



Evaluating the Concentration of Heavy Metals in Downstream Area of Southern Waste Landfill in Kermanshah

Zainab Zainedini¹, Mahin Karami^{1*}, Akram Fatemi Ghomeshe¹, Parviz Shekaari¹, Fardin Hamed²

¹ Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Razi University, Kermanshah, Iran

² Soil and Water Research Department, Kermanshah Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Kermanshah, Iran

ARTICLE INFO

Article Type: Research article

Article history:

Received 06 November 2019

Accepted 08 January 2020

Available online 02 March 2020

Keywords:

Soil Pollution, Sarab-Ghanbar, Geostatistic, Kriging, Spatial Mapping.

Citation: Zainedini, Z., Karami, M., Fatemi Ghomeshe, A., Shekaari, P., Hamed, F. (2020). Evaluating the Concentration of Heavy Metals in Downstream Area of Southern Waste Landfill in Kermanshah. *Geography and Sustainability of Environment*, 9 (4), 39-53.

doi: [10.22126/GES.2020.4236.2060](https://doi.org/10.22126/GES.2020.4236.2060)

ABSTRACT

Affected by the change of land-use pattern, soil pollution has become an important environmental issue in developed and developing countries. Heavy element pollution, as a kind of soil pollutant, is really dangerous due to their high toxicity and persistence in the environment. In the current study, the extent of pollution to heavy elements in downstream area of southern waste landfill of Kermanshah city was investigated. In this research, 208 soil samples (from 0 to 20 cm depth), were collected with 50 meters distances systematically from downstream area of waste landfill. The spatial pattern of variables was investigated through calculating experimental variograms and fitted models using geostatistics. The mean concentrations of Fe, Mn, Cu and Zn in downstream area of waste landfill are 4077, 943, 41.8 and 102 mgkg⁻¹ respectively. The spherical model was recognized as the best model to describe the spatial variability of total heavy metals. Total content of Fe, Mn, Cu and Zn showed a strong spatial dependence. According to the ordinary kriging maps, the total concentration of elements in the central parts of the study area is less than the other parts. This is probably due to the lower slope of the central region and consequently the lower infiltration. The concentration of elements in the southeastern towards the northeast High slope of the area is the result of the adjacency to the waste landfill and also the higher steepness in this part. The findings indicated a long-term progressive trend soil pollution, thus it is necessary to halt latex infiltration either towards the soil or vertically ground water. The results showed a long-term progressive trend in soil pollution. Considering population growth, waste production rate, distance from the city center, and other factors determining the location of landfill, it is suggested to reconsider positioning waste landfill scientifically. Furthermore, some services such as waste separation in the source, waste recycling in the source, and composting would be inevitable.



بررسی غلظت برخی فلزات سنگین در زمین‌های پایین دست انباشت‌گاه پسماند جنوب شهر کرمانشاه

زینب زین‌الدینی^۱، مهین کرمی^{۱*}، اکرم فاطمی قمشه^۱، پرویز شکاری^۱، فردین حامدی^۲

^۱ گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران
^۲ بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کرمانشاه، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرمانشاه، ایران

چکیده

در سال‌های گذشته به دلیل تغییر الگوی استفاده از زمین، آلودگی خاک به‌مثابه موضوع مهم زیست‌محیطی در کشورهای توسعه‌یافته و در حال توسعه مطرح است. در میان آلاینده‌های متعدّد خاک، آلودگی به عناصر سنگین به دلیل سمّیت بالا و ماندگاری زیاد در محیط، خطر زیادی دارد. در نوشتار پیش رو میزان آلودگی زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند در جنوب شهر کرمانشاه به عناصر سنگین بررسی شده است. ۲۰۸ نمونه خاک سطحی (۰ تا ۲۰ سانتی‌متری) در قالب الگوی شبکه‌بندی منظّمی با فاصله ۵۰ متری تهیه شد. الگوی مکانی غلظت کلّ عناصر با تغییرنمای تجربی محاسبه و مدل برازش داده‌شده زمین‌آماری بررسی شد. میانگین غلظت کلّ عناصر آهن، منگنز، مس و روی در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند به ترتیب ۴۰۷۷، ۹۴۳، ۴۱/۸ و ۱۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. براساس پارامترهای تغییرنما مدل کروی بهترین مدل برای توصیف تغییرپذیری مکانی عناصر سنگین مورد مطالعه بود. غلظت کلّ عناصر سنگین مورد مطالعه دارای وابستگی مکانی قوی بوده که بیانگر مقیاس مناسب مطالعه است. با توجه به نقشه‌های کریجینگ معمولی غلظت کلّ عناصر در قسمت‌های مرکزی منطقه مورد مطالعه کمتر از سایر نقاط است. چه‌بسا این امر به دلیل شیب کمتر قسمت‌های مرکزی منطقه و نفوذ کمتر شیرابه پسماند به این قسمت باشد. غلظت عناصر در قسمت جنوب شرقی به سمت شمال شرقی به دلیل شیب بالای منطقه و نزدیکی به محلّ انباشت پسماند، بیشتر است. نتایج نشان از روند فزاینده آلودگی خاک در درازمدت داشت؛ بنابراین با توجه به آنچه گفته شد با در نظر گرفتن افزایش جمعیت، نرخ تولید پسماند، فاصله از مرکز شهر و دیگر عامل‌های تعیین مکان انباشت‌گاه پیشنهاد می‌شود که مکان‌یابی انباشت‌گاه پسماند مورد بازنگری علمی قرار گیرد؛ همچنین انجام خدماتی همچون جداسازی پسماند در مبدأ، بازیافت، کمپوست‌سازی و موارد دیگر لازم است.

مشخصات مقاله

نوع مقاله: پژوهشی

تاریخچه مقاله:

دریافت ۱۵ آبان ۱۳۹۸

پذیرش ۱۸ دی ۱۳۹۸

دسترسی آنلاین ۱۲ اسفند ۱۳۹۸

کلیدواژه‌ها:

آلودگی خاک، سراب قنبر، زمین‌آمار، کریجینگ، تغییرات مکانی.

استناد: زین‌الدینی، زینب؛ کرمی، مهین؛ فاطمی قمشه، اکرم؛ شکاری، پرویز؛ حامدی، فردین (۱۳۹۸). بررسی غلظت برخی فلزات سنگین در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند جنوب شهر کرمانشاه. جغرافیا و پایداری محیط، ۹ (۴)، ۳۹-۵۳. doi: [10.22126/GES.2020.4236.2060](https://doi.org/10.22126/GES.2020.4236.2060)

مقدمه

در چند دهه گذشته افزایش سریع جمعیت، توسعه صنایع، رشد فناوری و تمایل انسان به افزایش مواد مصرفی، افزایش پسماند را موجب شده که همین امر به نحوی آلودگی زیست‌بوم را به دنبال داشته است؛ از سوی دیگر، جمع‌آوری و دفن چنین موادی در بیشتر کشورهای جهان، به‌ویژه کشورهای در حال توسعه که از فناوری چندان پیشرفته‌ای برخوردار نیستند، براساس روش‌های استاندارد صورت نمی‌گیرد (عمرانی، ۱۳۷۷: ۱۹). عدم مدیریت پسماند از عوامل اصلی آلودگی زیست‌بوم در قاره آسیا از جمله در کشورهای در حال توسعه مانند هند و اندونزی است (آگموت و فوزیه^۱، ۲۰۱۰). از پیامدهای دفن غیر بهداشتی پسماند، تولید شیرابه است که با نفوذ در خاک افزایش غلظت عناصر سنگین را به همراه دارد (بانو^۲ و همکاران، ۲۰۱۳).

عناصر سنگین، دسته‌ای از عناصر شیمیایی هستند که جرم مخصوص بالایی داشته، در غلظت‌های پایین ایجاد سمیت می‌کنند و در گروه عناصر واسطه جدول تناوبی قرار دارند و همچنین امکان تجزیه و تخریب ندارند (وندانا^۳ و همکاران، ۲۰۱۱). این عناصر افزون بر وارد شدن به چرخه غذایی موجودات زنده و انسان‌ها و به‌خطر انداختن سلامت آن‌ها، به‌طور مستقیم بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، کاهش فعالیت بیولوژیک دست‌یابی زیستی مواد مغذی در خاک اثرگذارند. اگر غلظت عناصر سنگین از حد مجاز هر عنصر در خاک بیشتر شود، ویژگی آلوده‌کنندگی و سمیت دارند (پاپا^۴ و همکاران، ۲۰۱۰). مقاومت و پایایی عناصر سنگین در خاک نسبت به سایر آلاینده‌ها بسیار طولانی بوده و آلودگی خاک با این عناصر کمابیش همیشگی است. انتشار عناصر سنگین به محیط اطراف مکان‌های دفن پسماند نگرانی بوم‌شناختی عمده و تهدیدی برای سلامت عمومی و ایمنی جامعه است. در محل دفن پسماند، مواد مختلفی مانند قوطی‌های مواد غذایی، زباله‌های خانگی خطرناک مانند لامپ‌ها و زباله‌های الکترونیک از جمله باتری و رایانه‌های قدیمی به‌مثابه خاستگاه عناصر سنگین عمل می‌کنند (آگموت و فوزیه، ۲۰۱۰).

