اثرات شیرابه زباله بر آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های آهکی منطقه میاندوآب

علی صمدی[۱]، سالار رضاپور[۲*]، یوآنس کالاروزیوتیس [۳]، نادر قائمیان[۴]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۳/۰۸ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۸/۲۷)

چکیده

امروزه آلودگی عناصر سنگین ناشی از شیرابه زباله به علت پتانسیل آن‌ها برای تأثیرگذاری بر سلامت انسان از طریق زنجیره غذایی بسیار جدی شده است. در این مطالعه تأثیر شیرابه زباله بر تجمع برخی شاخص‌های آلایندگی عناصر سنگین خاک (Zn، Cd، Ni، Pb، Cu، Mn) در چهار سایت مختلف خاک ارزیابی شد. نتایج نشان داد که عناصر سنگین در خاک‌های تحت نفوذ شیرابه به‌طور معنی‌دار به‌صورت توالی Zn> Cd> Ni> Pb> Cu> Mn تجمع یافته‌اند. با این وجود تنها مقدار کادمیوم بیش‌تر از مقدار استانداردهای ملی و بین‌المللی بود. بر اساس فاکتور آلودگی (Cf) عناصر کادمیوم و روی در اکثر اراضی تحت نفوذ شیرابه در کلاس آلودگی شدید ($۶>Cf\geq۳$) و سایر عناصر در کلاس آلودگی متوسط (سرب، نیکل، مس و منگنز $۳>Cf\geq۱$) قرارگرفته‌اند. درجه آلودگی تغییریافته (MPI) کلاس آلودگی متوسطی ($۵>MPI\geq۳$) را نشان داد که بیش‌ترین مقدار آن در سایت شماره دو مشاهده شد.. مقدار متوسط فاکتور درجه آلودگی تغییریافته (mC_d) که کلاس متوسط آلودگی ($۴>mC_d\geq۲$) ایجاد کرده بود، در سایت‌های مختلف تحت تماس با شیرابه به‌صورت توالی $P_2>P_3>P_4>P_1$ بود. این توالی می‌تواند احتمالاً ناشی از کمیّت وکیفیت شیرابه باشد. بطورکلی نتایج این تحقیق می‌تواند ابزار ارزشمندی برای اعمال مدیریت‌های مناسب و استراتژیک دفن زباله در سطح منطقه‌ای و ملی باشد.

واژه‌های کلیدی: سلامت انسان، خواص خاک، شاخص آلودگی، سایت خاک

صمدی ع.، رضاپور س.، کالاروزیوتیس ی.، قائمیان ن. ۱۳۹۸. اثرات شیرابه زباله بر آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های آهکی منطقه میاندوآب. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۷ شماره ۳. ص: ۱۱۰-۱۲۱.

۱- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی،دانشگاه ارومیه
۲- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه(مکاتبه کننده)
۳- دانشکده علوم و فنون، دانشگاه آزاد هلینیک، تاسامادو. یونان
۴-مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی
*پست الکترونیک: S_Rezapour2000@yahoo.com

مقدمه

با افزایش رو به رشد جمعیت و نیازهای مصرفی آن تولید زباله از منابع مختلف هر روزه افزایش می‌یابد به‌طوری که امروزه یکی از معضلات مهم و اساسی جامعه بشری تولید زباله از منابع مختلف و اثرات آلایندگی آن‌ها بر چرخه آب، خاک و گیاه است. عموماً زباله‌ها از منابع مختلف مانند منازل مسکونی، بخش‌های صنعتی، تأسیساتی و خدماتی ایجاد می‌شوند که پس از انتقال به محل‌های دفن تولید شیرابه کرده و این شیرابه‌ها می‌توانند اثرات مخربی به‌ویژه از لحاظ آلایندگی با عناصر سنگین بجای بگذارند. شیرابه جریان مایعی بوده که از محل دفن زباله خارج شده و شامل مواد سمّی و غیرسمی است (Renou *et al, 2008*). دلیل اصلی و بنیادی توجه مجامع علمی به موضوع آلودگی شیرابه و تصفیه آن، خطر احتمالی آلوده شدن منابع آبی و خاک و تا حدودی هوا توسط شیرابه و گازهای متصاعد شده از آن بوده که تبعات خطرناکی دارد. چرا که شیرابه مراکز دفن زباله در حقیقت فاضلابی پیچیده با آلودگی بالا می‌باشد (Christensen *et al*, 1993). عناصر سنگین یا کم‌مصرف به عناصری گفته می‌شود که در پوسته زمین در مقادیری کم‌تر از ۰/۱ درصد یافت می‌شوند (Adriano, 2001). وزن اتمی این عناصر بین ۶۳/۵۰ تا ۲۰۰/۶ گرم و جرم مخصوص آن‌ها بزرگ‌تر از پنج گرم در سانتی مترمکعب است. در واقع اصطلاح عناصر سنگین یا کم‌مصرف به هر عنصری که دارای چگالی بالا باشد اطلاق می‌شود (Lenntech Water Treat & Air Purification, 2004). عناصر فوق در غلظت‌های کم خطرات قابل توجهی را ایجاد نمی‌کنند اما وقتی بعضی از آن‌ها مانند روی، مس، کادمیوم، سرب و نیکل که از عناصر مورد نیاز موجودات زنده نمی‌باشند، غلظت آن‌ها از دامنه مجاز خارج شود، می‌تواند باعث آلودگی اکوسیستم‌های طبیعی و زراعی شوند (Rezapour *et al*, 2015). به‌طور طبیعی خاک تا حدودی توانایی جذب و نگهداری این عناصر را دارد اما اگر ظرفیت خاک اشباع شود خاک با خطر آلودگی روبه‌رو خواهد شد. درنتیجه به‌منظور جلوگیری از آلودگی محیط‌زیست توسط این عناصر و از طرفی دیگر با در نظر گرفتن جنبه تغذیه‌ای بعضی از آن‌ها، بررسی رفتار این عناصر با ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و فعالیت‌های مدیریتی انسان به‌ویژه در بعضی از خاک‌هایی که برای مدت زمان نسبتاً طولانی تحت تأثیر شیرابه بودند، امری اجتناب‌ناپذیر هست. در استان آذربایجان غربی مانند بسیاری از نقاط ایران دفن زباله‌های شهری و تبعات ناشی از آن معضل جدی و عامل نگرانی شده است. در بعضی از شهرستان‌های این استان زباله‌های شهری به خارج از شهر و در برخی مواقع در اراضی زراعی دفن و انباشته می‌شوند که شیرابه‌های حاصل از آن‌ها می‌تواند باعث کاهش کیفیت خاک و آلودگی آن شود. با این وجود تحقیقاتی در ارتباط با اثر این شیرابه‌های زباله بر کیفیت و کمیّت عناصر سنگین خاک به‌ویژه در اراضی زراعی انجام نشده است. در منطقه مورد مطالعه برای بیش از ده سال است که زباله‌های شهرستان میاندوآب و حتی شهرستان‌های اطراف به صورت غیر مهندسی دفن می‌شود. شیرابه حاصل از این زباله‌ها به اراضی کشاورزی پایین‌دست در جهت شیب زمین حرکت کرده و خساراتی را به اراضی زراعی وارد کرده و منجر به چالش‌های اجتماعی شده است. اما با این وجود روند دفن و انباشت زباله در این منطقه همچنان ادامه دارد . براین اساس تحقیق حاضر در راستای بررسی تأثیر شیرابه‌های حاصل از دفن زباله‌های شهرستان میاندوآب بر مقدار، پراکنش و آلودگی احتمالی بعضی عناصر سنگین با اهداف بررسی تأثیر شیرابه‌های زباله بر مقدار، توزیع و پراکنش عناصر منگنز، روی، مس، کادمیوم، سرب و نیکل و هم‌چنین تأثیر شیرابه زباله بر فاکتور آلودگی، شاخص آلودگی تغییریافته و درجه آلودگی تغییریافته انجام شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در شهرستان میاندوآب در استان آذربایجان غربی واقع شده است. این شهر در جنوب دریاچه ارومیه و مابین دو رودخانه زرینه‌رود و سمینه‌رود واقع شده است. این منطقه در طول جغرافیایی ۴۶ درجه و ۶ دقیقه از نصف‌النهار گرینویچ و در عرض ۳۶ درجه و ۵۸ دقیقه شمالی از خط استوا در وسط جلگه‌های منتهی به دریاچه ارومیه با ارتفاع ۱۳۱۴ متر از سطح دریا قرار دارد. آب و هوای این منطقه

