پایش آلودگی فلزات سمی و غیر سمی خاک محل دفن زباله شهرستان تنکابن

سیده فرزانه سید عصری[۱*]، احمد توانا[۲]

۱*- دانشجوی دکتری آلودگی‌های محیط زیست، واحد تنکابن، دانشگاه آزاد اسلامی، تنکابن، ایران.

۲- گروه محیط زیست، واحد تنکابن، دانشگاه آزاد اسلامی، تنکابن، ایران

*ایمیل نویسنده مسئول: farzaneh.seyedasri@gmail.com

تاریخ دریافت : ۹۸/۰۹/۰۷ تاریخ پذیرش : ۹۸/۱۰/۰۵

چکیده

هدف از انجام این پژوهش ارزیابی زیست محیطی و روند آلودگی فلزات در خاک های اطراف محل دفن پسماند شهری در شهرستان تنکابن می باشد. به همین منظور تعداد ۲۹ نمونه خاک از محل دفن، زمین کشاورزی و جنگل، رودخانه و ۳ نمونه خاک به عنوان شاهد نمونه برداری شد. و براساس روش‌های استاندارد غلظت عناصر pb، Cd، As، Cr، Zn، Mo توسط دستگاه جذب اتمی ICP-MS اندازه‌گیری شد. نتایج بررسی میزان جذب فلزات سرب، کادمویم، آرسنیک، کروم، روی و مولیبدن به ترتیب ۵۰/۵۱، ۲۷/۴۸، ۲۸/۵۸، ۲۶/۲۰، ۵۰/۲۷، ۴۳/۳۳ میلی‌گرم برکیلوگرم بود. در بررسی فاکتور آلودگی فلز کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن دارای آلودگی بسیار زیاد بودند. همچنین مقدار زمین انباشتگی، خطر اکولوژی فلزات کادمیوم و مولیبدن بسیار شدید بود. طی مقایسه فلزات با استانداردهای جهانی و محیط زیست ایران همه فلزات به جز فلز سرب، کروم و روی بقیه بالاتر از حد مجاز بودند. نتایج همبستگی پیرسون نشان داد که فلزات همبستگی ضعیفی با یکدیگر دارند و دارای منشاءهایی متفاوت می‌باشند. در کل می‌توان نتیجه گرفت که عناصر موجود در خاک کاملا تحت تاثیر شیرابه ناشی از سایت دفن زباله می باشند زیرا عناصر موجود در شیرابه و خاک شیب و روندی مشابه با یکدیگر دارند.

کلمات کلیدی

فلزات سنگین، آلودگی خاک، شیرابه زباله، شاخص خطر زیست محیطی

Monitoring Toxic and Nontoxic Metals Contamination of Soil in Landfill of Tonekabon in Iran

Seyedh Farzaneh Seyed Asri*[1], Ahmad Tavana[2]

[1]PhD Student in Environmental Pollution, Tonekabon Branch, Islamic Azad University, Tonekabon, Iran.

[2]Department of Environment, Tonekabon Branch, Islamic Azad University, Tonekabon, Iran.

*Email Address: farzaneh.seyedasri@gmail.com

Abstract

This study aimed to environmentally evaluate the metal contamination trend in soils surrounding municipal solid waste landfill in Tonekabon, Iran. Hence, 29 soil samples were collected from the landfill, agricultural fields, a forest, and a river; and 3 soil samples were collected as controls. Concentrations of pb, Cd, As, Cr, Zn, and Mo were determined by Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) using standard methods. The adsorption assessment results of lead, cadmium, arsenic, chromium, zinc, and molybdenum were 50.51, 27.48, 28.58, 26.20, 50.27 and 43.33 mg/kg, respectively. Contamination factor analysis showed cadmium, arsenic, and molybdenum were highly contaminating. Also, the amount of geoaccumulation and ecological risk of cadmium and molybdenum were very high. When comparing metals with world standards and Iranian environmental standards, all metal amounts except for lead, chromium, and zinc were above the permissible limit. Pearson correlation results showed that the metals had a weak correlation with each other and had different origins. In general, it can be concluded that the elements in the soil are completely affected by the leachate from the landfill site because the elements in the leachate and soil have a similar slope and trend.