مدیریت شیرابه تولیدی در انباشت‌گاه پسماند از مهم‌ترین مشکلات زیست‌بوم است و مهم‌ترین اثر آن آلودگی خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی است (اسلام و سینگال^۵، ۲۰۰۲). نیکل^۶، روی^۷، کادمیم^۸، سرب^۹ و مس^{۱۰} معمول‌ترین عناصر سنگین موجود در شیرابه هستند (موهوبانه^{۱۱}، ۲۰۰۸: ۱۵۳). تولید انواع گازهای حاصل از تجزیه پسماند از منابع آلاینده اتمسفر بوده و بخش جامد پسماند و اثرات ناشی از آن به‌ویژه تراوش شیرابه نیز می‌تواند به آلودگی خاک پیرامونی و آب‌های سطحی و زیرزمینی بیانجامد (فرهادی و حافظی‌مقدس، ۱۳۹۱) که در پژوهش‌های مختلف بر این موضوع تأکید شده است. عدم تفکیک و دفن نامناسب پسماند در انباشت‌گاه شهر کرد منجر به آلودگی خاک‌های نزدیک انباشت‌گاه به عناصر مس، روی و کروم شده است (حاتمی‌منش و همکاران، ۱۳۹۴). در اثر دفع پسماندها الکترونیکی و دیگر فعالیت‌های انسانی غلظت عناصر روی، نیکل، کادمیم و مس در دو عمق ۰ تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری در جنوب شرقی چین افزایش یافته که خطر جدی برای تهدید

- 1- Agamuthu & Fauziah
- 2- Banu
- 3- Vandana
- 4- Papa
- 5- Islam & Singhal
- 6- Nickel (Ni)
- 7- Zinc (Zn)
- 8- Cadmium (Cd)
- 9- Lead (Pb)
- 10- Copper (Cu)
- 11- Mohobane

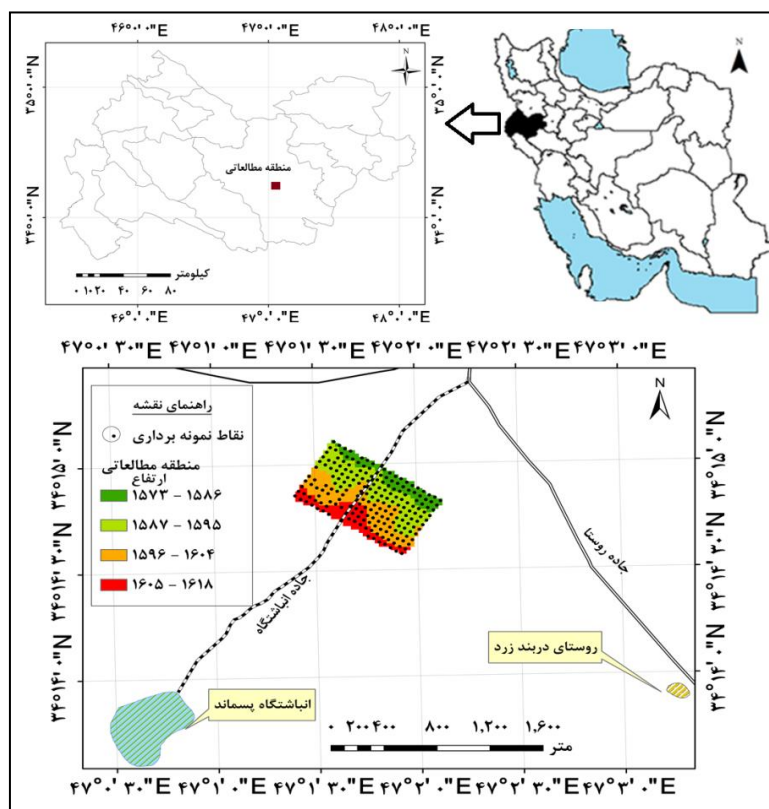
سلامتی ساکنان این مناطق و همچنین آلودگی خاک و منابع آب زیرزمینی به‌همراه دارد (ژائو^۱ و همکاران، ۲۰۱۹).

از دشواری‌های اصلی در ارزیابی وضعیت آلودگی منطقه‌ای، عدم امکان نمونه‌برداری از همه نقاط است. بدین‌منظور استفاده از راهکار مناسب به‌منظور تعمیم نتایج حاصل از نقاط اندازه‌گیری‌شده به نقاط دیگر در اولویت قرار دارد. یکی از راهکار تجزیه و تحلیل مکانی داده‌های ژئوشیمیایی محیطی، استفاده از روش‌های درون‌یابی برای مطالعه الگوی پراکنش مکانی این داده‌ها و تهیه نقشه‌های مورد نظر است (جیاچن^۲ و همکاران، ۲۰۰۷). از میانه قرن بیستم شاخه‌ای از علم آمار به‌نام زمین‌آمار^۳ پا به عرصه علوم نهاد که امکان پردازش داده‌ها و توصیف مکانی آن‌ها را فراهم آورد. زمین‌آمار از شیوه‌های مورد استفاده در دهه‌های گذشته به‌منظور بررسی پراکنش آلودگی خاک است (آیزکس و سریواستاوا^۴، ۱۹۸۹: ۶۹). روش‌های زمین‌آماري کارایی بالایی برای تعیین توزیع مکانی عناصر سنگین خاک داشته و همچنین به‌منزله روش مناسبی برای درون‌یابی، تهیه نقشه‌های آلاینده‌ها، بررسی ساختارهای همبستگی برخی از متغیرها، با مدل‌های منطقه‌ای پیشنهاد شده است (ویستر و الیور^۵، ۲۰۰۷: ۱۳۸). متأسفانه، گزینش جای انباشت‌گاه پسماند شهری در بسیاری از نقاط کشور برپایه مطالعات علمی و درست انجام نشده است؛ به‌همین دلیل، آلودگی ناشی از نشت شیرابه پسماند به‌گونه‌ای فزاینده و گسترده در حال آلوده‌کردن منابع آب و خاک است (منوری و همکاران، ۱۳۹۱). ازسوی دیگر، با توجه به موقعیت کنونی انباشت‌گاه پسماند شهر کرمانشاه، مکان آن نامناسب به‌نظر می‌رسد. این مکان در منطقه مرتفعی در میان کوه‌های واقع در جنوب شهر معروف به کوه سفید قرار گرفته و با شیب تند به زمین‌های شمالی و جنوبی خود مسلط است به‌گونه‌ای که جریان شیرابه در سطح زمین منطقه مشاهده شده و احتمال رخداد جریان زیرسطحی نیز به‌ویژه در سال‌های پر باران در آن بسیار بالا است. بر این اساس و با توجه به گذشت بیش از یک دهه از انباشت مواد در این انباشت‌گاه، تراوش شیرابه به پایین دست منبعی بالقوه برای آلودگی دریاچه سراب‌قنبر است. این دریاچه آب آشامیدنی بخشی از شهر کرمانشاه را تأمین می‌کند و آلودگی آن بسیار نگران‌کننده خواهد بود؛ همچنین انباشت‌گاه پسماند به زمین‌های کشاورزی گسترده‌ای در پس و پیش این انباشت‌گاه مشرف است که احتمال آلودگی خاک و در پی آن آلودگی محصولات کشاورزی در منطقه وجود دارد. براساس این، بررسی وضعیت غلظت عناصر سنگین در خاک و به‌ویژه زمین‌های پیرامون انباشت‌گاه پسماند که امکان انباشت این عناصر در غلظت‌هایی فراتر از مرز سمیت وجود دارد، ضروری است؛ بنابراین هدف از انجام پژوهش حاضر تعیین و بررسی تغییرپذیری مکانی غلظت کل عناصر سنگین آلاینده در خاک زمین‌های کشاورزی پیرامون انباشت‌گاه پسماند شهر کرمانشاه در منطقه سراب قنبر و همچنین بررسی میزان افزایش غلظت عناصر سنگین در اثر نفوذ شیرابه در مقایسه با غلظت زمینه طبیعی^۶ منطقه است.