نیمه‌خشک با میزان بارندگی سالیانه ۳۱۵ میلی‌متر و رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک، زریک و مزیک است. در عملیات صحرایی تعداد هشت پروفیل در طول یک ترانسکت به‌صورت متناظر چهار پروفیل در اراضی تحت نفوذ شیرابه (یک، سه، پنج و هفت) و چهار پروفیل در اراضی بدون تأثیرپذیری مستقیم از شیرابه به‌عنوان شاهد (دو، چهار، شش و هشت) حفر، تشریح و نمونه-برداری شد (جدول ۱). سپس از خاک سطحی هر پروفیل تعدادی نمونه‌های ترکیبی برداشت و مقایسه‌ی آماری بین خاک‌های تحت تأثیر شیرابه‌ی زباله و شاهد انجام شد (شکل ۱). همان‌طور که در شکل ۱ مشخص است جریانی از شیرابه زباله در سطح اراضی و در جهت شیب زمین جریان یافته است که در تصویر به‌صورت رنگ سیاه مشاهده می‌شود و حاشیه چپ و راست این شیرابه تأثیرپذیری آنچنانی از شیرابه ندارند. بنابراین سایت‌های شاهد در این منطقه انتخاب شدند.

تجزیه‌های آزمایشگاهی

ویژگی‌های شیمیایی خاک شامل توزیع اندازه‌ی ذرات، pH، هدایت الکتریکی (EC)، کربن آلی، کربنات کلسیم معادل و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) بر اساس روش‌های استاندارد(Carter & Gregorich, 2008) تعیین شدند. برای اندازه‌گیری غلظت کل عناصر سنگین (منگنز، روی، مس، کادمیوم، سرب و نیکل) مقدار دو گرم خاک هوا خشک شده را در لوله هضمی با گنجایش ۱۵۰ میلی‌لیتر توزین کرده و ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۱:۱ به آن افزوده و مخلوط شد. روی لوله با شیشه ساعت پوشانده (تا قطره‌های بخار به داخل مخلوط برگردند) و به‌مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۹۵ درجه سانتی‌گراد و تا حدی که مخلوط نجوشد، حرارت داده شد. پس از خنک شدن، پنج میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ به آن افزوده و روی لوله با شیشه ساعت پوشانده و به مدت ۳۰ دقیقه در دمای کم‌تر از نقطه‌جوش حرارت داده شد. این مرحله مجدداً تکرار و نمونه (بدون اینکه بجوشد) حرارت داده شد تا حجم آن به پنج میلی‌لیتر برسد. پس از خنک شدن نمونه دو میلی‌لیتر آب مقطر و سه میلی‌لیتر آب اکسیژنه به آن افزوده و نمونه حرارت داده شد تا با آب اکسیژنه واکنش نشان دهد. افزودن آب اکسیژنه در مقادیر یک میلی‌لیتری تا جایی ادامه پیدا کرد که واکنشی در محلول دیده نشد. پس از خنک شدن، پنج میلی‌لیتر اسیدکلریدریک غلیظ و ۱۰ میلی‌لیتر آب مقطر به آن افزوده و روی لوله با شیشه‌ی ساعت پوشانده و به‌مدت ۱۵ دقیقه حرارت داده شد. نمونه‌ها پس از خنک شدن با استفاده از کاغذ صافی (که با اسید رقیق HCL^{IN} شسته شده بود) به داخل بالن ژوژه ۵۰ میلی‌لیتری صاف شد. سپس بالن با آب دیونیزه به حجم رسانده شد. پس از به هم زدن نمونه‌ها غلظت عناصر فوق‌الذکر توسط دستگاه جذب اتمی مدل SHIMADZUAA-6300 تعیین شد (Soon *et al*, 1993). تجزیه و تحلیل داده‌ها بر اساس آزمون t-test و با استفاده از نرم افزار SPSS (20) انجام شد. برای ارزیابی آلودگی خاک فاکتور آلودگی، شاخص آلودگی تغییریافته، درجه آلودگی تغییریافته و RTE به‌صورت زیر محاسبه شد.