Keywords

Heavy Metals, Soil Contamination, Leachate, Environmental Hazard Index

۱- مقدمه

خاک یک منبع طبیعی گران‌بها به عنوان پالاینده طبیعت علاوه بر تأمین مواد غذایی، ویژگی تصفیه‌کنندگی نیز دارد. که با فعالیت‌های اقتصادی، کشاورزی و زندگی انسان بستگی دارد (صوفینیان، ۱۳۹۳). خاک‌ها مخلوطی از مواد معدنی و آلی می‌باشند که از تجزیه و تخریب سنگ‌ها در نتیجه هوازدگی بوجود می‌آیند که البته نوع و ترکیب خاک‌ها در مناطق مختلف بر حسب شرایط ناحیه فرق می‌کند. (کریمی، ۱۳۹۴). خواص و کیفیت خاک می تواند به شدت تحت تأثیر ضایعات کشاورزی، صنعتی، پسماند شهری و فردی قرار گیرد. افزایش روزمره تولید مواد زاید شهری یکی از مهمترین عوامل تهدید کننده سلامت محیط زیست جهانی می‌باشد. میزان زباله تولید شده در جهان سالانه رو به افزایش است. در کشورهای در حال توسعه آسیا، به علت فقدان دانش فنی، سازوکارهای اقتصادی و زیربنایی، ۷۰ تا ۹۰ درصد از زباله‌های جامد در معادن روباز دفن می‌شوند (Visvanathan et al., 2004). در حال حاضر دفن مواد زاید شهری عمده‌ترین روش دفع در بسیاری از کشورها از جمله ایران می‌باشد. در شمال ایران روزانه به طور متوسط ۲۰۰۰ تن زباله در جنگل‌ها در مساحتی حدود ۳۰۰ هکتار انباشته می‌شود. دفن روش غالب دفع زباله در بسیاری از کشورهای در حال توسعه و توسعه نیافته است، زیرا مقرون به صرفه ترین گزینه است. طبق آمار منتشر شده حدود ۹۲ درصد مواد زائد در ایران دفن می شوند (بدو و همکاران ۱۳۸۹) طی عملیات دفن زباله، انواع خطرات شامل گاز و شیرابه تولید می‌شود (Modin, 2012). شیرابه مایعی است بدبو به رنگ قهوه‌ای تیره که از داخل مواد زائد به خارج تراوش کرده و حاوی مواد محلول و معلق می‌باشد و شیرابه‌ای که از خود زباله تولید می‌شود (شجاعی، ۱۳۹۵) به شیرابه‌هایی که از خود زباله تولید می شود شیرابه اولیه و به شیرابه‌ای که از ورود آب باران به داخل زباله‌ها حاصل می‌شود را شیرابه ثانویه می گویند (محمدی، ۱۳۹۵). اکسیداسیون شیمیایی مواد، فرار گازها و خروج آنها از جدار حفره‌ها، حرکت شیابه در اثر نیروی ثقل، نشست زمین در اثر فعل و انفعالات شیمیایی، گازهایی مانند دی اکسیدکربن، آمونیاک، متان و سولفیدهیدروژن و نیتروژن که پس از تخلیه مواد زائد جامد در محل دفن در خاک تشکیل می‌گردند (عبدلی، ۱۳۸۷). استفاده از لایه‌های رسی شنی برای کنترل گاز و جلوگیری از نفوذ بی‌رویه آن به اعماق زمین، یک روش معمول در اماکن دفن بهداشتی زباله است (احمدی، ۱۳۹۶). تجزیه بیولوژیکی زباله‌ها در محل‌های دفن جدید تازه تر و فعال‌تر است. بنابراین شیرابه تولیدی بسیار اسیدی است و حلالیت زیادی دارد. بدین ترتیب هر چه از عمر واحد دفن می‌گذرد عملیات تجزیه و تخمیرکاهش یافته، pH شیرابه بیشتر شده و از حلالیت آن کاسته می‌شود (یوسفی، ۱۳۹۳). افزایش امکان اتلاف شیرابه از طریق لایه‌های دفن زباله، باعث آلوده‌سازی آب زمین می‌شود (Kanmani & Gandhimathi, 2013). یک محل دفن زباله مهندسی در صورتی اجازه دفع نهایی زباله‌های جامد را می‌دهد که محل دفن دارای شرایط ایمن با حداقل اثرات زیست محیطی با لایه‌های مواد جذب کننده و ورق‌های پلاستیکی به منظور جلوگیری از نفوذ آلاینده‌ها به خاک و آب باشد (Swati et al., 2014). آلاینده‌های آلی و غیر آلی، از جمله فلزات سنگین، دسته‌های اصلی آلاینده‌ها هستند. به طور کلی سیستم‌های آبی کمتر از ۱ درصد آلودگی را به صورت محلول در خود نگه داشته و در حالیکه ۹۹ درصد آلودگی جذب منابع خاک و رسوبات می‌شوند از اینرو محیط‌های آبی بدلیل ذخیره و حمل فلزات سنگین به عنوان عامل توزیع آلودگی‌ها شناخته می‌شوند (Adamcov, 2016). وقوع و توزیع عناصر کمیاب، حتی در غلظت‌های پایین، برای اکوسیستم‌ها و سلامت انسان مخاطرانگیز می‌باشد. فرونشست شیرابه زباله‌های شهری دارای غلظت‌های بالایی از مواد آلی، آمونیاک، فلزات سنگین می‌باشند (Marusia, 2018). با افزایش پیچیدگی و تنوع ترکیبات مواد زاید شدت آلودگی شیرابه تولیدی آنها هم بالطبع افزایش می‌یابد. یکی از خطرناک‌ترین اجزا در شیرابه فلزات سنگین می‌باشد (Kudlek, 2015). فلزات سنگین، بسیاری از فعالیت‌های بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی را در باکتری‌ها، از جمله رشد، توسعه، تولید آنزیم و هورمون، از بین می‌برند (Seneviratne et al., 2016). گیاهان فلزات سنگین را همراه با عناصر ضروری از خاک جذب می‌کنند و استراتژی‌های مختلفی برای مقابله با انباشت فلزات سنگین ایجاد کرده‌اند (Mustafa & Komatsu, 2016). آلودگی فلزات سنگین در محیط زیست تحت تاثیر تغییرات وسیع جهانی است که بعلت عدم تخریب و تجزیه پذیری بیولوژیک آنها در طبیعت برای مدت طولانی پایدار می‌باشند (Suthar et al., 2009). فلزات سنگین به دلیل سمیت و ماندگاری در محیط زیست در میان خطرناک‌ترین گروه از آلاینده‌های انسان ساخت طبقه بندی می‌شوند (Csavina *et al.*, 2012). تمامی فلزات دارای اثرات سوء برای محیط زیست و انسان می باشند. به طور مثال فلز سرب در مقادیر ناچیز سبب اختلال در یادگیری، از دست رفتن حافظه، تأخیر در زمان واکنش و کاهش سطح فراگیری، از عوارض مصرف طولانی‌مدت مواد غذایی حاوی سرب می‌باشد (Abou-Elnage et al., 2005). کادمیوم سبب بروز اثرات سوء بر کلیه و ضایعات استخوانی مثل استئوپروز و استئومالاسی می‌شود. آرسنیک به شدت سمی است و جذب مقادیر زیاد آن سبب بروز علائم گوارشی می‌شود. اختلالات قلبی و عروقی، سیستم اعصاب مرکزی و مرگ از عوارض دریافت آرسنیک می‌باشد. کروم ۶ و ترکیبات آن بسیار سمی می باشد. اگر از طریق تنفس وارد بدن انسان شود، سبب آسیب‌های معده به خصوص زخم معده می‌گردد. علاوه بر این، مشکلاتی در مخاط دهان، بینی، گلو و حنجره ایجاد می‌کند. روی و مولیبدن دو عنصر است که در مقادیر کم برای انسان مجاز بوده ولی اگر از حد آن تجاوز کند بسیار سمی بوده و عوارض سنگین برای انسان و محیط زیست دارد (سردشتی، ۱۳۹۲). مطالعات زیادی در خصوص اثرات زیست محیطی نشت فلزات سنگین ناشی از سایت‌های دفن زباله انجام شده است که می‌توان به مطالعات محل دفن زباله شهری استان زاهدان (بزی و همکاران، ۱۳۹۶)، محل دفن زباله شهری استان اردبیل (جعفری و همکاران، ۱۳۹۵)، محل دفن زباله شهری استان کرمانشاه (شاکری و همکاران، ۱۳۹۷)، خاک‌های مرکزی استان زنجان (افشاری، ۱۳۹۴)، خاک‌های سطحی بخشی از استان مازندران (Azimzadeh & Khademi, 2014)، خاک‌های سطحی استان همدان (Barzin *et al.*, 2014) نام برد. سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS)[1] مجموعه ای است از یک سیستم سخت افزاری و نرم افزاری که قادر است اطلاعات مکانی و توصیفی را به هم مرتبط سازد. پهنه بندی یکی از روش‌های تحلیل مکانی است که از داده های مکانی بصورت نقطه و خطوط هم ارزش، سطح

[1] Geographic information system

پیوسته‌ای بوجود می آورد که این سطح نشان دهنده تغییرات ارزش متغیر محیطی می باشد. سیستم اطلاعات جغرافیایی، مجموعه‌ای از ابزار قدرتمند برای ذخیره و بازیابی اطلاعات درآینده، تبدیل و نمایش داده‌های فضایی از جهان واقعی است. این روش برای تعیین توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک، آب، رسوبات و جانوران توان بالایی دارد و همچنین به عنوان روش مناسب برای درون‌یابی و تهیه‌ی نقشه‌های پراکنش آلاینده‌ها پیشنهاد شده است (Juang *et al.*, 2001). از سال ۱۳۷۸ زباله‌های تولید شده در شهر تنکابن و توابع آن در منطقه‌ای جنگلی دوهزار دفن می‌شود. در این منطقه یک لندفیل بزرگ با مساحت تقریبی ۱۲۰۰۰۰ مترمربع در کنار یک آبراهه ایجاد شده که شیرابه‌های ناشی از آن از طریق این آبراهه به رودخانه سرازیر می‌شود. شیرابه‌های مذکور همانند سایر لندفیل‌های حاوی فلزات سنگین و عناصر کمیاب بوده که می توانند باعث آلودگی منابع آب و خاک و حتی پوشش گیاهی منطقه شوند. هدف از انجام این پژوهش بررسی میزان فلزات سنگین سمی سرب، آرسنیک، کادمیوم، کروم، و فلزات غیر سمی مولیبدن و روی در خاک منطقه دفن زباله شهرستان تنکابن با استفاده از مدل‌های درون‌یابی توسط سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS انجام گردید. در نهایت مقایسه مقادیر حاصله از تجمع فلزات با استانداردهای محیط زیست ایران، FAO[1]، USAEPA[2] و WHO[3] مقایسه شد.

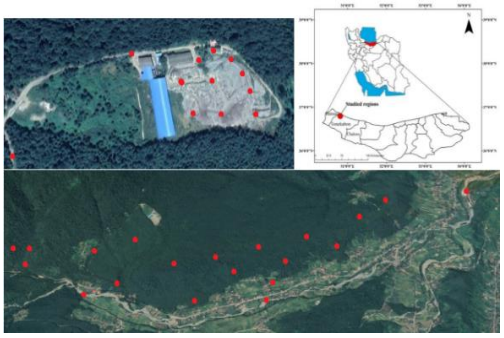
۲- مواد روش ها

منطقه مورد مطالعه

شهرستان تنکابن یکی از شهرستان های استان مازندران با مساحت ۲۷۵/۲۲ کیلومتر مربع و جمعیت در حدود ۱۵۴۸۶۹ نفر در انتهای غربی استان مازندران واقع شده است. این شهرستان با اقلیم معتدل بین ۵۰ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۱۳ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۴۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۴۸ دقیقه عرض شمالی واقع گردیده و در ارتفاع ۲۰ متر از سطح دریا واقع شده است (مشایخی، ۱۳۸۵). محل دفن زباله شهرداری شهرستان تنکابن در حاشیه جنوب غربی دریای خزر و در ناحیه البرز مرکزی، در جاده دوهزار در ۱۳ کیلومتری جنوب این شهرستان در جنگل پرده سر در نزدیکی آبهای سطحی واقع گردیده است، این سایت دارای مساحت بیش از ۲ هکتار واقع بین رشته کوه‌های البرز و دریای خزر است. مواد زاید از سه منطقه (مرکز شهر، خرم آباد، نشتارود) در این محل تخلیه می شود. زمان شروع دفن زباله در این سایت از سال ۱۳۷۸ گزارش شده است.