معرفی منطقه مورد بررسی

منطقه مطالعاتی با وسعت ۶۰ هکتار در دامنه عرض جغرافیایی "۸۸' ۲۳" تا "۵۶' ۲۵" ۳۴° شمالی و طول جغرافیایی "۲۴' ۰۱" تا "۷۵' ۰۴" ۴۷° شرقی در حومه جنوبی شهر کرمانشاه در زمین‌های کشاورزی پایین دست محل انباشت پسماند قرار دارد (شکل ۱).

- 1- Zhao
- 2- Jiachun
- 3- Geostatistics
- 4- Issak & Srivastava
- 5- Webster & Oliver
- 6- Background



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه در ایران و استان کرمانشاه و موقعیت نقاط نمونه‌برداری

منطقه مورد مطالعه دارای زمستان سرد تا کمابیش سرد و تابستان معتدل تا نیمه‌گرم و خشک با میانگین سالانه بارش ۴۵۳ میلی‌متر است (مرکز آمار ایران، ۱۳۸۷). این منطقه در پایین‌دست ارتفاعات جنوبی کوه سفید قرار دارد. این ارتفاعات بیشتر از نهشته‌های چرتی (آهک و سیلیس) با لایه‌بندی منظم و کمابیش ضخیم تشکیل شده است (علایی‌طالقانی و همکاران، ۱۳۸۹).

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر با هدف بررسی وضعیت آلودگی خاک زمین‌های تحت تأثیر نفوذ شیرابه پسماند و تهیه نقشه برآورد غلظت کل عناصر آهن^۱، منگنز^۲، مس و روی در منطقه مطالعاتی انجام شد؛ مراحل انجام این مطالعه به شرح زیر است:

جمع‌آوری نمونه‌ها

نمونه‌برداری به صورت شبکه‌ای نظام‌دار دارای ۲۰ ردیف و ۱۲ ستون با فاصله‌های ۵۰ × ۵۰ متر نمونه‌ها (چون از تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک در منطقه اطلاعی در دست نبود، فاصله بین نمونه‌ها کوتاه در نظر گرفته شد تا این فاصله بتواند تغییرپذیری مکانی را نمایش دهد) در منطقه مورد بررسی با نرم‌افزار آرک جی.آی.اس^۳ طراحی و محل برخورد شبکه‌ها به عنوان نقاط نمونه‌برداری در نظر گرفته شد و مختصات جغرافیایی هر نمونه با دستگاه سیستم موقعیت‌یاب جهانی^۴ ثبت شد. براساس طرح نمونه‌برداری بایستی ۲۴۰ نمونه خاک برداشت می‌شد؛ اما

1- Iron (Fe)
 2- Manganese (Mn)
 3- ArcGIS
 4- Global Positioning System (GPS)

تعداد ۲۲ نمونه به دلیل وجود جاده آسفالت، ساختمان‌های مسکونی، خاک دستی و همچنین نبود پوشش خاکی در بخشی از منطقه ازدست رفته و در مجموع ۲۱۸ نمونه به صورت سطحی و از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری خاک جمع‌آوری شد. پس از بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی ۱۵ نمونه به صورت تصادفی از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی‌متری خاک به عنوان زمینه طبیعی منطقه برای بررسی شدت آلودگی از مناطق دوردست که تحت تأثیر نفوذ شیرابه پسماند نبودند، برداشت شد. ویژگی‌های زمین‌شناسی، مواد مادری و کاربری نمونه‌های زمینه و نمونه‌های متأثر از نفوذ شیرابه پسماند یکسان بود.

آنالیز آزمایشگاهی

غلظت کل عناصر آهن، منگنز، مس و روی در خاک پس از هضم با مخلوط اسید نیتریک ۷۶٪ حجمی و اسید کلریدریک ۳۶٪ حجمی (مک‌گراث و کانلیف^۱، ۱۹۸۵)، با استفاده از دستگاه جذب اتمی (روش شعله) مدل پرکین المر^۲ ۳۱۱۰ تعیین شد.

آنالیز آماری

اطلاعات اولیه نمونه‌ها شامل توزیع فراوانی داده‌ها و شاخص‌های آماری، مانند میانگین، واریانس، چولگی با نرم‌افزارهای اکسل^۳ و ای.پی.اس.اس^۴ محاسبه شد.

آنالیز زمین آماری

به منظور بررسی تغییرات مکانی غلظت کل عناصر، ابتدا نیم‌تغییرنمای تجربی^۵ برای غلظت عناصر محاسبه شد. تابع تغییرنما عبارت است از متوسط مجذور اختلافات بین دو مشاهده در دو موقعیت مکانی که با فاصله مشخصی در محل نمونه برداری از هم جدا شده‌اند (محمدی، ۱۳۸۵: ۴۷). تغییرنما مطابق رابطه ۱ محاسبه و ساختار مکانی داده‌ها در کل پهنه مطالعاتی بررسی شد.

$$Y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \quad \text{رابطه ۱}$$

در این رابطه، h ، $N(h)$ ، $Z(x_i)$ و $(X_i+h)Z$ به ترتیب بیانگر فاصله بین جفت نقاط نمونه برداری، تعداد جفت نمونه‌های جدا شده با فاصله h ، مقدار متغیر مورد نظر در نقطه (X_i) ، مقدار متغیر مورد نظر در نقطه (X_i+h) و مقدار تغییرنما تجربی برای فاصله جداکننده h است (محمدی، ۱۳۸۵: ۴۷). درآمد بر اساس تغییرات واریانس در فاصله‌های مختلف، مدل مناسبی بر تغییرنما برآورد داده شد (وبستر و الیور، ۲۰۰۷: ۸۹). در پژوهش حاضر از روش اعتبارسنجی جک - نایف برای تعیین صحت برآورد کریجینگ استفاده شد (حسنی‌پاک، ۱۳۸۹: ۲۰۵). در نهایت ارزیابی صحت برآوردها با توجه به مقادیر واقعی و برآوردی و با استفاده از شاخص‌های آماری، جذر میانگین خطای برآورد^۶ و جذر میانگین مربع خطای برآورد^۷ که از روش‌های معتبر ارزیابی در این زمینه هستند با استفاده از رابطه ۲ و ۳ انجام شد (وبستر و الیور، ۲۰۰۷: ۹۸).

1- McGrath & Cunliffe

2- Perkin Elemer

3- Excel

4- Statistical Package for the Social Sciences (SPSS)

5- Semivariogram

6- Mean Estimation Error (MEE)

7- Root Mean Square Error (RMSE)

$$MEE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Z(x_i) - Z^*(x_i)] \quad \text{رابطه ۲}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [(Z(x_i) - Z^*(x_i))^2]} \quad \text{رابطه ۳}$$

در این رابطه‌ها؛ $Z(x_i)$ و $Z^*(x_i)$ به ترتیب بیانگر مقادیر واقعی و برآورد شده و n تعداد مشاهده‌ها است (ایزاکس و سریواستاور، ۱۹۸۹: ۱۲۰). پس از محاسبه و مدل‌سازی تغییرنماهای تجربی، به پهنه‌بندی متغیرهای مورد نظر با استفاده از برآورد کریجینگ معمولی اقدام شد (رابطه ۴).

$$Z(x) = \sum_{i=1}^n Y_i Z(x_i) \quad \text{رابطه ۴}$$

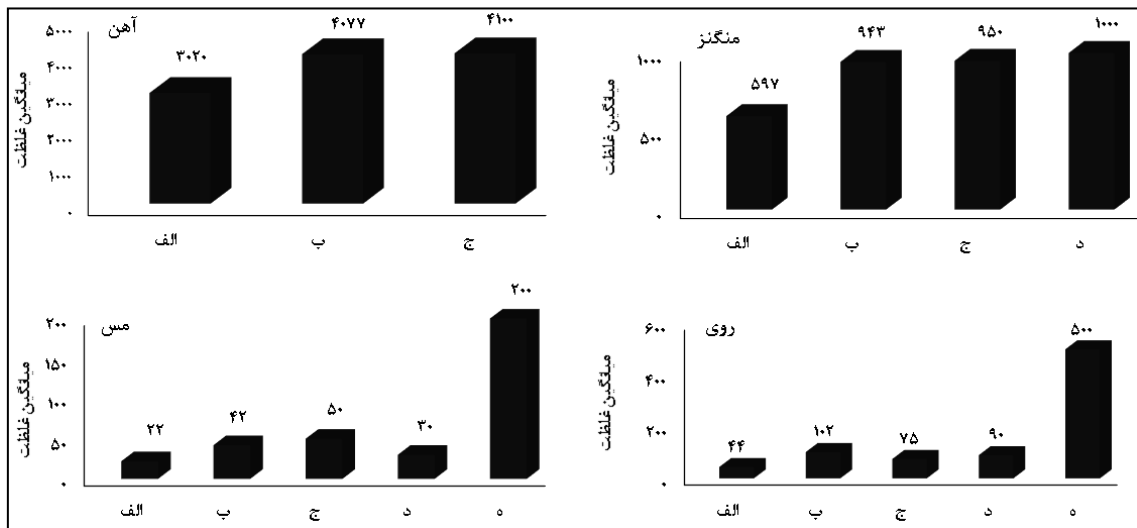
در این معادله Y_i وزن متغیر در نقاط اندازه‌گیری شده، $Z(x_i)$ مقدار متغیر در نقاط اندازه‌گیری شده و $Z(x)$ مقدار متغیر مکانی برآورد شده است (محمدی، ۱۳۸۵: ۷۶). تمام عملیات زمین‌آماري، رسم تغییرنماها در نرم‌افزار جی‌اِس. پلاس^۱ و نقشه‌ها با نرم‌افزار آرک جی‌اِس.اِس انجام شد.