جدول ۱- موقعیت، بعضی ویژگی‌های عمومی و طبقه‌بندی خاک‌های مطالعه شده

Table 1. Location, some general characteristics and classification of the investigated soils

Profiles		Latitude	Longitude	Elevation	Slope	Soil classification
		Deg, Min, Sec	Deg, Min, Sec	(m)		
1	Landfill leachate	36° 57' 21.2"	46° 13' 40.8"	1350	Ba	Typic Calcixerepts
2	Control	36° 57'22.8 "	46° 13' 39.4"	1351	Ba	Typic Calcixerepts
3	Landfill leachate	36° 57'18.4"	46° 13' 32.7"	1358	Bb	Typic Calcixerepts
4	Control	36° 57'20.4 "	46° 13' 35.7"	1354	Bb	Typic Calcixerepts
5	Landfill leachate	36° 57'14.4 "	46° 13' 23.0"	1363	Bb	Typic Calcixerepts
6	Control	36° 57'16.4"	46° 13' 25.0"	1360	Bb	Typic Calcixerepts
7	Landfill leachate	36° 57'14.4 "	46° 13' 31.6"	1355	Bb	Typic Calcixerepts
8	Control	36° 57'45.6 "	46° 13' 37.6"	1353	Bb	Typic Calcixerepts

شکل ۱- موقعیت جغرافیایی پروفیل‌ها و محل دفن زباله شهرستان میاندوآب

Figure 1. Gographical location of Profiles and waste landfil of Miandoab region

شاخص‌های آلودگی

۱-فاکتور آلودگی (*Cf*) Contamination factor

$$Cf = \frac{C_i}{C_b} \qquad (۱)$$

C_i: غلظت فلز در خاک تحت تأثیر شیرابه زباله

Cb: غلظت فلز در خاک شاهد (غلظت اندازه‌گیری شده در اراضی که تحت تأثیر شیرابه نیستند، می‌باشد).

در این فرمول $Cf < ۱$ بیانگر آلودگی کم $۱ \leq Cf < ۳$، آلودگی متوسط، $۳ \leq Cf < ۶$، آلودگی زیاد و $Cf \geq ۶$ آلودگی خیلی زیاد است(Hakanson *et al*,1980) .

۲- شاخص آلودگی تغییریافته Modified Pollution Index (MPI)

$$MPI=\sqrt{\frac{(Cf_{average})^2+(Cf_{max})^2}{2}} \qquad (۲)$$

$Cf_{average}$: میانگین فاکتور آلودگی

Cf_{max}: ماکزیمم فاکتور آلودگی

در معادله کلاس‌های مختلف آلودگی به‌صورت:

$MPI < ۱$ عدم آلایندگی، $۱ < MPI < ۲$ آلودگی کم، $۲ < MPI < ۳$ آلودگی متوسط، $۳ < MPI < ۵$ آلودگی متوسط تا زیاد، $۵ < MPI < ۱۰$ آلودگی زیاد و $MPI > ۱۰$ آلودگی خیلی زیاد می‌باشد (Hakanson, 1980; Nemerow, 1991; Brady *et al.*, 2015).

۳- درجه آلودگی تغییریافته Modified Degree of Contamination (mC_d)

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^{n} Cf^i}{n} \qquad (۳)$$

Cf^i: فاکتور آلودگی، n: تعداد عناصر

در این معادله نیز کلاس‌های مختلف به‌صورت زیر تعریف شده است: $mC_d < ۱/۵$ کلاس بدون آلودگی، $۱/۵ < mC_d < ۲$ کلاس آلودگی کم، $۲ \leq mC_d < ۴$ کلاس آلودگی متوسط، $۴ \leq mC_d < ۸$ کلاس آلودگی متوسط تا زیاد، $۸ \leq mC_d < ۱۶$ کلاس آلودگی زیاد، $۱۶ \leq mC_d < ۳۲$ کلاس آلودگی خیلی زیاد، $mCd > ۳۲$ کلاس بی‌نهایت آلوده می‌باشد(Hakanson, 1980; Nemerow, 1991; Brady *et al.*, 2015).

نتایج و بحث

۱-تأثیر شیرابه زباله بر خواص شیمیایی خاک

خاک‌های مورد مطالعه در هر دو منطقه تحت تأثیر شیرابه زباله و شاهد، قلیایی و آهکی بودند و از لحاظ طبقه‌بندی در زیرگروه Typic Calcixerepts قرار گرفتند (Survey Staff, 2014 .Soil) شیرابه پس از ورود به خاک‌های منطقه مورد مطالعه تأثیر قابل توجهی بر اکثر ویژگی‌های شیمیایی خاک ایجاد کرده است (جدول ۲). بر اساس نتایج ارائه شده درجدول ۲، شیرابه پس از تماس با خاک، pH خاک را ۰/۱۷ تا ۰/۳ واحد کاهش داده که این کاهش احتمالاً ناشی از اسیدهای آلی و معدنی موجود در شیرابه زباله می‌باشد. از طرفی به علت اینکه در خاک‌های آهکی و قلیایی هرگونه کاهش در

pH خاک باعث بهبود خواص کیفی خاک می‌شود (Rezapour & Samadi, 2012). بنابراین این تأثیر کاهش شیرابه زباله بر pH خاک می‌تواند یک تغییر مثبت در کیفیت خاک محسوب شود. همان‌طورکه قبلا اشاره شد بازدید میدانی و عملیات صحرایی، آلودگی اراضی در معرض نفوذ شیرابه را نشان دادند. ماده آلی نیز در دامنه ۱۵ الی ۲۴ درصد افزایش یافت که چنین رویکردی نیز می‌تواند به‌عنوان یک تغییر مثبتی در کیفیت خاک محسوب شود. به‌عبارتی ماده آلی شیرابه باعث بهبود کیفیت ساختمان خاک، بهبود تهویه، افزایش نفوذپذیری و بهبود باردهی و حاصلخیزی خاک می‌شود (Brady *et al*, 2015). در مقابل شوری خاک در اراضی تحت تأثیر شیرابه زباله در دامنه ۱۹ تا ۱۱۳ واحد افزایش داشت که این افزایش یک تغییر منفی در خاک محسوب شده زیرا هرگونه افزایش در شوری خاک به‌ویژه در اراضی مناطق خشک و نیمه‌خشک باعث ایجاد ویژگی‌های منفی از قبیل افزایش فشار اسمزی به‌عنوان یکی از عوارض شوری بالا در خاک می‌شود (Rezapour & Samadi, 2012). ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک نیز یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی خاک بوده که توانایی خاک برای نگهداری مواد غذایی و آب در خاک و هم‌چنین حاصلخیزی طبیعی خاک را نشان می‌دهد. رابطه ظرفیت تبادلی کاتیونی خاک با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک با افزایش درصد رس و مواد آلی و pH میزان بارهای منفی کلوئیدهای خاک افزایش و درنتیجه ظرفیت تبادل کاتیونی خاک افزایش می‌یابد (Brady *et al*, 2015). در این پژوهش دامنه ظرفیت تبادل کاتیونی خاک از ۱۶ تا ۱۹ درصد در اراضی تحت تأثیر شیرابه زباله نسبت به شاهد افزایش یافت که می‌تواند ناشی از تأثیر مواد آلی باشد. چنین نتیجه‌ای توسط محققان دیگر نیز گزارش‌شده است (Churchman & Burke, 1991). بر اساس یافته‌های پژوهش حاضر، شیرابه زباله کربنات کلسیم را نسبت به اراضی شاهد دو تا هشت درصد افزایش داد که این افزایش از لحاظ آماری معنی‌دار بود. علت اصلی چنین رفتاری ممکن است مربوط به بعضی ترکیبات اسیدی موجود در زباله باشد که احتمالاً باعث انحلال بخشی از آهک خاک شده و به خاک زیرسطحی انتقال یافته است.