روش بررسی و اخذ نمونه ها

جهت نمونه برداری از خاک‌های سطحی محل دفن زباله ابتدا طبق روش شبکه‌بندی مکان‌یابی شده و توسط دستگاه GPS نقاط نمونه برداری مشخص شد. به همین منظور تعداد ۲۹ نمونه از خاک‌های سطحی از اعماق بین ۱۰ تا ۳۰ سانتی متر محل دفن و ۳ نمونه خاک در بالاترین منطقه محل دفن که از هر گونه آلودگی پاک بوده به عنوان نمونه شاهد برداشت شد. سپس نمونه‌ها را داخل کیسه‌های شماره‌گذاری شده بسته بندی و به آزمایشگاه تحقیقات خاک دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن منتقل گردید. جهت هضم شیمیایی خاک ابتدا نمونه‌ها در دورن آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۴۸ ساعت قرار داده شد. پس از خشک شدن ۲ گرم خاک از هر نمونه در هاون کوبیده و از الک ۰/۰۶۳ میلیمتر (۲۳۰ مش) عبور داده شد و سپس در ارلن‌های ۵۰ سی‌سی ریخته و به آن ۴ سی‌سی اسیدنتریک ۶۵ درصد و ۱۲ سی‌سی اسیدکلریدریک ۳۷ درصد اضافه گردید. و در نهایت به مدت ۶ الی ۷ ساعت در حمام شن با دمای ۱۰۰ درجه سانتی گراد قرار گرفت. پس از هضم کامل و ایجاد محلول شیری ۴ سی‌سی اسیدپرکلریک ۷۰ درصد به آن اضافه شد که پس از تبخیر حدود ۳ سی‌سی از حجم محلول نمونه از داخل حمام شن برداشته شد و محلول بدست آمده با آب مقطر به حجم ۵ سی سی رسید و توسط کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف گردید (Ebrahimpour & Mushrifah, 2008). در این تحقیق برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین سرب، کروم، کادمیوم، آرسنیک، روی و مولیبدن از دستگاه جذب اتمی ICP-MS با قدرت 1500 w ساخت شرکت آلمان استفاده گردید. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از آزمون واریانس یک طرفه ANOVA و همچنین جهت تعیین رابطه بین فلزات از آزمون همبستگی پیرسون به کمک نرم افزار SPSS 20 در سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده گردید.



شکل (۱) نقشه موقعیت ایستگاه‌های نمونه برداری شده محل دفن زباله تنکابن

ارزیابی سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS

جهت ارزیابی تجمع فلزات سنگین از سیستم اطلاعات جغرافیایی GIS با کمک نرم افزار Arc GIS 10 بروی نقشه پایه رقومی دریای خزر توسط روش درونیابی[4] معادله (۱) استفاده شد (Asakere, 2008; Kang Tssung, 2004). جهت تهیه نقشه تراکم نیاز به تبدیل نقشه رستری به وکتوری است که با استفاده از فنون تبدیل نزدیک به ۳۰ هزار پیکسل در نقشه پهنه‌بندی فلزات به نقطه تبدیل گردید تا بتوان ضمن تهیه نقشه تراکم، به واکاوی فضایی توزیع مکانی این فلزات اقدام گردد (Kalantari *et al.*, 2009). در این رابطه w_i وزن‌های si است. این رویه تعیین ارزش کمی برای نقاط نامعلوم به نام میانگین وزنی (موزون[5]) موسوم است (Balaji and Upmanu, 1998).

معادله (۱) $f(q) = \sum_{i=1}^{n} W_i f(S_i)$

تعیین فاکتور آلودگی

جهت تعیین آلایندگی خاک به عناصر سنگین از شاخص فاکتور آلودگی[6] (CF) استفاده گردید. براساس این فاکتور می توان مقدار عناصر را نسبت به محیط طبیعی خود سنجید و میزان آلودگی خاک را تعیین کرد. این فاکتور آلودگی طبق معادله (۲) برای تمام عناصر مورد بررسی محاسبه شد. در این معادله C^{metal} نسبت غلظت هر فلز و $C^{background}$

[1]
[2] United States Environmental Protection Agency
[3] World Health Organization

[4] Interpolation
[5] Weighted average interpolation
[6] Contamination factor

مقدار غلظت زمینه طبیعی آن می‌باشد. عموماً (Azimzadeh & Khademi, 2014). جهت ارزیابی آلایندگی فلزات سنگین برای فاکتور آلودگی از طبقه بندی هاکنسون مطابق با (جدول ۱) استفاده شد (Hakanson, 1980).

$$\text{CF metal} = \frac{\text{Cmetal}}{\text{Cbackground}}$$ معادله ۲

جدول (۱): ارزیابی آلودگی فلزات سنگین بر اساس فاکتور آلودگی

شدت آلودگی	دامنه تغییرات فاکتور آلودگی
آلودگی کم	$CF < ۱$
آلودگی متوسط	$۱ \leq CF < ۳$
آلودگی زیاد	$۳ \leq CF < ۶$
آلودگی بسیار زیاد	$۶ \leq CF$

تعیین شاخص زمین انباشتگی[1] (Igeo)

یکی از معیارهای ژئوشیمیایی ارزیابی آلودگی عناصر سنگین و همچنین جهت تخمین شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین از شاخص زمین انباشتگی معرفی شده توسط مولر استفاده می‌شود. که براساس معادله ۳ محاسبه می گردد (Muller, 1969). در این معادله Igeo شاخص زمین انباشتگی، C_n غلظت فلزسنگین در خاک، B_n غلظت زمینه در مطالعه حاضر از غلظت عنصر همان منطقه به عنوان شاهد می‌باشد. لازم به ذکر می‌باشد ضریب ۱/۵ با هدف کمینه کردن اثر تغییر احتمالی در غلظت های زمینه منظور شده است. مولر جهت مشخص نمودن سطح آلودگی ۷ رده را مشخص نموده که در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول (۲): طبقات شاخص زمین انباشتگی

وضعیت الودگی	درجه آلودگی	شاخص زمین انباشتگی
کاملاً غیر آلوده	۰	< ۰
غیر آلوده تا آلودگی متوسط	۱	۰-۱
آلودگی متوسط	۲	۱-۲
آلودگی متوسط تا آلودگی شدید	۳	۲-۳
آلودگی شدید	۴	۳-۴
آلودگی شدید تا بسیار شدید	۵	۴-۵
آلودگی بسیار شدید	۶	> ۵

تعیین شاخص پتانسیل ریسک زیست محیطی (RI)[2]

به منظور ارزیابی پتانسیل ریسک آلودگی رسوبات و خاک به سمیت فلزات در خاک‌ها از شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی هاکانسن استفاده گردید (Hakanson, 1980). این شاخص براساس میزان سمیت فلزات روش‌های اصلاحی برای فلزات سرب، کادمیوم، آرسنیک، کروم، روی و مولیبدن به ترتیب ۵، ۳۰، ۱۰، ۲، ۱ و ۱۵ می باشد (Wang et al., 2013). شاخص پتانسیل خطر زیست محیطی براساس معادله ۴ و ۵ محاسبه گردید (Gurumoorthi et al., 2016). در معادله ۴ و ۵ E^i_r شاخص پتانسل ریسک اکولوژی، T^i_r فاکتور سمیت فلز، C^i_f فاکتور آلودگی می‌باشد. $E_r^i = C_f^i \times T_r^i$ معادله ۴ $RI = \sum_{i=1}^{6} E_r^i$ معادله ۵ معیار ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول (۳): ارزیابی ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین

ریسک خطر زیست محیطی	شاخص RI	خطر اکولوژی هر فلز	مقدار E_r^i
خطر پایین	$RI \leq ۱۵۰$	خطر پایین	$\leq ۴۰ E_r^i$
خطر متوسط	$۱۵۰ \leq RI < ۳۰۰$	خطر متوسط	$۴۰ \leq E_r^i < ۸۰$
خطر قابل ملاحضه	$۳۰۰ \leq RI < ۶۰۰$	خطر قابل ملاحضه	$۸۰ \leq E_r^i < ۱۶۰$
خطر خیلی زیاد	$IR \geq ۶۰۰$	خطر زیاد	$۱۶۰ \leq E_r^i < ۳۲۰$
		خطر خیلی زیاد	$\geq ۳۲۰ E_r^i$

