminated with metal (loid) s. Soil Biology and Biochemistry. 2017;111:25-35. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.014
37. Eissa MA, Al-Yasi HM, Ghoneim AM, Ali EF, El Shal R. Nitrogen and compost enhanced the phytoextraction potential of cd and pb from contaminated soils by quail bush [Atriplex lentiformis (Torr.) S. Wats]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2022:1-9. https://doi.org/10.1007/s42729-021-00642-6
38. Nelson DW, Sommers LE. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods. 1996;5:961-1010. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34 PMid:29128246
39. Olsen S, Sommers L. Phosphorus.[In:] Page, AL et al.(Eds.), Methods of soil analysis: Part 2. Chemical and microbiological properties. Agronomy Monographs. Madison, WI., 403-430. 1982. https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c24 PMCid:PMC4606764
40. Element C. Method 3051A microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Z Für Anal Chem. 2007;111:362-6.
41. Lindsay WL, Norvell W. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil science society of America journal. 1978;42(3):421-8. https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x
42. Smith K, Abrahams PW, Dagleish M, Steigmajer J. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: I. Soil ingestion, soil-metal partitioning and potential availability to pasture herbage and livestock. Science of the Total Environment. 2009;407(12):3731-9. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.032 PMid:19327816
43. De Vries W, Römkens PF, Schütze G. Critical soil concentrations of cadmium, lead, and mercury in view of health effects on humans and animals. Reviews of environmental contamination and toxicology. 2007:91-130. https://doi.org/10.1007/978-0-387-69163-3_4 PMid:17708073
44. Rodrigues S, Pereira M, Duarte A, Römkens P. Soil-plant-animal transfer models to improve soil protection guidelines: a case study from Portugal. Environment International. 2012;39(1):27-37. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.09.005 PMid:22208740
45. Brand E, PFO L. an exposure model for human risk assessment of soil contamination A model description. The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Dutch. 2007.
46. Portuguesa IBA. Portuguesa 1990-2003 [Relatório de informação à comunicação social]. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística. 2006.
47. Poursattari R, Hadi H. Lead phytoremediation, distribution, and toxicity in rapeseed (Brassica napus L.): The role of single and combined use of plant growth regulators and chelators. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2022;22(2):1700-17. https://doi.org/10.1007/s42729-022-00765-4
48. Sharma P, Dubey RS. Lead toxicity in plants. Brazilian journal of plant physiology. 2005;17:35-52. https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004

49. Shahzad AS, Younis U, Naz N, Danish S, Syed A, Elgorban AM, et al. Acidified biochar improves lead tolerance and enhances morphological and biochemical attributes of mint in saline soil. Scientific Reports. 2023;13(1):8720. https://doi.org/10.1038/s41598-023-36018-2 PMid:37253839 PMCid:PMC10229572
50. Garau M, Garau G, Diquattro S, Roggero PP, Castaldi P. Mobility, bioaccessibility and toxicity of potentially toxic elements in a contaminated soil treated with municipal solid waste compost. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2019;186:109766. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109766 PMid:31605957
51. Pál M, Janda T, Szalai G. Interactions between plant hormones and thiol-related heavy metal chelators. Plant Growth Regulation. 2018;85:173-85. https://doi.org/10.1007/s10725-018-0391-7
52. Masu S, Dragomir N, Morariu F, Jurj L, Luminita N, Popescu D. The bioaccumulation of heavy metals in barley (Hordeum vulgare L) cultivated on a fly ash dump mixed with compost and natural zeolite materials. Scientific Papers: Animal Science and Biotechnologies. 2012;45(2):237.
53. Castaldi P, Silvetti M, Manzano R, Brundu G, Roggero PP, Garau G. Mutual effect of Phragmites australis, Arundo donax and immobilization agents on arsenic and trace metals phytostabilization in polluted soils. Geoderma. 2018;314:63-72. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.040
54. Eissa MA, Ahmed EM. Nitrogen and phosphorus fertilization for some Atriplex plants grown on metal-contaminated soils. Soil and Sediment Contamination: An International Journal. 2016;25(4):431-42. https://doi.org/10.1080/15320383.2016.1158693
55. Zulfiqar U, Farooq M, Hussain S, Maqsood M, Hussain M, Ishfaq M, et al. Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. Journal of environmental management. 2019;250:109557. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557 PMid:31545179
56. Beesley L, Marmiroli M, Pagano L, Pigoni V, Fellet G, Fresno T, et al. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (Solanum lycopersicum L.). Science of the Total Environment. 2013;454:598-603. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.047 PMid:23583727
57. Medyńska-Juraszek A, Bednik M, Chohura P. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and uptake of heavy metals by green leafy vegetables. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2020;17(21):7861. https://doi.org/10.3390/ijerph17217861 PMid:33121066 PMCid:PMC7662399
58. Gul I, Manzoor M, Hashim N, Yaqoob K, Kallerhoff J, Arshad M. Comparative effectiveness of organic and inorganic amendments on cadmium bioavailability and uptake by Pelargonium hortorum. Journal of Soils and Sediments. 2019;19:2346-56. https://doi.org/10.1007/s11368-018-2202-1
59. Yan F, Zhu Y, Muller C, Zörb C, Schubert S. Adaptation of H+-pumping and plasma membrane H+ ATPase activity in proteoid roots of white lupin under phosphate deficiency. Plant physiology. 2002;129(1):50-63. https://doi.org/10.1104/pp.010869 PMid:12011337 PMCid:PMC155870
60. Johnsen IV, Aaneby J. Soil intake in ruminants grazing on heavy-metal contaminated shooting ranges. Science of the total environment. 2019;687:41-9. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.086 PMid:31202012
61. McDowell LR. Minerals in animal and human nutrition: Academic Press Inc.; 1992.
62. Pescatore A, Grassi C, Rizzo AM, Orlandini S, Napoli M. Effects of biochar on berseem clover (Trifolium alexandrinum, L.) growth and heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) accumulation. Chemosphere. 2022;287:131986. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131986 PMid:34481173
63. Khan S, Wang N, Reid BJ, Freddo A, Cai C. Reduced bioaccumulation of PAHs by Lactuca satuva L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. Environmental pollution. 2013;175:64-8. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.014 PMid:23337353