۲-تأثیر شیرابه بر مقدار و توزیع عناصر سنگین

شیرابه زباله غلظت عناصر شش‌گانه این مطالعه (Mn، Zn، Cu، Pb، Cdو Ni) را به‌طور معنی‌داری افزایش داده است. اما این افزایش در سایت‌های مختلف خاک از روند یکسانی برخوردار نبود. این رفتار نشان می‌دهد که عکس‌العمل ویژگی‌های متفاوت خاک‌های این مطالعه در مقابل شیرابه ورودی و عناصر موجود در آن از روند یکسانی تبعیت نکرده است که در تحقیقات گذشته نیز اشاره شده است. رضاپور و همکاران (Rezapour *et al*, 2011, 2015, 2016, 2017). نشان دادند که تغییر در ویژگی‌هایی از خاک مانند تیپ خاک، شیب، مقدار رس، کانی‌های رسی و زمین نما می‌تواند مقدار، پراکنش و رفتار عناصر سنگین را تغییر دهد. دامنه تغییرات منگنز در اراضی تحت نفوذ شیرابه زباله و اراضی شاهد به ترتیب ۱۷۳ تا ۹۴۲ میلی‌گرم در کیلوگرم و ۲۰۸ تا ۸۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که مقایسه آن‌ها با همدیگر نشان می‌دهد شیرابه مقدار این عنصر را از دو درصد (پروفیل ۱) تا حدود ۲۵ درصد (پروفیل ۴) افزایش داده است. با این وجود مقدار منگنز کم‌تر از حداکثر قابل قبول آن بود که ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Kabata-Pendias, 2010). مقدار روی در اراضی تحت نفوذ شیرابه افزایش قابل توجهی را نشان داد و این افزایش حدوداً سه برابر شاهد بود. در واقع در بین عناصر مورد مطالعه شیرابه بیش‌ترین افزایش را در غلظت روی ایجاد کرده بود. افزایش غلظت این عنصر در پروفیل‌های یک تا چهار به‌صورت توالی $P_2>P_4>P_3>P_1$ بود و با مقایسه این مقادیر به دست آمده با حداکثر قابل قبول (۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) گزارش شده (Kabata-Pendias, 2002; Iran-EPA, 2013). ملاحظه می‌شود که غلظت این عنصر در اراضی تحت تأثیر نفوذ شیرابه بسیار نزدیک به این مقدار بحرانی است.

جدول ۲ –مقایسه بعضی ویژگی‌های شیمیایی اراضی تحت تأثیر شیرابه زباله و اراضی شاهد

Table 2. The comparing of some chemical characteristics of soils affected by waste leachate and control soils

	Parameters	Waste leachate		Control		Changes (%)
		Range	Mean	Range	Mean	
Profile 1	pH	6.08-7.74	7.46	7.48-7.92	7.73	-3.49
	EC ($Ds.m^{-1}$)	3.24-8.17	3.50	1.09-6.99	1.87	87.01**
	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	14.63-27.4	21.49	14.58-29.5	18.84	16.5
	OM ($g\ kg^{-1}$)	13-22.3	18.7	11.9-21.6	16.2	15.43
	CCE ($g\ kg^{-1}$)	55-105	85.2	70-105	83.7	2
Profile 2	pH	7.02-7.65	7.45	7.54-7.75	7.66	-2.74
	EC ($Ds\ m^{-1}$)	3.15-6.92	3.79	1.30-5.17	1.87	102.30***
	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	15.34-34.9	24	13.15-36.1	20.11	19.3
	OM ($g\ kg^{-1}$)	1.09-33.8	21.8	22.3-29.4	17.5	24.71
	CCE ($g\ kg^{-1}$)	70-200	110	45-180	102	8
Profile 3	pH	7.14-7.45	7.32	7.31-7.63	7.5	-2.31
	EC ($Ds\ m^{-1}$)	5.32-10.08	5.98	1.55-9.05	2.8	113.69***
	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	14.27-27.5	18.43	12.17-20.7	15.67	17.59
	OM ($g\ kg^{-1}$)	15.4-26.3	19	10.6-18.8	15.7	20.93
	CCE ($g\ kg^{-1}$)	130-180	162	110-145	153	6.2
Profile 4	pH	7.1-7.72	7.50	7.59-7.89	7.77	-3.34
	EC ($Ds\ m^{-1}$)	2.08-6.95	3.40	1.08-6.24	2.85	19.41
	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	16.99-31.1	24.6	14.2-39.5	20.63	19.2
	OM ($g\ kg^{-1}$)	16.8-33.8	22.7	15.4-23.2	18.5	22.26
	CCE ($g\ kg^{-1}$)	105-120	110	75-174	103	6.8