نتایج

در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند آهن و مس به ترتیب بیشترین و کمترین غلظت را در بین عناصر سنگین در نمونه‌های متأثر از نفوذ شیرابه پسماند و زمینه داشتند. بیشترین و کمترین تغییرپذیری غلظت عناصر در منطقه پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند به ترتیب مربوط به روی و آهن بود؛ بنابراین غلظت روی بیشترین تغییر را در اثر فعالیت‌های انسانی به‌ویژه دفن پسماند در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند داشته است (جدول ۱). ضریب تغییرات کمتر از ۱۰٪، بیش از ۱۰٪ و ۱۰۰٪ به ترتیب بیانگر تغییرپذیری ضعیف، متوسط و بسیار شدید متغیر است (موسوی و همکاران، ۱۳۹۰). مقدار ضریب تغییرات در نمونه‌های زمینه به دلیل فاصله زیاد بین نمونه‌ها و تعداد کم آن‌ها، بالا است. غلظت کل عناصر سنگین مورد بررسی در نمونه‌های متأثر از نفوذ شیرابه دارای چولگی مثبت بوده و غلظت کل منگنز بیشترین آهن کمترین چولگی را در بین عناصر دارد (جدول ۱). میانگین غلظت عناصر آهن، منگنز، مس و روی در نمونه‌های خاک تحت تأثیر نفوذ شیرابه نسبت به میانگین‌های ذکر شده برای همان عناصر در نمونه‌های زمینه منطقه افزایش زیادی دارد. به طوری که افزایش غلظت کل عناصر آهن، منگنز، مس و روی به ترتیب ۱/۳۵، ۱/۵۸، ۱/۸۷ و ۲/۳۴ برابر مقدار زمینه رسیده است؛ همچنین غلظت برخی از عناصر مورد بررسی در مقایسه با برخی از استانداردها از جمله غلظت در پوسته زمین، میانگین جهانی در خاک‌ها و حد بحرانی در خاک‌های ایران بیشتر است (شکل ۲).

جدول ۱. آمار توصیفی غلظت کل عناصر سنگین نمونه‌های خاک در منطقه متأثر از محل انباشت پسماند و زمینه

غلظت عنصر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	نمونه	کمینه	بیشینه	میانگین	ضریب تغییرات (%)	چولگی	کشیدگی
آهن	متأثر از نفوذ شیرابه	۲۷۳۷	۵۴۹۷	۴۰۷۷	۱۵/۰	۰/۰۱	-۰/۴۳
	زمینه	۳۰۰۰	۳۰۶۳	۳۰۲۰	۱/۰۰	۱/۱۷	۰/۶۹
منگنز	متأثر از نفوذ شیرابه	۶۴۰	۱۳۹۰	۹۴۳	۱۷/۰	۰/۴۴	-۰/۳۶
	زمینه	۲۷۵	۷۸۰	۵۹۷	۲۵/۰۰	-۱/۲۵	۰/۹۱
مس	متأثر از نفوذ شیرابه	۱۳/۰۰	۶۱/۱۴	۴۲	۱۹/۰	۰/۰۸	-۰/۳۰
	زمینه	۶/۰۰	۳۲/۰۰	۲۲	۳۹/۰۰	-۰/۶۹	-۰/۶۶
روی	متأثر از نفوذ شیرابه	۳۰/۹	۱۸۲/۹	۱۰۲/۰	۳۱/۰	۰/۰۹	-۰/۴۶
	زمینه	۸/۰۰	۹۰/۰۰	۴۴	۶۱/۰۰	۰/۵۸	-۰/۷۸



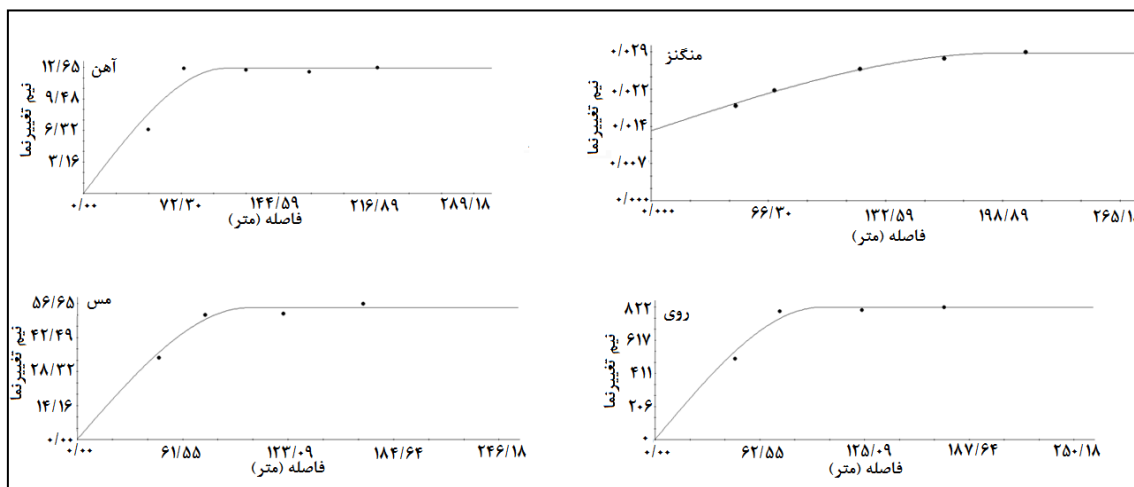
شکل ۲. مقایسه غلظت کل عناصر سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) بررسی شده در نمونه خاک‌های متأثر از نفوذ شیرابه با برخی استانداردها، الف: غلظت زمینه طبیعی منطقه؛ ب: غلظت در منطقه متأثر از نفوذ شیرابه؛ ج: غلظت در پوسته زمین؛ د: میانگین جهانی در خاک‌ها و ه: حد بحرانی در خاک‌های ایران

نتایج آزمون کولوموگروف - اسمیرینوف و روش مقایسه پارامترهای آماری چولگی و کشیدگی نشان داد که در بین غلظت کل عناصر اندازه‌گیری شده در منطقه تنها غلظت منگنز توزیع نرمالی نداشته در حالی که غلظت سایر عناصر نرمال بود. در این مطالعه، به نرمال‌سازی توزیع غلظت منگنز با استفاده از تبدیل گر لگاریتم طبیعی اقدام شد (جدول ۲). تبدیل لگاریتمی بر پایه طبیعی داده‌ها به انحراف کمتر غلظت کل منگنز منجر شد و نشان داد که مقادیر چولگی و کشیدگی بسیار پایین‌تر از همان ویژگی‌ها در داده‌های اولیه است در نتیجه داده‌های به‌دست‌آمده از تبدیل گر لگاریتمی توزیع نرمال غلظت منگنز را به‌طور مؤثری توجیه می‌کند (جدول ۲). با وجودی که غلظت کل آهن در منطقه توزیع نرمال دارد، اما نمی‌توان مدل مناسبی را به تغییرنا برآزش داد در نتیجه ۱۰٪ بزرگ‌ترین و ۱۰٪ کوچک‌ترین داده‌ها حذف شدند (آیزاکس و سرواستاوار، ۱۹۸۹: ۱۵۰).