٤- نتایج

مطابق با نتایج جدول ۴ میزان جذب عناصر سنگین در خاک‌های سطحی محل دفن، زمین‌های کشاورزی و رودخانه‌های منتهی به دریای خزر نتایج نشان داد که میانگین فلز سرب به ترتیب ۳۸/۳۳، ۵۸/۲۱ و ۶۳/۳۳ بود و این اختلاف از نظر آماری معنی دار بود ($p<۰/۰۵$). میانگین فلز کادمیوم به ترتیب ۳۰/۶۶، ۲۴/۵۷ و ۲۸/۳۳ بود و این اختلاف از نظر آماری معنی دار بود ($p<۰/۰۵$). میانگین فلز آرسنیک به ترتیب ۲۳/۳۳، ۳۱/۷۱ و ۳۵ بود و این اختلاف از نظر آماری معنی دار بود ($p<۰/۰۵$). میانگین فلز کروم به ترتیب ۲۴/۴۱، ۲۸/۲۱ و ۲۴ بود ولی این اختلاف از نظر آماری معنی دار نبود ($p>۰/۰۵$). میانگین فلز روی به ترتیب ۵۴/۸۳، ۴۵/۷۱ و ۵۳/۳۳ بود ولی این اختلاف از نظر آماری معنی دار نبود ($p>۰/۰۵$). میانگین فلز مولیبدن به ترتیب ۲۳/۳۳، ۴۰ و ۴۳/۳۳ بود و این اختلاف از نظر آماری معنی دار بود ($p<۰/۰۵$). در مجموع ترتیب روند جذب فلزات در خاک منطقه تنکابن به صورت $Cr<Cd<As<Mo<Zn<pb$ می‌باشد. میزان فلزات سرب ۳۱/۶۷، کادمیوم ۱۵، مولیبدن۵۰ میلی‌گرم برکیلوگرم در خاک سطحی منطقه شاهد نسبت به استاندارد شیل (غلظت مرجع در پوسته زمین) بالاتر بوده و فلزات آرسنیک ۱۰/۶۶، کروم ۸۳/۳، روی ۵۸/۳۳ میلی‌گرم برکیلوگرم پایینتر از حد بوده است. که این امر نشان بالا بودن فلزات سرب، کادمیوم و مولیبدن در پوسته زمین منطقه تنکابن دانست. پس از بررسی میزان جذب فلزات در خاک منطقه مورد مطالعه مقدار شاخص فاکتور آلودگی، مقدار زمین انباشتگی فلز، خطر اکولوژی هر فلز و پتانسیل ریسک خطر تمامی فلزات محاسبه و در جدول ۲ و همچنین وضعیت سطح آلودگی تمامی فلزات نیز در جدول ۳ نشان داده شد. در مجموع در بررسی فاکتور آلودگی فلز سرب دارای آلودگی متوسط، فلزات کادمیوم و مولیبدن آلودگی بسیار زیاد، و فلز کروم و روی دارای آلودگی کم بودند. همچنین درجه آلودگی زمین‌های کشاورزی و رودخانه‌ها آلودگی زیاد تا بسیار زیاد می‌باشند. میزان زمین انباشتگی فلزات مولیبدن و کادمیوم در محل دفن، زمین کشاورزی، رودخانه و جنگل از بقیه فلزات بیشتر بوده است. در بررسی خطر اکولوژی فلزات نتایج نشان داد که فلز مولیبدن و کادمیوم دارای خطر خیلی زیاد در هر سه مکان محل دفن، زمین کشاورزی و رودخانه بود. نتایج

[1] Integrated pollution index

[2] Potential ecological risk

شاخص ریسک خطر فلز کادمیوم دارای خطر قابل ملاحضه بوده و فلز کادمیوم دارای خطر خیلی زیاد برای محیط زیست می باشد. جهت بررسی بیشتر و تعیین رابطه همبستگی بین فلزات در منطقه مورد مطالعه مطابق با نتایج جدول ۴ فلز کروم با فلز آرسنیک دارای رابطه معنی‌دار مثبت بوده و فلز مولیبدن با فلز سرب دارای رابطه معنی دار مثبت، با فلز کادمیوم رابطه معنی‌دار منفی و با فلز آرسنیک داری رابطه معنی‌دار مثبت می باشد. اما در بقیه فلزات هیچ رابطه معنی‌داری وجود ندارد. در واقع تنها فلزی با سایر فلزات ارتباط معنی داری داشته فلز مولیبدن می‌باشد. نقشه توزیع فراوانی تمامی ۶ فلز سمی و غیر سمی در قالب نقشه‌های GIS ترسیم شده است (شکل ۲ و ۳). جهت بررسی بیشتر نمودار درصد درجه آلودگی و ریسک خطر اکولوژی فلزات در منطقه محل دفن زباله تنکابن و اثرات شیرابه بر زمین‌های پایین دست ترسیم شد. از نظر درجه آلودگی ۳۳ درصد دارای آلودگی زیاد، ۱۷ درصد دارای آلودگی زیاد تا متوسط هستند (شکل ۴). از نظر خطر اکولوژی فلزات سنگین ۳۳ درصد فلزات دارای خطر خیلی زیاد و ۶۷ درصد فلزات دارای خطر خیلی کم هستند (شکل ۵).

جدول (۱): میزان غلظت فلزات در خاک مناطق مختلف مورد مطالعه بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک

		سرب	کادمیوم	آرسنیک	کروم	روی	مولیبدن
محل دفن	میانگین	۳۸/۳۳	۳۰/۶۶	۲۳/۳۳	۲۴/۴۱	۵۴/۸۳	۲۳/۳۳
	انحراف معیار	۱۰/۲۹	۵/۲۴	۷/۱۷	۶/۳۳	۸/۴۷	۱۲/۶۷
	بیشترین	۶۰	۴۰	۳۵	۳۱	۶۶	۵۰
	کمترین	۲۰	۲۲	۱۰	۱۰	۴۲	۱۰
زمین کشاورزی	میانگین	۵۸/۲۱	۲۴/۵۷	۳۱/۷۱	۲۸/۲۱	۴۵/۷۱	۴۰
	انحراف معیار	۱۵/۳۹	۵/۲۴	۷/۷۷	۱۱/۷۲	۱۷/۹۵	۸/۹۸
	بیشترین	۷۰	۳۵	۴۵	۴۵	۷۵	۵۵
	کمترین	۲۰	۱۵	۲۰	۱۸	۲۵	۲۵
رودخانه	میانگین	۶۳/۳۳	۲۸/۳۳	۳۵	۲۴	۵۳/۳۳	۴۳/۳۳
	انحراف معیار	۱۲/۵۸	۵/۷۷	۵	۵/۲۹	۱۰/۴۰	۱۰/۴۰
	بیشترین	۷۵	۳۵	۴۰	۳۰	۶۵	۵۵
	کمترین	۵۰	۲۵	۳۰	۲۰	۴۵	۳۵
	میانگین کل	۵۰/۵۱	۲۷/۴۸	۲۸/۵۸	۲۶/۲۰	۵۰/۲۷	۳۳/۴۴
	شاهد	۳۱/۶۷	۱۵	۱۰/۶۶	۸۳/۳۳	۵۸/۳۳	۵۰
	زمین مرجع (شیل)	۲۰	۰/۳۸	۱۳	۹۰	۹۵	۲/۶
	سطح معنی داری	**	**	**	NS	NS	**

****) سطح معنی‌داری تا ۰/۰۱، *) سطح معنی‌داری تا ۰/۰۵، NS) سطح ۰/۰۵ معنی‌داری نمی‌باشد**

جدول (۲): میزان نتایج ۳ شاخص اصلی آلودگی فلزات در خاک مناطق مختلف مورد مطالعه

		سرب	کادمیوم	آرسنیک	کروم	روی	مولیبدن
محل دفن	فاکتور آلودگی	۱//۹۱	۸۰/۷۰	۱/۸۷	۰/۲۷	۰/۵۷	۸/۹۷
	زمین انباشتگی	۰/۳	۵/۷۲	۰/۱۸	−۲/۵۲	−۱/۳۹	۲/۴۰
	خطر اکولوژی	۹/۵۸	۲۴۲/۱۰	۱۸/۷۸	۰/۵۴	۰/۵۷	۱۳۴/۶۱
زمین کشاورزی	فاکتور آلودگی	۲/۹۱	۶۴/۶۶	۲/۱۷	۰/۳۱	۰/۴۸	۱۵/۳۸
	زمین انباشتگی	۰/۸۸	۵/۳۹	۰/۶۵	−۲/۳۶	−۱/۷۴	۳/۳۲
	خطر اکولوژی	۱۴/۵۵	۱۹۳/۹۸	۲۱/۷۰	۰/۶۲	۰/۴۸	۲۳۰/۷۶
رودخانه	فاکتور آلودگی	۳/۱۶	۷۴/۵۶	۱/۸۴	۰/۲۶	۰/۵۶	۱۶/۶۶
	زمین انباشتگی	۱/۰۵	۵/۶۱	۰/۸۳	−۲/۵۱	−۱/۴۳	۳/۴۴
	خطر اکولوژی	۱۵/۸۳	۲۱۶/۹۶	۱۸/۴۶	۰/۵۳	۰/۵۶	۲۵۰
	شاخص ریسک خطر	۳۹/۹۶	۴۵۳/۱۴	۵۸/۹۴	۱/۶۹	۱/۶۱	۶۱۵/۳۷