(P≤0.05), ** (P≤0.01), * (P≤0.001)*

بنابراین ادامه روند فعلی می‌تواند در آینده نزدیک باعث آلودگی روی این اراضی و احیاناً محصولات زراعی شود. روی یک عنصر ضروری برای گیاهان بوده اما در غلظت بالا می‌تواند باعث مسمومیّت و آلودگی گیاهان مختلف شود. عمدتاً در خاک‌های آهکی مانند خاک‌های این منطقه غلظت روی قابل استفاده کم می‌باشد. اما در این خاک‌ها احتمال تشکیل شکل‌های یونی دیگری از روی به‌ویژه $ZnCl^{+}$، $ZnOH^{+}$، $ZnHCO_3^{+}$، ZnO_2^{-2}، $Zn(OH)_3^{-}$ و $ZnCl_3^{-}$ که قابل جذب گیاه و متحرک بوده می‌توانند در دامنه آلایندگی جذب گیاهان شده و بنابراین زمینه آلایندگی خاک‌های منطقه مورد مطالعه را فراهم سازند (Kabata-Pendias, 2010). آوسی و دوسی (Avci & Deveci, 2013). در مطالعه بعضی از خاک‌های آهکی و قلیایی ترکیه دامنه آلایندگی جذب روی برای گیاهان مختلف را گزارش کردند. یکی از دلایل اصلی افزایش عنصر روی این مطالعه بقایای لاستیک وسایل نقلیه بوده که ساختار آن‌ها سرشار از روی بوده که در مطالعات گذشته نیز گزارش شده است (Ma *et al*, 2018). در بررسی مس در اراضی تحت تأثیر شیرابه مشاهده شد که دامنه تغییرات مس از ۲۳ تا ۳۱/۹ افزایش یافته و توزیع پروفیلی آن در اراضی تحت تأثیر شیرابه به‌صورت $P_1>P_4>P_3>P_2$ بود. با مقایسه این مقادیر با دامنه قابل قبول آن برای ایران (۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)(Iran-EPA, 2013) و جهانی (۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم)(Kabata-Pendias, 2002)، ملاحظه می‌شود که اراضی مورد مطالعه آلوده به مس نیستند. بر اساس نتایج پژوهش حاضر، غلظت کادمیوم در مقایسه با اراضی شاهد در پروفیل‌های مختلف از ۱۸۸/۸ تا ۲۴۶/۴ افزایش یافته و میانگین غلظت این عنصر که ۶/۲ تا ۶/۷ برابر شاهد بود در خاک‌های فوق به‌صورت توالی $P_3>P_1> P_1=P_4$ بود. با در نظر گرفتن این نتایج و دامنه قابل قبول گزارش شده برای کادمیوم در ایران (Iran-EPA, 2013) و جهان (Kabata-Pendias, 2010) به‌ترتیب پنج و سه میلی‌گرم بر کیلوگرم است،

مشخص می‌شود که شیرابه زباله باعث آلودگی خاک‌های این منطقه به کادمیوم شده است. کادمیوم یک عنصر غیر ضروری برای تغذیه گیاهان بوده و غلظت‌های نسبتاً کم می‌تواند اثرات سمّی برای گیاهان ایجاد کند (Kabata-Pendias, 2010). غلظت شکل‌های قابل جذب کادمیوم در خاک به‌شدت به مقادیر pH و کربنات کلسیم خاک وابسته بوده و در خاک‌های آهکی و قلیایی عموماً به‌صورت ترکیباتی مانند $CdCl_3$ و $Cd(OH)_3$ رسوب می‌کنند (Kabata-Pendias, 2010). با این وجود امکان حضور کادمیوم در این خاک‌ها به‌صورت یون‌هایی مانند $CdHCO_3^+$، $CdOH^+$، $Cd(OH)_3^-$ و $Cd(OH)_4^{2-}$ وجود داشته که می‌توانند جذب گیاهان شده و باعث آلودگی این گیاهان شود (Ariano, 2001; Kabata-Pendias, 2001). با توجه به اینکه خاک‌های این مطالعه نیز از نوع قلیایی و آهکی بوده و غلظت کادمیوم آن‌ها نیز بالاتر از حداکثر قابل قبول بوده، بنابراین احتمالاً جذب و انتقال کادمیوم از این خاک‌ها به گیاهان زراعی منطقه محتمل است. مقادیر سرب در اراضی تحت تأثیر شیرابه زباله در دامنه ۲۹ تا ۱۰۰ درصد نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش نشان می‌دهد و این افزایش در پروفیل‌های مختلف به‌صورت $P_2>P_4>P_3>P_1$ بود. مقایسه این نتایج با منابع داخلی (Iran-EPA, 2013) که حد بحرانی سرب را ۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام کرده، پروفیل‌های دو و سه نسبت به این عنصر آلوده بوده اما بر اساس منابع خارجی که مرز بحرانی سرب را ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده‌اند (Kabata-Pendias, 2010). خاک‌های منطقه مورد مطالعه زیر حد بحرانی این عنصر بوده و عدم آلودگی را نشان می‌دهند. غلظت نیکل در اراضی چهارگانه تحت نفوذ شیرابه در دامنه ۴۸ تا ۷۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود. مقایسه نتایج به دست آمده از خاک‌های مورد مطالعه با حداکثر دامنه قابل قبول آن بر اساس استانداردهای کشور و جهانی که ۱۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده (Kabata-Pendias, 2002; Iran-EPA,) 2013 .بیانگر عدم آلایندگی این اراضی با نیکل می‌باشد. در حالی‌که در مقایسه با اراضی شاهد، شیرابه زباله باعث افزایش ۸۳ تا ۹۹ درصد غلظت نیکل در اراضی تحت تأثیر خود شده است.. به‌طورکلی ورود شیرابه زباله به اراضی منطقه مورد مطالعه باعث افزایش معنی‌داری اکثر این عناصر مورد مطالعه شده و این افزایش برای روی و کادمیوم بسیار بیش‌تر از سایر عناصر بود. افزایش غلظت عناصر سنگین به خاک بعد از تماس با شیرابه زباله در سایر مطالعات نیز گزارش شده است. در این راستا، ویت و همکاران (Waite *et al.*, 2015) و آدامکوا و واورکوا (Adamcova & Vavercova, 2016) افزایش معنی‌دار جیوه، سرب، نیکل و کروم پس از ورود شیرابه زباله به اراضی جمهوری چک و هند را گزارش کردند. میانگین افزایش عناصر شش‌گانه در اراضی تحت تأثیر شیرابه زباله به‌صورت توالی Zn>Cd>Ni>Pb>Cu>Mn بود که علت اصلی آن می‌تواند ناشی از کیفیت و کمیت شیرابه وارد شده به این اراضی باشد. چنین نتایجی نشان می‌دهد که عکس‌العمل خاک‌ها در برابر شیرابه ورودی به آن‌ها از روند یکسانی پیروی نکرده که دلیل آن می‌تواند ناشی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مختلف این خاک‌ها و اثرات متقابل مابین خاک‌های یادشده و شیرابه ورودی به آن‌ها باشد. هم‌راستا با نتایج پژوهش حاضر آچیبا و همکاران (Achiba *et al*, 2009)، رضاپور و صمدی (Rezapour & Samadi, 2011) و رضاپور و همکاران (Rezapour *et al*, 2012) نشان دادند که رفتار و توزیع عناصر سنگین در تیپ‌های مختلف خاک‌های آهکی در مقابل ورود لجن فاضلاب و فاضلاب‌های شهری از روند یکسانی تبعیت نکرده و علت چنین رفتاری را تغییر در مشخصاتی مانند ذرات رس، pH، اکسیدهای آهن و منگنز در خاک گزارش کرده‌اند.