مناسب‌ترین مدل برآزش شده بر غلظت کل عناصر سنگین بر مبنای اجزای بهینه درونیابی (اثر قطعه‌ای، حد آستانه و دامنه تأثیر)، مدل کروی بود. هرچه مقادیر به‌دست‌آمده برای اثر قطعه‌ای کمتر و برای دامنه تأثیر بیشتر باشد، مدل به‌دست‌آمده مناسب‌تر بوده و الگوی تغییرات مکانی ویژگی مورد نظر را بهتر بازگو می‌کند (کمباردلا و همکاران، ۱۹۹۴). مناسب‌ترین مدل برای برآزش به تغییرنا غلظت کل عناصر سنگین مورد مطالعه مدل کروی بود (شکل ۳).

جدول ۲. نتایج ارزیابی وضعیت نرمال بودن غلظت کل عناصر سنگین در زمین‌های پایین دست انباشت‌گاه پسماند

غلظت کل عنصر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)					ویژگی
منگنز	سرب	مس	آهن	تبدیل گر لگاریتمی	
داده اولیه	۰/۴۴	۰/۰۹	۰/۰۸	۰/۰۰۵	چولگی
تبدیل گر لگاریتمی	-۰/۵۷	-۰/۳۶	-۰/۴۰	-۰/۴۳	کشیدگی
	۰/۱۱	۰/۰۴	۰/۴۵	۰/۴۲	ضریب کلموگروف - اسمیرینوف
نرمال	غیرنرمال	نرمال	نرمال	نرمال	وضعیت نرمال بودن



شکل ۳. تغییرنمای همه‌جهته همراه با مدل برازش‌شده بر آن برای غلظت کل عناصر سنگین

در بین غلظت کل عناصر سنگین روی و منگنز به ترتیب با ۹۹/۲۰ و ۲۰۰/۲۰ متر کمترین و بیشترین دامنه تأثیر را در زمین‌های پایین دست انباشت‌گاه پسماند دارد (جدول ۳). تغییرات غلظت عناصر تا دامنه تأثیرشان وابسته به مکان بوده و پس از آن نمونه‌ها همبستگی مکانی خود را از دست داده و بر یکدیگر تأثیری ندارند (محمدی، ۱۳۸۵). دامنه تأثیر بیشتر منگنز در بین عناصر، دلالت بر ساختار مکانی گسترده‌تر غلظت این عنصر در منطقه دارد. این گسترش موجب افزایش محدوده قابل قبولی می‌شود که می‌توان از داده‌های موجود در آن برای برآورد مقدار غلظت در نقاط مجهول استفاده کرد (حسنی‌پاک، ۱۳۸۹: ۲۱۰). عنصر روی بیشترین و آهن و منگنز کمترین اثر قطعه‌ای را در بین عناصر سنگین مورد مطالعه داشتند (جدول ۳).

با توجه به درصد وابستگی مکانی غلظت کل عناصر (کمتر از ۰/۲۵)، همه عناصر وابستگی مکانی قوی در منطقه مورد مطالعه دارند (کمباردلا و همکاران، ۱۹۹۴). کمترین مقدار جذر میانگین خطای برآورد مربوط به غلظت منگنز و بیشترین مقدار مربوط به غلظت آهن است (جدول ۴). چه‌بسا دلیل بیشتر بودن مقدار جذر میانگین خطای برآورد و جذر میانگین مربع خطای برآورد برای آهن به دلیل حدف ۱۰٪ از بیشترین و کمترین داده‌ها است. برای تهیه نقشه توزیع مکانی غلظت کل عناصر از داده‌های اصلی استفاده شد، در نتیجه برای عنصر منگنز داده‌های برآوردی که بر مبنای داده‌های حاصل از تبدیل گر لگاریتمی به دست آمده بودند، با انجام عملیات بازگردان به داده‌های اولیه تبدیل شد.

جدول ۳. پارامترهای نیم‌تغییرنمای غلظت عناصر در منطقه متأثر از محل انباشت پسماند

غلظت عنصر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	مدل	دامنه تأثیر (متر)	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	وابستگی مکانی (%)	کلاس وابستگی	ضریب تشخیص ^۲	مجموعه مربعات باقیمانده ^۱
آهن	کروی	۱۰۵/۴	۰/۰۱	۱۲/۵۷	۰	قوی	۰/۸۷	۴/۶۷
منگنز	کروی	۲۰۰/۲	۰/۰۱	۰/۲۸	۰/۰۳	قوی	۰/۹۹	۰/۷E- ۴/۴۹۷
مس	کروی	۱۰۰/۳	۰/۱۰	۵۴/۹۷	۰/۰۱	قوی	۰/۹۵	۱۷/۲
روی	کروی	۹۹/۲	۱/۰۰	۸۲۱/۷	۰/۰۰۱	قوی	۰/۹۵	۴۲۰/۸

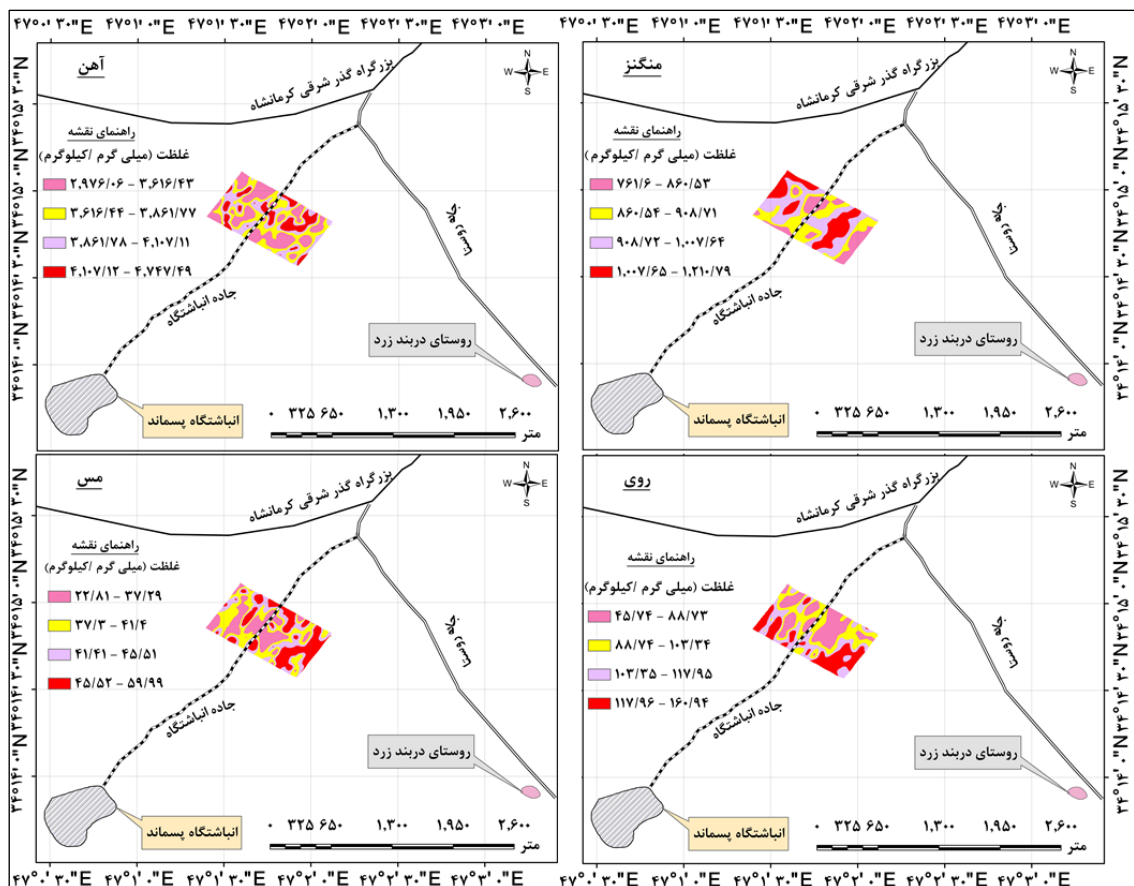
1- Residual sum of squares (RSS)

2- Coefficient of determination (R2)