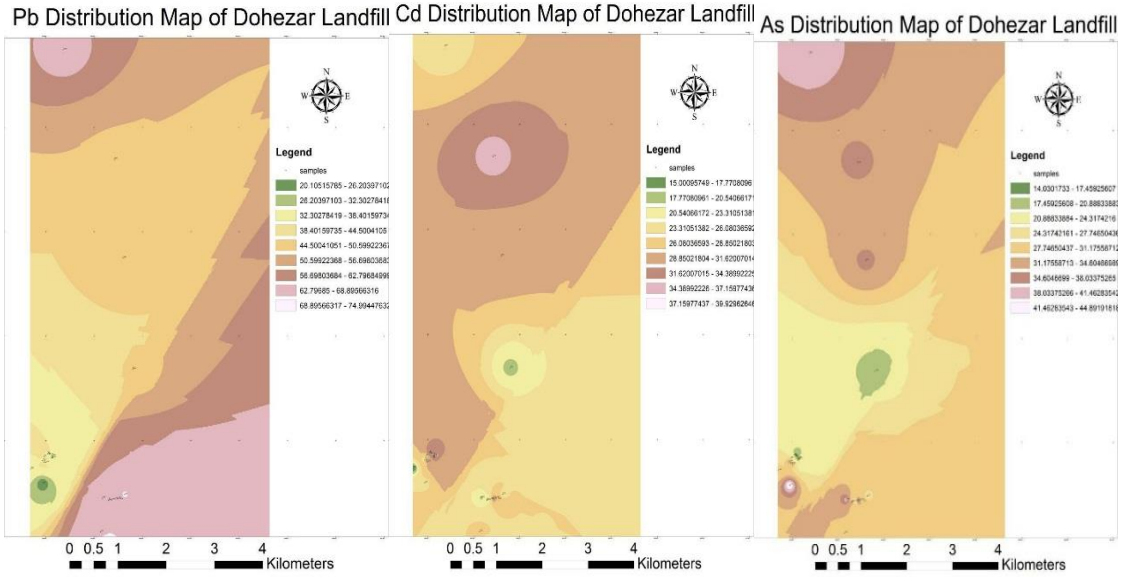
جدول (۳): مشخص نمودن وضعیت سطح آلودگی براساس شاخص های مورد سنجش

	سرب	کادمیوم	آرسنیک	کروم	روی	مولیبدن
فاکتور آلودگی	آلودگی متوسط	آلودگی بسیار زیاد	آلودگی زیاد	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی بسیار زیاد
زمین انباشتگی	کاملاً غیر آلوده	بسیار شدید	کاملاً غیر آلوده	کاملاً غیر آلوده	کاملاً غیر آلوده	بسیار شدید
خطر اکولوژی	خطر پایین	خطر خیلی زیاد	خطر پایین	خطر پایین	خطر پایین	خطر خیلی زیاد
شاخص ریسک خطر	خطر کم	خطر قابل ملاحضه	خطر کم	خطر کم	خطر کم	خطر خیلی زیاد

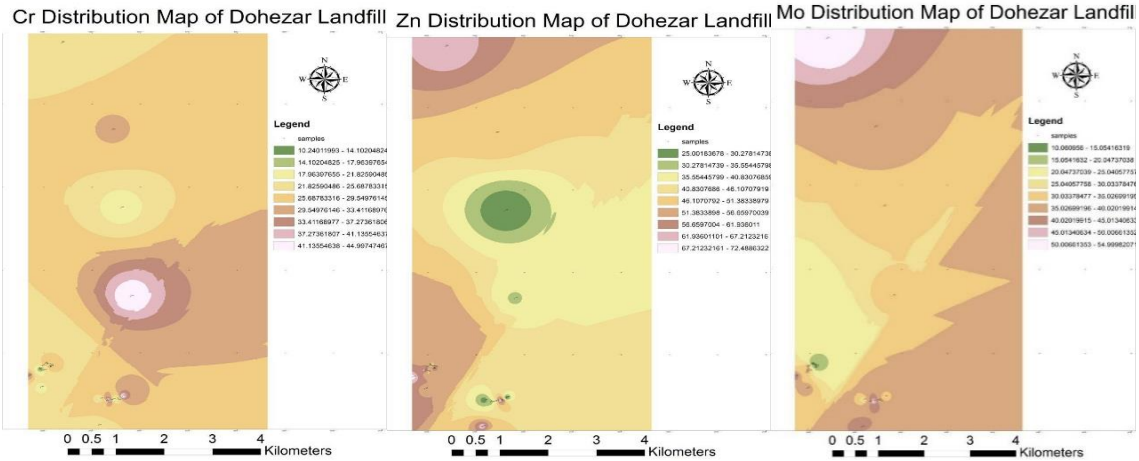
جدول (٤): جدول هبستگی پیرسون جهت تعیین رابطه بین فلزات سنگین

	سرب	کادمیوم	آرسنیک	کروم	روی
سرب	۱				
کادمیوم	-۰/۲۹۲	۱			
آرسنیک	۰/۲۸۸	-۰/۲۸۰	۱		
کروم	۰/۰۴۴	-۰/۱۷۶	۰/۴۶۳*	۱	
روی	-۰/۲۸۳	۰/۱۶۶	۰/۰۳۴	-۰/۳۵۹	۱
مولیبدن	۰/۴۷۷**	-۰/۴۳۸*	۰/۵۴۳**	-۰/۰۰۹	۰/۰۹۸

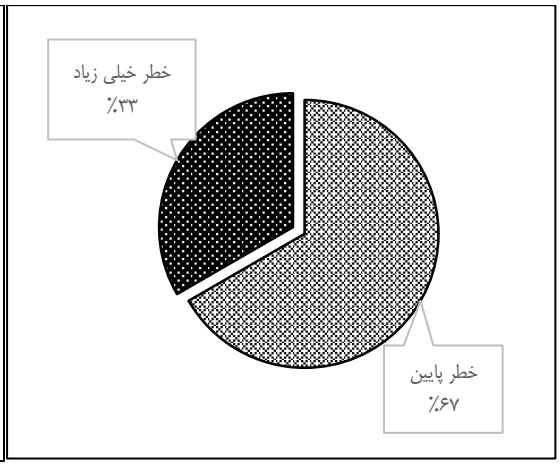
**) سطح معنی‌داری تا ۰/۰۱، *) سطح معنی‌داری تا ۰/۰۵



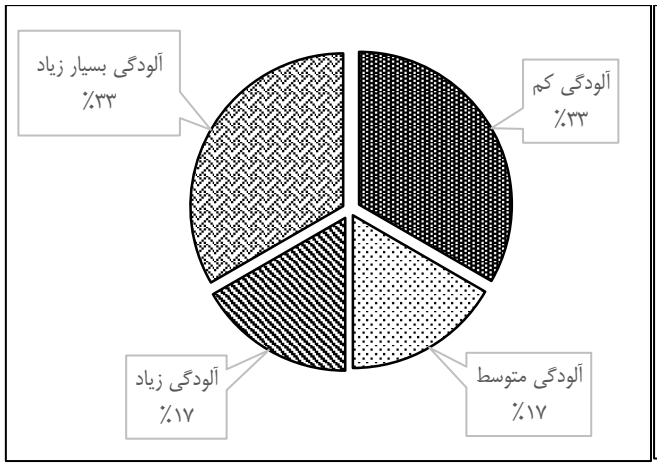
شکل (۲) نقشه‌های توزیع فراوانی فلزات سمی سرب، کادمیوم، آرسنیک در خاک‌های سطحی منطقه تنکابن



شکل (۳) نقشه‌های توزیع فراوانی فلزات غیر سمی کروم، روی، مولیبدن در خاک‌های سطحی منطقه تنکابن