۳-ارزیابی وضعیت شاخص‌های آلودگی خاک‌ها در اراضی تحت تأثیر شیرابه

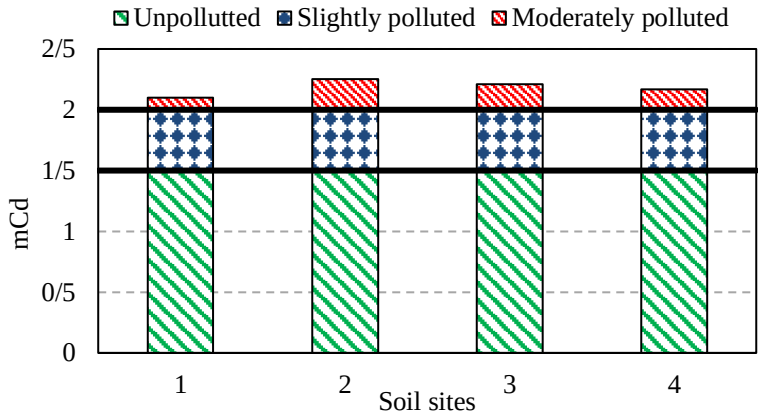
شاخص‌های فاکتور آلودگی (*Cf*)، درجه آلودگی تغییریافته (mC_d) و شاخص آلودگی تغییریافته (MPI) برای عناصر شش‌گانه (Zn، Cd، Ni، Pb، Cu، Mn) در سایت‌های مختلف محاسبه شد (جدول ۳، شکل‌های ۲ و ۳).

جدول ۳ - تأثیر شیرابه زباله بر فاکتور آلودگی عناصر (*Cf*)

Table 3. Effect of waste leachate on elements contamination factor (*Cf*)

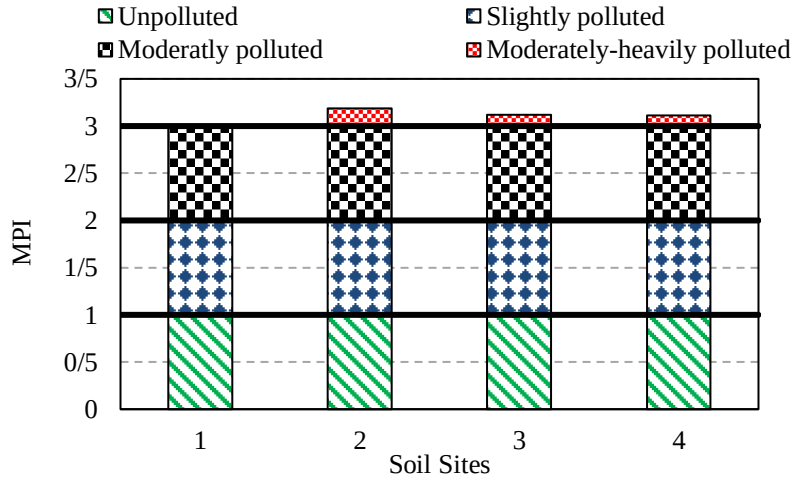
Metals	Site			
	1	2	3	4
Cd	3.37(H-P)	3.47 (H-P)	3.35 (H-P)	2.89(M-P)
Zn	3.71 (H-P)	3.92 (H-P)	3.83 (H-P)	3.84 (H-P)
Pb	1.29(M-P)	2.005 (M-P)	1.73 (M-P)	1.99(M-P)
Ni	1.88(M-P)	1.89(M-P)	1.99 (M-P)	1.83(M-P)
Cu	1.31 (M-P)	1.230 (M-P)	1.235 (M-P)	1.23 (M-P)
Mn	1.021 (M-P)	1.044(M-P)	1.18 (M-P)	1.25(M-P)

(M-P): Moderately polluted – (H-P): Heavily polluted



شکل ۲- روند تغییرات درجه آلودگی تغییریافته (mCd) در سایت‌های مختلف خاک

Figure 2. Modified degree of contamination in various soils sites



شکل ۳- روند تغییرات شاخص آلودگی تغییریافته(MPI) آلودگی در سایت‌های مختلف خاک

Figure 3. Modified pollution index in various soil sites

همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، میانگین فاکتور آلودگی برای عناصر سرب، نیکل، مس و منگنز در سایت‌های مختلف به‌ترتیب در دامنه ۱/۳ تا ۲، ۱/۸ تا ۲، ۱/۲۳ تا ۱/۳ و ۱ تا ۱/۲۵ بود که نشان دهنده کلاس آلودگی متوسط ($۱ \leq Cf < ۳$) می‌باشد. متوسط این شاخص برای عناصر کادمیوم و روی به‌ترتیب در دامنه ۲/۸۹ تا ۳/۴۷ و ۳/۷۱ تا ۳/۹۴ بود که بیانگر کلاس آلودگی زیاد $۳ \leq Cf < ۶$ می‌باشد. متوسط درجه آلودگی تغییریافته در سایت‌های مختلف نیز برای اکثر عناصر در دامنه دو تا چهار بود که نشان‌دهنده کلاس

آلودگی متوسط می‌باشد. هم‌چنین در سایت‌های مختلف این مطالعه کمیّت این شاخص در توالی $P_2>P_3>P_4>P_1$ بود که این تغییرات احتمالاً می‌تواند ناشی از کمیّت و کیفیت شیرابه در سایت‌های مختلف خاک‌های منطقه باشد. روند تغییرات شاخص آلودگی تغییریافته (MPI) به گونه‌ای بود که کلاس آلودگی متوسط تا زیاد ایجاد می‌کند. به این ترتیب که در سایت شماره یک کمیّت MPI کم‌تر از سه بود که به‌عبارتی کلاس آلودگی متوسطی برای این شاخص را نشان می‌دهد. در حالی‌که، در سایر سایت‌ها این شاخص بیش‌تر از سه بود که بیانگر کلاس آلودگی زیاد است. همانند درجه آلودگی تغییریافته، بیش‌ترین مقدار شاخص آلودگی تغییریافته نیز در سایت شماره دو مشاهده شد که چنین وضعیتی نشان می‌دهد که این سایت نسبت به سایر سایت‌ها از آلودگی بیش‌تری برخوردار است. به‌طورکلی زباله‌های دفن شده در این منطقه از پسماندهای مختلف شهری، صنعتی و بیمارستانی می‌باشد که احتمالاً منشأ اصلی عناصر سنگین این خاک‌ها و آلودگی آن‌ها توسط این عناصر باشد. به‌عنوان مثال، در بین عناصر مورد مطالعه، روی و کادمیوم بیش‌ترین تأثیر را بر افزایش کمیّت شاخص‌های آلودگی داشته‌اند و این عناصر معمولاً در ترکیب لاستیک وسایل نقلیه، باطری‌ها، مواد رنگی، شیشه و کاغذهای رنگی و جوهر رنگی وجود داشته که در پسماندهای منطقه مورد مطالعه نیز غالبیت داشتند. در این راستا، ریمر و همکاران (Rimmer *et al*, 2006) در نیوکاسل انگلستان و ما و همکاران (Ma *et al*, 2018) در چین، منشأ اصلی عناصر سنگین شیرابه زباله‌ها را در کاغذ، مواد پلاستیکی و ترکیبات الکترونی گزارش کرده‌اند.