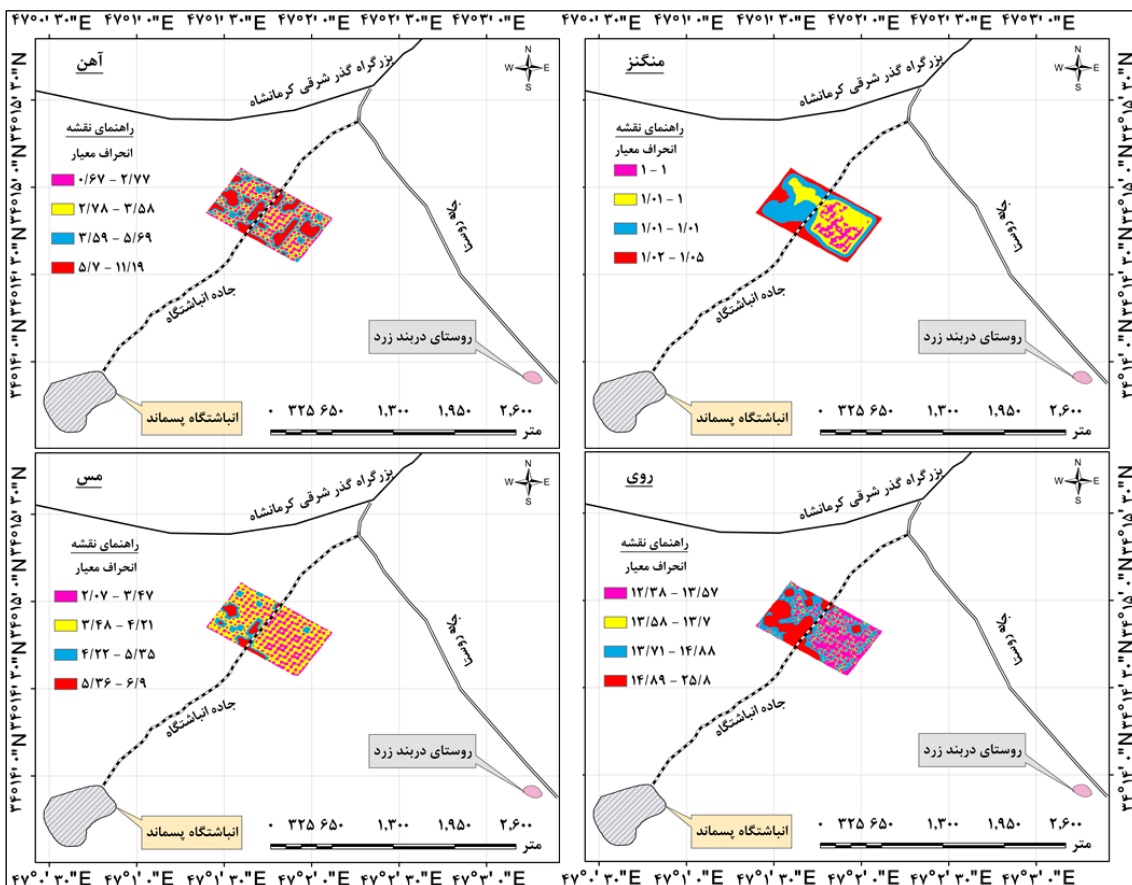
جدول ۴. مقادیر میانگین خطای برآورد و جذر میانگین مربع خطای برآورد غلظت کل عناصر

غلظت عنصر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	جذر میانگین خطای برآورد	جذر میانگین مربع خطای برآورد
آهن	۰/۹۶	۶/۵
منگنز	۰/۳۲	۵
مس	۰/۰۶	۲/۰۸
روی	۰/۴۷	۴/۵

کمترین غلظت کل آهن و منگنز در قسمت‌های مرکزی و انتهای منطقه مطالعاتی است. غلظت کل مس در قسمت‌های شمال شرق و جنوب شرق منطقه مورد مطالعه بیشتر است (شکل ۴). به‌طور کلی غلظت مس در نقاط نزدیک به محل انباشت زباله به‌دلیل نفوذ شیرابه بیشتر و در قسمت‌های مرکز به‌دلیل شیب کم، کمتر است. بیشترین غلظت روی در اطراف انباشت‌گاه پسماند و در قسمت جنوب و جنوب غربی منطقه مطالعاتی بود که با افزایش فاصله از انباشت‌گاه پسماند و در قسمت‌های مرکزی منطقه غلظت و آلودگی روی کاهش یافت (شکل ۳). در نقاط نزدیک به انباشت‌گاه پسماند کلاس ۱۵۳ تا ۱۷۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد که غلظت روی در این نقاط بالاتر از غلظت بحرانی (۱۲۵ تا ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (جی^۱ و همکاران، ۲۰۰۸) است، این امر با توجه به زارعی بودن خاک این منطقه نامطلوب است. در حاشیه منطقه مطالعاتی، فاصله بین نمونه‌ها و نقاطی که غلظت عناصر زیاد است، بیشترین مقدار انحراف معیار برآورد و درواقع خطای برآورد به‌دست آمد (شکل ۵).



شکل ۴. نقشه پهنه‌بندی غلظت کل عناصر سنگین در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه دفن پسماند



شکل ۵. نقشهٔ انحراف معیار بر آورد غلظت کل عناصر سنگین در زمین‌های پایین‌دست انباشت‌گاه دفن پسماند

بحث

افزایش غلظت عناصر نسبت به غلظت زمینه بیانگر تجمع عناصر سنگین در اثر نفوذ شیرابه به خاک سطحی پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند است. میزان افزایش غلظت عناصر نسبت به حالت زمینه به ترتیب روی < مس < منگنز < آهن است. به عبارتی غلظت عنصر روی بیشتر از سایر عناصر و آهن کمتر از بقیه تحت تأثیر نفوذ شیرابه قرار گرفته است. تغییرپذیری بالای غلظت روی در مقایسه با سایر عناصر نیز تأییدی بر این نتیجه است. در نتیجه آلودگی عنصر روی بر اثر نفوذ شیرابه به زمین‌های کشاورزی اطراف محل انباشت بیشتر از سایر عناصر است. حاتمی‌منش و همکاران (۱۳۹۴) نیز در بررسی میزان غلظت برخی عناصر سنگین در خاک مکان دفن پسماند شهر کرد به این نتیجه رسیدند که آلودگی عنصر روی از دیگر عناصر بیشتر است. تغییرات غلظت عناصر سنگین در خاک‌های محل دفن زباله‌ها تا حد زیادی به فعالیت‌های انسانی و عملکرد آن سایت، حجم زباله‌های تولیدی و ترکیبات اصلی سازنده آن‌ها بستگی دارد (لام^۱ و همکاران، ۲۰۱۰). پژوهشگران دیگری نیز نفوذ شیرابه به خاک را عامل اصلی آلودگی خاک به عناصر سنگین دانسته‌اند (هانگ^۲ و همکاران، ۲۰۰۲؛ کنمانی و گندی‌ماتی^۳، ۲۰۱۳؛ ما^۴ و همکاران، ۲۰۱۸).

برای بررسی دقیق آلودگی در منطقه غلظت عناصر با برخی از استانداردها از جمله میانگین غلظت در پوستهٔ

- 1- Lam
- 2- Hong
- 3- Kanmani & Gandhimathi
- 4- Ma

زمین، میانگین جهانی در خاک‌ها (کاباتا-پندیاس^۱، ۲۰۱۰) و حدّ بحرانی در خاک‌های ایران (استاندارد منابع آلودگی خاک، ۱۳۹۲) مقایسه شد. میانگین غلظت عناصر آهن و منگنز در منطقه مورد مطالعه از میانگین غلظت زمینه‌ای این عناصر بسیار بیشتر است و با میانگین غلظت عنصر در پوسته زمین (برای آهن و منگنز) و میانگین جهانی در خاک‌ها (منگنز) کمابیش برابر بود؛ اما به دلیل اینکه این غلظت‌ها از غلظت زمینه بالاتر بود، افزایش آهن و منگنز می‌تواند ناشی از انباشت پسماند و تراوش شیرابه در خاک باشد. غلظت کلّ مس در منطقه مطالعاتی به ترتیب از غلظت در پوسته زمین و خاک‌های ایران کمتر و از میانگین غلظت خاک‌های جهان بیشتر است. براین اساس، بخش عمده‌ای از منطقه مطالعاتی غلظت‌های بالا و آلودگی ناشی از مس ندارد. میانگین غلظت کلّ عنصر روی در منطقه مورد مطالعه اگرچه از حدّ بحرانی در خاک‌های ایران کمتر است، اما باید در نظر داشت که از میانگین غلظت زمینه عنصر، میانگین غلظت عنصر در پوسته زمین و همچنین از میانگین جهانی در خاک‌ها بیشتر بوده که نشان از تراوش شیرابه پسماند به خاک پیرامون انباشت‌گاه دارد. چنانچه این روند ادامه یابد، این افزایش به‌مرور زمان موجب آلودگی بیشتر خاک منطقه مورد بررسی خواهد شد. در نتیجه آلودگی عنصر روی بر اثر نفوذ شیرابه به زمین‌های کشاورزی اطراف محلّ انباشت بیشتر از سایر عناصر است. تغییرات متفاوت غلظت عناصر در اثر نفوذ شیرابه به دلیل ترکیبات مختلف در زباله‌ها است، زباله‌های مختلف نسبت‌های متفاوتی از عناصر سنگین را دارند.