شکل (٤): نمودار درصد درجه آلودگی فلزات سنگین در منطقه تنکابن



شکل (٥): نمودار درصد ریسک خطر اکولوژی فلزات ستگین در منطقه تنکابن

٥- بحث

در محل دفن زباله‌های شهری و بهداشتی آگاهی از کیفیت خاک به منظور برآورد اثرات آنها بر کیفیت خاک و محیط‌های اطراف بسیار ضروری و با اهمیت است. همانطور که در نتایج ذکر شد، میانگین کل غلظت فلزات سرب، کادمیوم، آرسنیک، کروم، روی، مولیبدن اندازه‌گیری شده در خاک منطقه تنکابن به ترتیب ۵۰/۵۱، ۲۷/۴۸، ۲۸/۵۸، ۲۶/۲۰، ۵۰/۲۷، ۳۳/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. که در مقایسه با میانگین غلظت فلزات در منطقه شاهد و پوسته زمین (استاندارد شیل) فلزات سرب، کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن بالاتر بوده و بقیه فلزات پایین‌تر بودند. نتایج بررسی روند جذب فلزات در محل دفن و زمین های کشاورزی و رودخانه‌ها نشان داد که کمترین میزان جذب فلزات سرب، آرسنیک و مولیبدن در محل دفن بوده و بیشترین مقدار در رودخانه‌ها و زمین‌های کشاورزی می‌باشد که این نشان از نشت شیرابه‌های زباله و افزایش این فلزات در خاک‌های سطحی زمین‌های کشاورزی و رودخانه شده و این رابطه از نظر آماری معنی دار بوده است. همچنین بالاترین میزان جذب فلز در محل دفن زباله مربوط به فلز کادمیوم بوده که نسبت به زمین‌های کشاورزی و رودخانه روند کاهشی داده است. محدوده تغییرات غلظت عناصر به همراه ضریب تغییرات تقریباً نشان دهنده عوامل انسانی اثر گذار بر غلظت فلزات بر خاک سطحی منطقه است. بیشترین ضریب تغییرات مربوط به فلز کادمیوم ۷۲/۳۲ درصد بود. روند بیشترین تا کمترین ضریب تغییرات کل فلزات در خاک سطحی منطقه تنکابن به صورت کادمیوم>مولیبدن>سرب>آرسنیک>روی>کروم بود. بر این اساس اکثر نمونه‌ها در طبقه آلودگی کم تا آلودگی متوسط قرار دارند. نتایج مطالعه خداکرمی و همکاران (۱۳۸۸) در بررسی غلظت ۱۴ فلز سنگین در کاربری‌های مختلف در بخشی از استان همدان نشان داد که عامل اصلی موثر بر افزایش غلظت عناصر کروم، مس، نیکل و روی در منطقه مورد مطالعه، ساختار زمین شناسی می‌باشد، اما مصرف غیر اصولی کود در زمین‌های کشاورزی به دلیل وجود فلزات سنگین در ساختار شیمیایی کودهای اوره، فسفات و پتاس نیز می‌تواند باعث افزایش غلظت فلزات کادمیوم و آرسنیک در خاک شده باشد. همچنین نتایج مطالعات بزی و همکاران (۱۳۹۶) بروی محل زباله شهری زاهدان و حسین زاده و همکاران (۱۳۹۷) بروی خاک لندفیل شهرستان بهشهر نشان از افزایش غلظت فلزات کادمیوم و آرسنیک در اثر نشت شیرابه های زباله به زمین‌های اطراف محل دفن شده است. همچنین افزایش غلظت فلزات در زمین‌های کشاورزی علاوه بر ورود شیرابه استفاده از سموم و کودهای شیمیایی می‌باشد که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد. براساس مطالعات صورت گرفته تغییرات مقادیر فلزات در خاک‌های محل دفن زباله‌ها تا حدودی زیادی به فعالیت‌های انسانی و عملکرد آن سایت، حجم زباله‌های تولیدی، ترکیبات اصلی سازنده آنها بستگی دارد (Ibitoye et al., 2005). برای مثال در خاک‌های محل دفن زباله‌های ناشی از اتومبیل‌ها، بیشترین مقدار فلزات به ترتیب برای مس، کادمیوم، نیکل، سرب و آهن بدست آمده است. این در حالی است که در محل دفن زباله‌های شهری بیشترین مقدار به ترتیب مربوط به فلزات روی، آهن و منگنز بوده است (Lam et al., 2015). زباله‌های بیمارستانی عمدتاً حاوی موادی همچون لاستیک، سرنگ، سوزن، قوطی‌های فلزی و وسایل شیشه‌ای هستند در حالی که ترکیبات مواد زاید شهری حاوی موادی همچون مواد غذایی، پلاستیک، کاغذ و زایدات شهری هستند. بنابراین ترکیبات و عناصر سازنده موجود در سایت زباله بسیار متفاوت می باشد که می‌توان بالا بودن غلظت فلزات کادمیوم و آرسنیک داد به همین علت احتمال داد. علت بالا بودن فلز مولیبدن در سابت محل دفن و زمین‌های اطراف بدلیل منشاء طبیعی آن در پوسته خاک منطقه دانست. و کمتر می‌توان عوامل انسانی را در ایجاد آن دخیل دانست. طی مقایسه میزان جذب فلزات در خاک سطحی منطقه مورد مطالعه با سایر استانداردهای جهانی و سازمان حفاظت محیط زیست ایران فلزات سرب، کروم و روی پایینتر از حد مجاز بوده ولی فلزات کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن بالاتر از حد مجاز بودند. همچنین در جدول (۵) میزان جذب فلزات در خاک سطحی در کشورهای مختلف، سایر شهرهای ایران و حد مجاز برای انسان، زمین کشاورزی و جنگل نشان داده شده است که نشان از بالا بودن بعضی از فلزات در منطقه مورد مطالعه می‌باشد. طی مقایسه غلظت فلزات با استاندارد جهانی WHO به جز فلز کادمیوم و آرسنیک همگی کمتر از استاندارد بودند. نتایج این مقایسه نشان داد که میانگین غلظت فلزات سنگین سرب، آرسنیک، روی، کروم، مولیبدن در منطقه مورد مطالعه کمترین مقدار و فلز کادمیوم بیشترین مقدار از حداکثر غلظت

قابل قبول در زمین‌های کشاورزی و استاندارد اروپا و استرالیا دارند. اما در مقایسه با استاندارد محیط زیست ایران فلزات کادمیوم، آرسنیک، و مولیبدن بالاترین حد و سایر فلزات دارای کمترین حد استاندارد بودند. اما این بالا بودن میزان فلزات تنها نمی‌تواند در اثر ورود شیرابه‌ها محل دفن زباله یا عوامل انسانی باشد بلکه بدلیل بالا بودن غلظت این فلزات در پوسته زمین منطقه مورد مطالعه باشد. مقادیر شاخص زمین انباشتگی در تمامی نمونه‌ها بین ۰/۳ تا ۵/۷۲ بود که نشان دهنده آلودگی شدید تا بسیار شدید البته برای فلز کادمیوم و مولیبدن بود، در نتیجه غلظت فلزات سنگین در خاک به منشأ طبیعی آنها ارتباط داشته است. نتایج شاخص جامع ریسک اکولوژی نشان داد ۶۷ درصد از داده‌ها در کلاس خطرکم و ۳۳ درصد از داده‌ها در کلاس خطر زیاد قرار داشتند. تجزیه و تحلیل نقشه پهنه‌بندی نشان داد که عناصر کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن منشاء زمین شناسی و کشاورزی دارند در واقع این فلزت به طور طبیعی در خاک وجود دارند اما فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی منجر به تجمع هر چه بیشتر این فلزات در خاک شده است. به طور کلی فلزاتی که قدرت غنی شدگی بیشتر از ۱ دارند نشان دهنده ی نقش فعالیت های انسان زاد در غنی شدگی این عناصر در خاک سطحی است . با توجه به نمونه برداری از شیرابه‌های منشاء گرفته شده از سایت دفن زباله دوهزار و مقایسه مقادیر فلزات سنگین موجود در شیرابه با مقادیر فلزات سنگین از نمونه-های خاک اخذ شده از سایت دفن زباله و اطراف آن چنین می‌توان نتیجه گرفت که افزایش و کاهش روند غنی شدگی فلزات سنگین در نمونه‌های اخذ شده کاملا مقادیری مشابه با مقادیر فلزات سنگین در شیرابه دارد. نتایج نشان داد که شیب خط آرسنیک و کادمیوم در نمونه-های خاک کاملا شبیه به شیب خط عنصر آرسنیک به کادمیوم در نمونه‌های شیرابه است لذا در صورتی که این نسبت‌های جبری و مقادیر نرمال شده مثل همدیگر باشند نشانگر هم منشائی بین دو عنصر ذکر شده موجود در شیرابه و خاک‌های اخذ شده از سایت دفن زباله و اطراف آن است و همچنین افزایش و کاهش همان عناصر در نمونه‌های شیرابه نیز خود دلیلی است بر منشاء گرفتن فلزات موجود در خاک‌های اخذ شده از سایت دفن زباله از شیرابه‌های ناشی از سایت می‌باشد. روند تغییر فلزات سنگین موجود در خاک همانند روند تغییر فلزات سنگین موجود در شیرابه می باشد که ثابت می کند فلزات موجود در خاک ناشی از ورود شیرابه می باشد.