جدول ۴- اثر شیرابه زباله بر مقدار، غلظت و توزیع عناصر سنگین خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

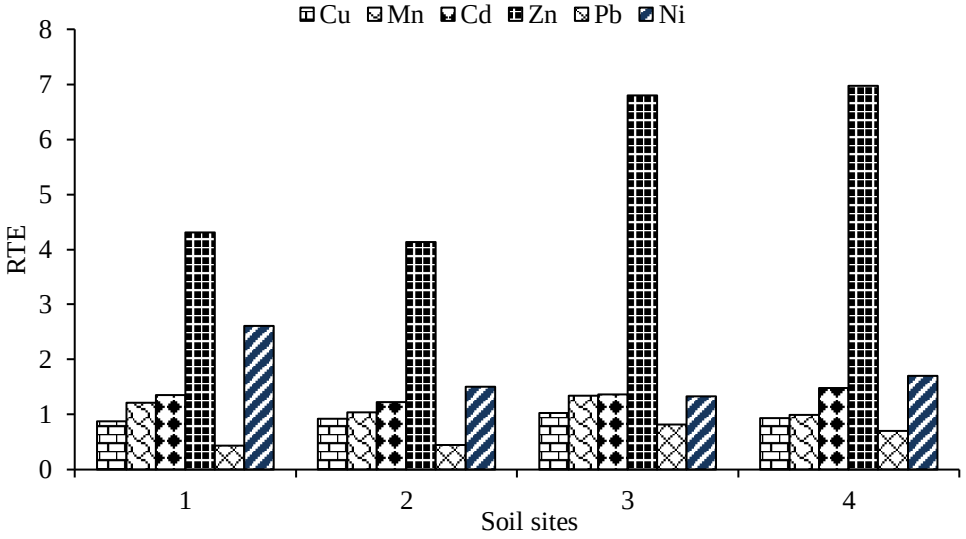
Table 4. Effect of waste leachate on amount, concentration and distribution of soils heavy metals (mg kg^{-1})

	Metals	Waste leachate		Control		Changes (%)
		Range	Mean	Range	Mean	
Profile 1	Cu	33-65	58.3	35-51	44.2	31.9*
	Zn	235-302	162.9	36-49	43.8	271.92***
	Cd	4.5-7.1	5.4	1.2-2.1	1.6	237.5***
	Mn	231-849	782.3	350-844	767.5	1.93
	Pb	55-72	63.2	51-64	48.9	29.24*
	Ni	48-67	57.5	25-34	30.5	88.5**
Profile 2	Cu	44-66	55.5	37-54	45.1	23.1*
	Zn	203-305	161.9	34-48	41.3	292***
	Cd	4.3-6.5	5.2	1.2-1.8	1.5	246.6***
	Mn	491-856	836.5	276-826	800.7	4.47
	Pb	70-85	77.8	52-65	38.8	100.5***
	Ni	55-66	59.1	26-33	31.2	89.4**
Profile 3	Cu	44-67	55.7	34-53	45.1	23.5*
	Zn	237-310	166.1	37-49	43.3	283.6***
	Cd	4.5-7.5	5.7	1.4-2.2	1.7	235.3***
	Mn	173-789	725.0	208-738	609.9	18.88
	Pb	70-92	80.4	49-68	46.4	73.3**
	Ni	49-73	61.3	24-35	30.8	99***
Profile 4	Cu	43-64	55.6	36-56	45.2	24.6*
	Zn	240-305	264	38-46	42.6	289***
	Cd	4.6-6.7	5.2	1.5-2.1	1.8	188.8***
	Mn	440-942	844.5	328-718	671	25.85*
	Pb	54-76	66.1	47-61	33.6	96.7***
	Ni	50-68	56.4	27-36	30.7	83.7

**P<0.05: **P<0.01: ***P<0.0001*

۴-نسبت غنی‌شدگی عناصر در خاک سطحی Relative Topsoil Metal Enrichment (RTE):

نسبت غلظت عناصر در خاک سطحی به غلظت آن‌ها در خاک زیرسطحی غنی‌شدگی نسبی عناصر (RTE) نام‌گذاری شده است (Rezapour & Moazzeni, 2016). این نسبت هم‌چنین تا حدودی تحرک نسبی و سمیّت عناصر را نیز نشان می‌دهد (Kabata-Pendias, 2010). به‌طورکلی غلظت اکثر عناصر مطالعه شده در خاک سطحی بیش‌تر از خاک زیرسطحی بود که از دلایل عمده آن می‌توان به مقدار بیش‌تر مواد آلی، کانی‌های رسی انبساط‌پذیر و اکسیدهای آهن و منگنز در سطح خاک اشاره کرد که یافته‌های رضاپور و همکاران (Rezapour *et al*, 2015) نیز هم‌سو با این نتایج می‌باشد. میانگین مقدار RTE در اراضی تحت نفوذ شیرابه به‌صورت توالی Zn>Ni>Cd>Mn>Cu>Pb بود (شکل ۴). درحالی‌که در اراضی شاهد به‌صورت Ni>Mn>Cd>Cu>Zn>Pb بود. مقایسه این دو توالی نشان می‌دهد که شیرابه زباله شاخص RTE را به‌ویژه برای نیکل، منگنز و روی به‌طور قابل‌توجهی تحت تأثیر قرار داده است.



شکل ۴- میزان غنی‌شدگی خاک زیرسطحی توسط خاک سطحی

Figure 4. The enrichment value of subsurface soil by surface soil

نتیجه‌گیری کلی

در این مطالعه تأثیر شیرابه حاصل از تجمع غیر کنترلی زباله شهرستان میاندوآب بر تجمع و شاخص آلودگی عناصر سنگین در اراضی تحت نفوذ این شیرابه مورد بررسی قرار گرفت. در مقایسه با اراضی شاهد شیرابه زباله به‌طور معنی‌داری غلظت عناصر سنگین مورد مطالعه را در توالی Zn>Cd>Ni>Pb>Cu>Mn افزایش داده است. بر اساس فاکتور آلودگی (*Cf*)، عناصر روی و کادمیوم کلاس آلودگی زیاد و سایر عناصر آلودگی متوسطی را در همه خاک‌های مورد مطالعه ایجاد کرده بودند. بر اساس شاخص درجه آلودگی تغییریافته (mC_d) و شاخص آلودگی تغییر یافته (MPI) اکثر سایت‌های خاک مورد مطالعه در کلاس آلودگی متوسط قرار گرفتند. نتایج این مطالعه نشان داد که در جلوگیری از آلودگی آن‌ها برای حفظ اکوسیستم آب- خاک-گیاه در این منطقه بایستی از راهکارها و روش‌های مناسب‌تری از قبیل احداث مهندسی سایت دفن زباله و جمع‌آوری و کنترل شیرابه حاصل از آن برای مدیریت دفن پسماندها استفاده شود.