مدل کرووی در مقایسه با سایر مدل‌های برازش‌شده بر تغییرنما، مجموع مربعات باقیمانده کمتر و ضریب تشخیص بیشتری داشت براین اساس، مناسب‌ترین مدل برای برازش به تغییرنما غلظت کلّ عناصر سنگین مورد مطالعه بود؛ بنابراین تغییرات غلظت کلّ همه عناصر مورد بررسی از تغییرنمای سقف‌دار تبعیت کرده است. در مدل‌های سقف‌دار مقدار واریانس در فاصله مشخصی به مقدار ثابتی می‌رسد. بعضی از پژوهشگران در بررسی پراکنش عناصر سنگین با استفاده از روش‌های زمین‌آماري مدل کرووی را به‌عنوان بهترین مدل برازش به عناصر سنگین بیان کرده‌اند (چن^۲ و همکاران، ۲۰۱۰؛ یانگ^۳ و همکاران، ۲۰۰۹). با توجه به اینکه دامنه تأثیر روی از فاصله نمونه‌برداری بیشتر بوده، بنابراین بیشترین احتمال برای بالابودن اثر قطعه‌ای می‌تواند ناشی از انتخاب روش عصاره‌گیری، خطا در حین انجام آزمایش و دقت خواندن دستگاه جذب اتمی برای غلظت کلّ روی باشد. هرچه اثر قطعه‌ای به سمت صفر میل کند، از تصادفی بودن کم‌شده و همبستگی مکانی قوی‌تر پدیدار می‌شود (محمدی، ۱۳۸۵: ۵۳). درصد وابستگی مکانی غلظت عناصر مورد مطالعه از ۰/۲۵ کمتر است که نشان‌دهنده وابستگی مکانی قوی غلظت عناصر در منطقه مورد مطالعه است. تغییرات غلظت کلّ عناصر دارای پیوستگی در وابستگی مکانی است که تأکیدی بر مقیاس مناسب نمونه‌برداری است. کم‌بودن مقادیر جذر میانگین خطای برآورد و جذر میانگین مربع خطای برآورد برای غلظت کلّ عناصر سنگین بیانگر اریب بسیار کم و دقت بالای روش برآورد در منطقه مورد بررسی است.

نقشه‌های کریجینگ معمولی نشان داد که روند تغییرات غلظت عناصر در خاک‌های پایین‌دست انباشت‌گاه پسماند مشابه نیست. شباهت‌نداشتن نقشه‌ها در منطقه مورد مطالعه می‌تواند ناشی از علّت‌های مختلفی باشد؛ از جمله آنکه میزان این عناصر در خاک تنها تحت تأثیر ویژگی‌های خاک نبوده، بلکه در منطقه مورد مطالعه آثار متقابل چندین عامل از جمله فعالیت‌های کشاورزی (اسماعیلی^۴ و همکاران، ۲۰۱۴؛ لو^۵ و همکاران، ۲۰۱۲)، نزدیکی

1- Kabata-Pendias

2- Chen

3- Yang

4- Esmaeili

5- Lu

به جاده (چن و همکاران، ۲۰۱۰) و از همه مهم‌تر نفوذ شیرابه به این منطقه بر غلظت عناصر در خاک اثر گذاشته است. به‌طور کلی غلظت عناصر در قسمت‌های مرکزی منطقه مورد مطالعه کمتر از سایر نقاط است. شاید این به‌دلیل شیب کمتر قسمت‌های مرکزی منطقه و نفوذ کمتر شیرابه زباله به این قسمت است؛ اما غلظت بیشتر عناصر در قسمت جنوب شرقی به سمت شمال شرقی به‌دلیل شیب بیشتر منطقه و نزدیکی بیشتر به محل انباشت پسماند است. دفع پسماند به‌صورت سطحی به‌مثابه منبع قابل توجه انتشار عناصر سنگین به محیط‌زیست عمل می‌کند (مارزوگی و مامو^۱، ۲۰۰۶؛ وندانا و همکاران، ۲۰۱۱؛ ایمان^۲ و همکاران، ۲۰۱۶؛ وارا^۳ و همکاران، ۲۰۱۷). بیشترین انحراف معیار برآورد برای غلظت کل عناصر سنگین به‌دلیل کم‌بودن نقاط نمونه‌برداری و بیشتربودن فاصله بین نمونه‌ها در حاشیه منطقه مورد بررسی بود؛ بنابراین در این نقاط تعداد نمونه بیشتری برای مطالعه لازم است.

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که از میان عناصر بررسی‌شده (آهن، منگنز، مس و روی)، منطقه مورد مطالعه به‌طور عمده به عنصر روی آلوده است. طبق انتظار، در بخش‌هایی که شیب و جریان شیرابه بیشتری وجود داشت، غلظت عناصر نیز بیشتر بود. در مجموع آلودگی در نزدیکی انباشت‌گاه پسماند بیشترین مقدار را داشت و با فاصله از آن شدت آلودگی کاهش یافت. حتی در بخش‌هایی که غلظت عناصر پایین بود نیز خطر آلودگی براساس برخی از استانداردها وجود داشت. براساس افزایش غلظت عناصر نسبت به زمینه طبیعی منطقه، ادامه روند کنونی می‌تواند موجب افزایش سطح آلودگی در خاک منطقه و چه‌بسا گسترش آلودگی به منبع آب سراب قنبر نیز شود. برای پیش‌گیری از افزایش غلظت عناصر و گسترش آلودگی در منطقه، مکان‌یابی دوباره انباشت‌گاه پسماند شهر براساس ضوابط و مطالعات علمی پیشنهاد می‌شود؛ همچنین انجام خدماتی همچون جداسازی پسماند در مبدأ، کمپوست‌سازی، تثبیت یا تبدیل عناصر سنگین به فرم‌های بی‌زیان از راه افزودن مواد شیمیایی مناسب به خاک، بازیافت مواد و مانند آن در جایگاه دفن پسماند پیشنهاد می‌شود.

منابع

- حاتمی‌منش، مسعود؛ میرزایی، محسن؛ غلامعلی فرد، مهدی؛ ریاحی بختیاری، علیرضا؛ صادقی، مهربان (۱۳۹۴). بررسی میزان فلزات مس، روی و کروم در خاک‌های محل دفن زباله‌های شهری و خاکستر زباله‌های شهرکرد. سلامت محیط، فصلنامه علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران، ۱ (۱)، ۵۷-۶۶.
- حسینی‌پاک، علی‌اصغر (۱۳۸۹). زمین‌آمار (ژئواستاتستیک). چاپ سوم، تهران: دانشگاه تهران.
- علایی طالقانی، محمود؛ سنجری، فرشید؛ جلیلیان، آذر (۱۳۸۹). مکان‌یابی بهینه محل دفن بهداشتی پسماندهای جامد شهری به روش تجربی بر اساس ویژگی‌های ژئومورفولوژی منطقه. مطالعات و پژوهش‌های شهری و منطقه‌ای، ۲ (۶)، ۱۹-۳۴.
- عمرانی، قاسم (۱۳۷۷). مواد زائد جامد، مدیریت جمع‌آوری و حمل‌ونقل، دفن بهداشتی و تهیه کمپوست. تهران: دانشگاه آزاد اسلامی-واحد علوم و تحقیقات.
- فرهادی، مریم؛ حافظی‌مقدس، ناصر (۱۳۹۱). بررسی اثرات زیست‌محیطی ناشی از محل‌های مواد زائد جامد در مرحله ساخت و بهره‌برداری. مجموعه مقالات دومین همایش نقش پژوهش و فناوری‌های نوین در مدیریت پسماند صنعتی،

1- Marzougui & Mammou

2- Aiman

3- Vural

(صص. ۱۶۴-۱۷۵). تهران.

محمدی، جهانگرد (۱۳۸۵). پدومتری آمار مکانی (ژئواستاتستیک). تهران: پلک.

مرکز آمار ایران (۱۳۸۷). معاونت برنامه ریزی و نظارت راهبردی. نتایج تفصیلی سرشماری عمومی نفوس و مسکن سال ۱۳۸۵ شهر کرمانشاه.

معاونت محیط زیست انسانی دفتر آب و خاک (۱۳۹۲). استانداردهای آلودگی منابع خاک و راهنماهای آن. اصفهان: دانشگاه صنعتی اصفهان.