جدول (۵): مقایسه تجمع فلزات در خاک منطقه تنکابن با سایر مناطق مختلف و استاندارد جهانی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

خاک محل نمونه برداری	سرب	کادمیوم	آرسنیک	کروم	روی	مولیبدن	منبع
شهر آران و بیدگل	۱۱/۴۱	۰/۷۲	–	–	۴۸/۵۹	–	روان‌خواه و همکاران، ۱۳۹۴
میدان نفتی اهواز	۲۵۱/۲۰	۰/۶۹	–	۱۴۱/۴۸	۱۳۲/۸۴	–	نظرپور و همکاران، ۱۳۹۶
آذربایجان غربی-اهر	۱/۷۸	۰/۹۹	۲۹/۷۶	–	۲/۲۶	۶/۳۹	هاتفی و همکاران، ۱۳۹۵
پاریز کرمان	۳۶/۵	–	۱۳/۱۲	۹۳/۶۶	۹۷/۳۰	۳/۰۸	طاهری و منصف، ۱۳۹۴
سنندج کردستان	۲۵/۴	۰/۱	۳/۸	۲۸/۷	۷۷/۲	–	Maleki et al., 2014
کرمانشاه	۱۸۶/۴۳	۱/۲۷	۷/۲۹	۱۱۵/۷۷	۵۵۳/۹۲	–	شاکری و همکاران، ۱۳۹۷
بوشهر	۱۱/۵۳	۲/۴۱	–	–	۵۲/۴۱	–	حق شناس و همکاران، ۱۳۹۷
نهاوند	–	–	–	۱۰۵/۰۹	۷۹/۶۴	–	شهبازی، و همکاران، ۱۳۹۱
تنکابن	۵۰/۵۱	۲۷/۴۸	۲۸/۵۸	۲۶/۲۰	۵۰/۲۷	۳۳/۴۴	مطالعه حاضر
استرالیا	۱۰۰	۵	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	–	El Bassam & Tietjen, 1977
اروپا	۳۰۰	۳	–	۱۵۰	۳۰۰	–	EC, 1986
USAEPA	۲۰۰	۰/۴۸	۰/۱۱	۱۱	۱۱۰۰	۲۵۳	US EPA, 2002
WHO	۱۰۰	۳	۲۰	۱۰۰	۳۰۰	–	WHO, 1993
محیط زیست ایران	۳۰۰	۳/۹	۱۷	۶۴	۲۰۰	۴	سازمان حفاظت محیط زیست ایران
حد مجاز برای انسان	۱۵۰	۴	۳۰	۲۵۰	۵۰۰	۴۰	
حد مجاز زمین کشاورزی	۷۵	۵	۴۰	۱۱۰	۵۰۰	۴۰	
حد مجاز جنگل	۲۹۰	۸	۷۰	۵۳۵	۵۰۰	۴۰	

٦- نتیجه گیری

با توجه به نتایج می‌توان نتیجه گرفت که در خاک محل دفن زباله شهر تنکابن آلودگی فلزات سنگین ناشی از زباله‌های شهری وجود دارد. فراوانی فلزات کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن در خاک این منطقه در مقایسه با پوسته زمین بیشتر می‌باشد. در بررسی فاکتور آلودگی فلز کادمیوم، آرسنیک و مولیبدن دارای آلودگی بسیار زیاد بودند. طی مقایسه فلزات با استانداردهای جهانی و محیط زیست ایران همه فلزات به جز فلز سرب، کروم و روی بقیه بالاتر از حد مجاز بودند. در کل عناصر موجود در خاک کاملاً تحت تاثیر شیرابه ناشی از سایت دفن زباله می‌باشند زیرا عناصر موجود در شیرابه و خاک سطحی زمین های کشاورزی، رودخانه‌ها دراری شیب و روندی مشابه با یکدیگر دارند. به طورکلی با توجه به این که خاک از مسیرهای اصلی انتقال عناصر شیمیایی به بدن موجودات زنده، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و از آنجا که خاک‌های اطراف محل‌های دفن

زباله‌های شهری تنکابن در معرض ورود انواع آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین قرار دارند، پیشنهاد می‌شود ضمن مدیریت تفکیک زباله در مبدأ، مکان‌های دفن زباله‌های فعلی به صورت مهندسی طراحی شوند و پایش منظم آلودگی عناصر بالقوه و دیگر آلاینده‌ها برای خاک این مناطق، و اثرات احتمالی آن بر سلامت سکونتگاه‌های تحت تأثیر، به ویژه برای کودکان صورت گیرد.

منابع

– احمدی، م.ر. ۱۳۹۶. تحلیلی بر اثرات دفع غیر بهداشتی زباله در ایجاد آلودگی‌های زیست محیطی، فصلنامه زیست محیط ایران، ص ۸۷.

– استاندارد کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن. ۱۳۹۱. سازمان محیط زیست ایران

– افشاری،ع.، خادمی، ح.، حجتی، س. ۱۳۹۴. ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در خاک های مرکزی استان زنجان بر اساس انواع شاخص های آلودگی. مجله پروهشهای حفاظت آب و خاک، شماره ۶، ص ۲۱-۴۰

– بدو، ک.، خلیلی، ا. ۱۳۸۹. بررسی معیارهای طراحی المان های مهندسی لندفیل ها برای دفن مواد زائد جامد در کشور، چهارمین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست.

– برزین، م.، خیرآبادی، ح.، افیونی، م. ۱۳۹۴. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی-علوم آب و خاک، شماره ۷۲، ص

– بزی، ف.، رضایی، م.،صیادی اناری، م. ۱۳۹۶. بررسی آلودگی خاک به فلزات سنگین با استفاده از شاخص فاکتور آلودگی درمحل دفن زباله شهری زاهدان. مجله محیط زیست و مهندسی آب. شماره ۲، ص ۱۸۰-۱۷۰

– جعفری، ک.، حافظی مقدس، ن.، مظلومی بجستانی، ع.، قزی، ا. ۱۳۹۵. بررسی آلایندگی فلزات سنگین در پایین دست محل دفن زباله‌های شهری اردبیل، محیط شناسی. شماره ۳، ص ۴۸۹-۵۰۶.

– حسین زاده، ف.، مومنی، ع.ا.، باقری، ر. ۱۳۹۷. بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاکهای اطراف لندفیل بهشهر. مجله یافته‌های نوین زمین شناسی کاربردی، شماره ۲۴، ص ۷۷-۸۸.

– خداکرمی، ل. ۱۳۸۸. ارزیابی منابع آلودگی‌های غیر نقطهای کشاورزی با استفاده از Rs و GIS. پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان.

– روان خواه، ن.، میرزایی، ر.، معصوم،س. ۱۳۹۴. ارزیابی شاخص های زمین انباشتگی و فاکتور آلودگی و تحلیل مؤلفه‌های اصلی در برآورد آلودگی خاک. مجله سلامت و محیط زیست، فصلنامه ی علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران. شماره ۳، ص ۳۴۵-۳۵۶.

– سردشتی، ح. ۱۳۹۲. شیمی تجزیهٔ در محیط زیست. انتشارات دانشگاه تهران. ۳۰۴ ص.

– شاکری، ع.، یوسفی، ف.، ۱۳۹۷. ارزیابی ریسک سلامت و منشاء عناصر بالقوه سمناک در خاک مکان های دفن زباله‌های غیر مهندسی استان کرمانشاه. مجله زمین شناسی مهندسی، شماره ۱، ص ۶۳-۸۴

– شجاعی، س. ۱۳۹۵. بازیافت زباله های شهری. انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ۱۲۰ ص.

– شهبازی، ع.، سفیانیان، ع.، میرغفاری، ن.، عین قلایی، م. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از شاخص های فاکتور آلودگی، زمین انباشتگی و شاخص جامع فاکتور آلودگی (مطالعه موردی: شهرستان نهاوند). محیط زیست و توسعه، شماره ۵، ص ۳۱-۳۸.