References

Adriano D.C. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metal:(2nd Edition), Springer-Verlag. New York, Berlin, Heidelbere, 233-232.

Achiba WB., Gabteni N., Lakhdar A., Laing GD., Verloo M., Jedidi N., and et al. 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy

metals in a Tunisian calcareous soil. *Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment,* 130(34): 156-63.

Avci H., and Deveci T. 2013. Assessment of trace element concentrations in soil and plants from cropland irrigated with wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98: 283-291.

Brady J.P., Ayoko G.A., Martens W.N., and Goonetilleke A. 2015. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), p.306.

Carter MR., and Gregorich EG. 2008. Soil Sampling and Methods of Analysis CRC Press. Boca Raton, FL. P 1204.

Christensen T.H., Cossu R., and Stegmann, R. eds., 1993. Landfilling of waste: Barriers (Vol. 2). CRC Press.

Churchman G.J., and Burke C.M. 1991. Properties of subsoils in relation to various measures of surface area and water content. *Journal of Soil Science*, 42: 463-478.

Esmaeili A., Moore F., Keshavarzi B., Jaafarzadeh N., and Kermani M. 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena*, 121: 88-98.

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

Iran-EPA. 2013. Environmental standards in Iran. Environmental Protection Agency of Islamic Republic of Iran.

Kabata A., and Pendias. H. 2002. Trace elements in soils and plants .3nd Edition. Boca Raton (FL): CRC Press.

Kabata-Pendias A. 2010. Trace elements in soils and plants. Cyclic redundancy checks press.

Lenntech K. 2004. Water treatment and air purification. Netherlands: Rotter Dam Seweg.

Ma W., Tai L., Qiao Z., Zhong L., Wang Z., Fu K., and 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, pp.348-357.

Nemerow N.L. 1991. Stream, Lake, Estuary, and Ocean Pollution. Van Nostrand Reinhold, New York.

Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., and Moulin P. 2008. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials,* 150(3): 468–493.

Rezapour S., and Samadi A. 2012. Assessment of inceptisols soil quality following long-term cropping in a calcareous environment. *Environmental monitoring and Assessment,*184: 1311-1323.

Rezapour S., and Samadi A. 2011. Soil quality response to long-term wastewater irrigation in Inceptisols from a semi-arid environment. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 91: 269–280.

Rezapour S., Samadi A., and Khodaverdiloo H. 2011. An investigation of the soil property changes and heavy metal accumulation in relation to long-term wastewater irrigation in the semi-arid region of Iran. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 20(7):841-856.

Rezapour S., Samadi A., and Khodaverdiloo H. 2012. Impact of long-term wastewater irrigation on variability of soil attributes along a landscape in semi-arid region of Iran. *Environmental Earth Sciences*, 67(6): 1713-1723.

Rezapour S., Kouhinezhad P., Samadi A., and Rezapour M. 2015. Level, pattern, and risk assessment of the selected soil trace metals in the calcareous-cultivated Vertisols. *Chemistry and Ecology,* 31(8): 692-706.

Rammer DL., Vizard C.G., Pless-Mulloli. T Singleton., I Air. V. S. and Keatinge. 2006. Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: one source among many. *Science of the Total Environment.* 356: 207- 216.

Soon Y.R., and Abboud S. 1993. Cadmium, Cchromium, and Nnickel. *In*: Carter M.R. (Ed.) *Soil Sampling and Methods of Soil Analysis*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, pp. 101–108.

Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. Department of Agriculture: Natural Resources Conservation Service.

Vaverkova M. D., and Adamcova D. 2016**.** Case study of landfill reclamation at Czech landfill site. *Environmental Engineering and Management Journal,17(3).*

Waite S., cox P.Tudor, T. 2015**.** Strategies for local authorities to achieve the UE 2020 50% recycling, reuse and composting target: a case study of England. *Resource Conservation Recycle*, 105: 18-22.

Effects of Landfill Leachate on the Heavy Metals Pollution in the Calcareous Soils of Miandoab Region

Ali Samadi[1], Salar Rezapour[2*], Ioannis K. Kalavrouziotis[3] , N. Ghaemian[4]

(Received: May 2018 Accepted: November 2018)

Abstract

Nowadays, the heavy metal pollution caused by the landfill leachate becomes very serious because of their potential to impact on human health through the food chain. In this study, the effect of landfill leachate on the accumulation and selected indices of soil pollution to heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Mn) including contamination factor (CF), modified degree of contamination (mCd), and modified pollution index (MPI) were investigated in four different soil sites. Results indicated that soils were significantly enriched by the metals in the sequence of Zn> Cd> Ni> Cd> Cu> Mn. However, only the Cd contents exceeded the standard levels based on national and international references. Considering CF, Cd and Zn showed a high pollution class (3≤ CF< 6) in the majority of soil sites and other metals (Cu, Pb, Ni, and Mn) categorized as moderate pollution (1≤ CF< 3). Except site 1, the values of MPI were found to be moderate contamination (3<MPI <5) in the examined soils and its highest value observed in site 2. The mean mCd content, appeared the moderate pollution class (2≤ mCd< 4), were in order of P2> P3 > P4> P1 in different soil site under the influence of leachate probably due to the quantity and quality of the leachate. Overall, the finding of the study can provide a valuable benchmark for the design of appropriate strategies and management of those agroecosystems by both local and national managers.

Keyword: Human health, Soil properties, Soil site, Pollution index.

Samadi A., Rezapour S., Kalavrouziotis I. and Ghaemian N. 2019. Effects of Landfill Leachate on the Heavy Metals Pollution in the Calcareous Soils of Miandoab Region. *Applied Soil Research*, 7(3):110-121.

1. M. Sc. Student, Department of Soil Science, Urmia University, Iran
2. Associate Professor, Department of Soil Science, Urmia University
3. School of Science and Technology, Hellenica Open Univ., Tsamadou 13-15 and Saint Andrea, 262 22 Patras, Greece
4.West Azarbaijan Agricultural Researches Center and Natural Resources, Urmia, Islamic Republic of Iran
* Corresponding Author Email: S_Rezapour2000@yahoo.com