منوری، سید مسعود؛ سلیمی، سمیه؛ لاهیجان‌زاده، احمدرضا؛ کعبی، هلنا (۱۳۹۱). بررسی آلودگی خاک محل دفن پسماند شهر اصفهان با استفاده از آنالیز خوشه‌ای. مجموعه مقالات اولین همایش بین‌المللی بحران‌های زیست‌محیطی ایران و راهکارهای بهبود آن، (صص. ۳۰۱۱-۳۰۱۹). جزیره کیش: جزیره کیش، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان، ICECS01_308.

موسوی، الهه؛ سفیانیان، علیرضا؛ میرغفاری، نورا...؛ خداکریمی، لقمان (۱۳۹۰). بررسی توزیع مکانی برخی فلزات سنگین در خاک‌های استان همدان. پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، ۴ (۲۵)، ۳۳۶-۳۲۳.

References

- Agamuthu, P. & Fauziah, Sh. H. (2010). Heavy metal pollution in landfill environment: A Malaysian case study. In *Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE), 2010 4th International Conference*, 1-4.
- Aiman, U., Mahmood, A., Waheed, S. & Malik, R. N. (2016). Enrichment, geo-accumulation and risk surveillance of toxic metals for different environmental compartments from Mehmood Booti dumping site, Lahore city, Pakistan. *Chemosphere*, 144, 2229-2237.
- Alaei Taleghani, M., Sanjari, F. & Galileans, A. (2010). Optimized siting municipal solid waste landfill for Kermanshah city using experimental method and based on the regional geomorphologic characteristics. *Urban Regional Studies and Research*, 2 (6), 34-19. (In Persian)
- Banu, Z., Chowdhury, M. S. A., Hossain, M. D. & Nakagami, K. I. (2013). Contamination and Ecological Risk Assessment of Heavy Metal in the Sediment of Turag River, Bangladesh: An Index Analysis Approach. *Journal of Water Resource and Protection*, 5 (02), 239-248.
- Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Novak, J. M., Turco, R. F. & Konopka, A. E. (1994). Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil science society of America*, 58 (5), 1501-1511.
- Chen, X., Xia, X., Zhao, Y. & Zhang, P. (2010). Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *hazardous materials*, 181(1), 640-646. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.060>.
- Department of Environment Islamic Republic of Iran, Office of Water and Soil. (2014). *Soil pollution standards and the ways*. Isfahan: Isfahan University of Technology. (In Persian)
- Esmaeili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N. & Kermani, M. (2014). A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena*, 121, 88-98.
- Farhadii, M. & Hafezi Moghadas, N. (2013). Environmental Impact Assessment of Solid Waste Areas at Construction and Operation. *Proceedings of the Second International Conference on Waste Management and Biomass*. P. 164-175. Tehran. (In Persian)
- Hassanipak, A. A. (2010). *Geostatistical (Geostatistics)*. Third edition, Tehran: University of Tehran. (In Persian)
- Hatami Manesh, M., Mirzaei, M., Gholamali Fard, M., Riahi Bakhtiari, A. & Sadeghi, M. (2015). Investigation of Copper, Zinc and Chromium Metals in Municipal Landfill Soils and Hospital Waste Ash. *Iranian Journal of Health and Environment, Journal of Medicine*, 8 (1), 57-66. (In Persian)
- Hong, K. J., Tokunaga, Sh. & Kajiuchi, T. (2002). Evaluation of remediation process with plant-

- derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. *Chemosphere*, 49 (4), 379-387. [https:// doi: 10.1016/s0045-6535\(02\)00321-1](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00321-1).
- Iran Statistics Center (2008). *Deputy of Strategic Planning and Supervision. Detailed Results of the 2006 Census of Kermanshah City Population and Housing*. (In Persian)
- Islam, J. & Singhal, N. (2002). A one-dimensional reactive multicomponent landfill leachate transport model. *Environmental Modelling and Software*, 17 (6), 531-543. [https:// doi: 10.1016/S1364-8152\(02\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(02)00009-9)Source: DBLP.
- Issak, E. & Srivastava, M. (1989). *An introduction to geostatistics*. New York: Oxford University Press.
- Ji, Y. Q., Feng, Y. C., Wu, J. H., Zhu, T., Bai, Z. P. & Duan, C. Q. (2008). Using geo-accumulation index to study source profiles of soil dust in China. *Journal of Environmental Sciences*, 20 (5), 571-578. [https:// doi: 10.1016/s1001-0742\(08\)62096-3](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62096-3).
- Jiachun, S., Hazian, W., Jianming, X., Jinjun, W., Xingmei, L., Haiping, Z. & Shunlan, J. (2007). Spatial distribution of heavy metals in soil: A case study of Changing, China. *Environment and Geology*, 52 (1), 1-10. [https:// doi: 10.1007/s00254-006-0443-6](https://doi.org/10.1007/s00254-006-0443-6).
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants*. New Jersey: CRC press.
- Kanmani, S. & Gandhimathi, R. (2013). Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site. *Applied Water Science*, 3 (1), 193-205. <https://doi.org/10.1007/s13201-012-0072-z>.
- Lam, C. H., Ip, A. W., Barford, J. P. & McKay, G. (2010). Use of incineration MSW ash: a review. *Sustainability*, 2 (7), 1943-1968. [https:// doi:10.3390/su2071943](https://doi.org/10.3390/su2071943).
- Lu, A., Wang, J., Qin, X., Wang, K., Han, P. & Zhang, S. (2012). Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. *Science of the total environment*, 425, 66-74. [https:// doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.003](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.003).
- Ma, W., Tai, L., Qiao, Zh., Zhong, L., Wang, Zh., Fu, K. & Chen, G. (2018). Contamination source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil around municipal solid waste incinerator: A case study in North China. *Science of the Total Environment*, 631 (1), 348-357. [https:// doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.011](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.011).
- Marzougui, A. & Mammou, A. B. (2006). Impacts of the dumping site on the environment: case of the Henchir El Yahoudia Site, Tunis, Tunisia. *Comptes Rendus Geoscience*, 338 (16), 1176-1183. [https:// doi: 10.1016/j.crte.2006.09.020](https://doi.org/10.1016/j.crte.2006.09.020).
- McGrath, S. P. & Cunliffe, C. H. (1985). A simplifield method for the extraction of the metals Fe, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 36 (9), 794-798.
- Mohammadi, J. (2003). *Pedometer of Spatial Statistics (Geo Statistics)*. Tehran: Pelk. (In Persian)
- Mohobane, T. (2008). *Characteristics and impacts of Landfill leachate from Horotin. New Zealand and Maseru Lesotho a comparative study. Athesis submittes in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Environmental Science*. Hamilton: university of Waikato.
- Monavari, S.M., Salimi, S., Lahijan-zadeh, A. R. & Kaabi, H. (2013). Survey of Soil Contamination in Isfahan Landfill by Cluster Analysis. *First International Conference on Environmental Crises and its Solutions*. P: 3011-3019. Kish Island: Kish Island, Islamic Azad University, Khuzestan. (In Persian)
- Mousavi, E., Safaids, A., Nouraleh, M. & Khodakarami, L. (2011). Spatial distribution of some heavy metals in soils of Hamadan province. *Soil Research (Soil and Water Sciences)*, 4 (25), 323-336. (In Persian)
- Omrani, Gh. (1999). *Solid Waste, Collection and Transport Management, Sanitation and Composting*. Tehran: Islamic Azad University - Science and Research Branch. (In Persian)
- Papa, S., Bartoli, G., Pellegrino, A. & Fioretto, A. (2010). Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environmental monitoring and assessment*, 165 (1-4), 193-203. [https:// doi: 10.1007/s10661-009-0938-1](https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1).

- Vandana, P., Murthy, N. N. & Praveen, R. S. (2011). Assessment of heavy metal contamination in soil around hazardous waste disposal sites in Hyderabad city (India): natural and anthropogenic implications. *Environmental Research and Management*, 2 (2), 27-34.
- Vural, A., Gundogdu, A., Akpınar, I. & Baltacı, C. (2017). Environmental impact of Gümüşhane City, Turkey, waste area in terms of heavy metal pollution. *Natural Hazards*, 88 (2), 867-890. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2896-1>.
- Webster, R. & Oliver, M. A. (2007). *Geostatistics for environmental scientists*. New Jersey: John Wiley & Sons, Chichester.
- Yang, P., Mao, R., Shao, M. H. & Gao, Y. (2009). The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. *Comptes rendus biologiques*, 332 (6), 558-566.
- Zhao, K., Fu, W., Qiu, Q., Ye, Z., Li, Y., Tunney, H. & Qian, X. (2019). Spatial patterns of potentially hazardous metals in paddy soils in a typical electrical waste dismantling area and their pollution characteristics. *Geoderma*, 337 (3), 453-462.