– صوفیانیان، ع.، سادات مدنی، ا.، عربی، م. ۱۳۹۳. ارزیابی ریسک آلودگی فلزات سنگین خاک از طریق تحلیل مولفه های اصلی و ترکیب رنگ کاذب در استان همدان ایران.

– طاهری، م.، منصف، ز. ۱۳۹۴. تجزیه و تحلیل ژئوشیمیایی رسوبات آبراه‌ای به منظور بررسی میزان غنی شدگی و توزیع عناصر سمی و بالقوه در برگه ۱:۱۰۰۰۰۰ پاریز. فصلنامه علمی و پروهشی زمین شناسی محیط زیست، شماره ۳۰، ص ۲۱-۳۳.

– عبدلی، م.ع. ۱۳۸۷. بازیافت مواد زائد جامد شهری، موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران، ص۵۷-۱۱۳.

– کریمی، ا. ۱۳۹۴. ارزیابی آلودگی آب های زیر زمینی با محلول شوری در نزدیکی محل دفن زباله‌های جامد شهری، مجله علمی و فناوری محیط زیست، شماره ۱۱، ص ۹۳۳-۹۴۰.

– محمدی، م. ۱۳۹۵. اثرات دفن پسماند شهری روی خصوصیات خاک جنگلی، اولین همایش ملی پژوهش های محیط زیست و کشاورزی ایران.

– مشایخی، ح.۱۳۸۰. نگاهی همه سویه به تنکابن. انتشارات مؤسسه چاپ و انتشارات دانشگاه تهران، ۷۰۳ص.

– هاتفی، ر.، خضری، م.، خدایی، ک.، شهسواری،ع.ا. مدبری، س.، فرهاد اسدیان، ف. ۱۳۹۵. ارزیابی آلودگی و ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در خاک‌های سطحی اطراف گرانیتوئیدهای منطقه اهر -آذربایجان شرقی. پژوهش‌های دانش زمین، شماره ۶۲، ص ۱-۲۰.

– یوسفی، ک.، تقی زاده، م.، درویشی، غ. ۱۳۹۳. تاثیر نفوذ شیرابه بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک محل دفن زباله شهری. نشریه شیمی و مهندسی شیمی ایران، دوره ۳۳، شماره۲.

– نظرپور، ا.، قنواتی، ن.، بابای نژاد، ت. ۱۳۹۶. ارزیابی سطح آلودگی و پتانسیل ریسک اکولوژیکی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی میدان نفتی اهواز. مجله سلامت و محیط زیست، فصلنامه‌ی علمی و پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران. شماره ۳، ص ۳۹۱-۴۰۰.

– حق شناس، ا.، حاتمی منش، م.، صادقی، م.، میرزایی، م.، محمدی بردکشکی، ب. ۱۳۹۷. سنجش و ارزیابی ریسک اکولوژی فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، مس و روی) در رسوبات مناطق ساحلی استان بوشهر. مجله مهندسی بهداشت محیط، شماره ۴، ص ۳۵۹-۳۷۴.

-Abou elnaga, E.H., EL-Moselhy, K.M., Hamed, M. A., 2005. Toxicity of cadmium and copper and their effecton some biochemical parameters of marine fish Mugil seheli. Egyptian. Journal of Aquatic Research, 31 (2): 60-71.

-Abrahim, G., Parker R. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. Environmental Monitoring and Assessment.136 (1-3):227-38.

-Adamcov, D. 2016. Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in Tanacetum vulgare L Journal Chemosphere, 185,1011-1018.

-Asakere, H. 2008. The application of Kriging method in interpolating rainfall; case study: interpolation of rainfall on December 17 1996, Iran Zamin. Iranian Journal of Geography and Development. 12: 25-42.

-Azim zadeh B. and Khademi H. 2014. Estimate to assess contamination concentrations of some heavy metals in soil surface areas of the province Mazandaran. J. Soil Water (Agri. Sci. Technol), 27(3), 548-559

-Balaji, R.O., Upmanu, L. 1998. Locally weighted polynomial estimation of spatial precipitation. Journal of Geographic Information and Decision Analysis, 2(2): 44-51.

-Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A. & Sáez, A. E. 2012. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. Science of the Total Environment, 433**,** 58-73.

-Ebrahimpour, M., Mushrifah, I. 2008. Heavy metal concentrations in water and sediments in Tasik Chini, freshwater lake, Malaysia. Environ Monit Assess. 2008 Jun; 141(1-3):297-307.

-European Commission EC, European Commission Office for Official publications of the European Communities; Luxembourg; Council Directive 66/278/EEC on the protection of environment and in particular of soil, when sewage sludge is used in agriculture, 1986.

-El Bassam, N., Tietjen, C. 1977. Municipal sludge as organic fertilizer with special reference to the heavy metals constituents. In Soil Organic Matter Studies, Volume 2.

-FAO/WHO, List of maximum levels recommended for contaminants by the joint FAO/WHO codex Alimentarias Commission. 2nd series, CAC/FAL, 1976, 3: 1- 8

-Gurumoorthi, K., Venkatachalapathy, R. 2016. Spatial and seasonal trend of trace metals and ecological risk assessment along Kanyakumari coastal sediments, southern India. Pollution, 2(3):269-87.

-Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water research.14(8):975-1001.

-Ibitoye, A., Ipinmoroti, K., Amoo, I. 2005. Effect of municipal refuse dump on the physic chemical properties of soil and water. Nigerian Journal of Soil Science. 15(2):122-28.

-Juang, K.W., Lee, D.Y., Ellsworth, T.R. 2001. Using rank-order geostatistics for spatial interpolation of highly skewed data in heavy metal contaminated site. Journal of Environmental Quality. 30: 894-903.

-Kalantari, M., Ghezelbash, S., Jabari, K. 2009. Spatial analysis of urban delinquency using Kernel density estimation model; case study: offences of mischief and conflicts in the city of Zanjan. Journal of Security and Social Order Strategic Studies. 3: 73-100.

-Kang Tssung, C. 2004. Introduction to geographic information system. 2nd Edition, McGraw Hill. 109p.

-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, 193-205,

-Kudlek, E., Bohdziewicz, J., Dudziak, M. 2015. Photocatalytic oxidation of carbamazepine in theaquatic environment, Editor: Markoš, J., In Proceedings of the 42nd International Conference of Slovak Society of Chemical Engineering, Tatranské Matliare, Slovakia, 63–72

-Lam, C.H., Ip A.W., Barford, J.P., McKay, G. 2010. Use of incineration MSW ash: a review. Sustainability, 2(7):1943-68.

-Maleki, A., Amini, H., Nazmara, S.H., Zandi, S., Mahvi, A.H. 2014. Spatial distribution of heavy metals in soil, water, and vegetables of farms in Sanandaj, Kurdistan, IranJournal of Environmental Health Science & Engineering. 12, 36: 1-10.

-Marusia Rentería-Villalobos. 2018. Distribution of Chemical Species in the Water-Soil-Plant (Carya illinoiensis) System near a Mineralization Area in Chihuahua, Mexico—Health Risk Implications. International Journal of Environmental Research and Public Health. 15(7),
-Modin, H. 2012. Modern landfill leachates quality and treatment, 2012. Phd dissertation, Lund university
-Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geo Journal, 2:108-18
-Mustafa, G., Komatsu, S. 2016. Toxicity of heavy metals and metal-containing nanoparticles on plants. Biochim Biophys Acta.1864 (8):932-44.
-Seneviratne, M. et al. 2016. Investigating soil moisture–climate interactions in a changing climate: A review Journal Botany 105 pp 19–24,
-Suthar, S., Nema, A.K., Chabukdhara, M., Gupta, S.K. 2009. Assessment of Metals in Water and Sediments of Hindon River, India: Impact of Industrial and Urban Discharges. Journal of hazardous materials, 171 (3):95-108.
-Swati Ghosh, P., Tanay, D. M., and Thaku, I. S. 2014. In vitro toxicity evaluation of organic extract of landfill soil and its detoxification by indigenous pyrene-degrading Bacillus sp. ISTPY1, Int. Biodeter. Biodeg., 90, 145–151,
-USEPA. United States Environmental Protection Agency. 2002. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
-Visvanathan, C., Tubtimthai, O., Kuruparan, P. 2004, Proc. Int. Conf. on APLAS Kitakyushu, Japan
-WHO. 1993. World Health Organization, Standard maxima for metals in Agricultural soils.
-Wang, J., Liu, W., Yang, R., Zhang, L., Ma, J. 2013. Assessment of the potential ecological risk of heavy metals in reclaimed soils at an opencast coal mine. Disaster Adv.1;6:366-77