

ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در برخی از خاک‌های شهرستان ورامین

محمد بابااکبری ساری^۱، مریم شکوری^۲، اکبر حسنی^۱ و محسن سیلیسپور^۳

پذیرش: ۱۳۹۷/۰۲/۲۵

(دریافت: ۱۳۹۶/۱۲/۲۲)

چکیده

همگام با رشد صنعت و فناوری، ورود آلاینده‌های زیست‌محیطی و در صدر آن فلزات سنگین به خاک، موجب افزایش نگرانی جامعه جهانی در رابطه با امنیت غذایی شده است. هدف از این مطالعه، ارزیابی میزان خطر زیست‌محیطی عناصر سنگین با استفاده از شاخص‌های آلودگی در شهرستان ورامین می‌باشد. برای این منظور، ۳۵ نمونه مرکب خاک سطحی کشاورزی از هفت منطقه تهیه شد. مقدار کل و قابل جذب عناصر سنگین با تیزاب سلطانی و DTPA استخراج و با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. شاخص‌های زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌سازی، فاکتور آلودگی، پتانسیل خطرپذیری زیستی و نسبت قابل جذب محاسبه شد. میانگین غلظت کل کادمیوم، سرب، روی، نیکل، کبالت، مس و کروم به ترتیب برابر ۰/۰۹۰، ۵۲/۳، ۱۴۶، ۲۵/۰، ۴/۹۵، ۴۲/۱ و ۷۳/۲ و مقادیر قابل جذب این عناصر ۰/۰۳۵، ۵/۰۷، ۷/۱۰، ۰/۰۴۷، ۰/۰۴۱، ۳/۰۱، ۰/۰۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شدند. بیشترین مقدار شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص آلودگی، پتانسیل خطر زیست‌محیطی و شاخص نسبت‌های قابل جذب به ترتیب مربوط به مس (۱/۶۹)، کروم (۸/۷۰)، مس (۵/۲۱)، کروم (۴۳/۵۲) و سرب (۱۰/۸۷) بود. شاخص جامع آلودگی که از میانگین شاخص آلودگی کلیه فلزات محاسبه شد، برابر با ۴/۰۸ بود و در کلاس آلودگی بالا قرار گرفت، اما شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی کل (۱۰۹) در محدوده مجاز خطر زیست‌محیطی قرار گرفت. تفسیر نتایج شاخص زمین‌انباشتگی و پتانسیل خطر زیست‌محیطی نشان داد سرب، مس و روی، تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی هستند، در حالی که کادمیوم و کبالت صرفاً منشأ زمین‌شناسی دارند. نهاده‌های کشاورزی و فاضلاب شهری عامل اصلی افزایش غلظت قابل جذب سرب، مس و روی به نظر می‌رسد. نظارت مستمر بر غلظت آلاینده‌ها در خاک‌های کشاورزی و همچنین محصولات کشاورزی برای حفظ منابع تولید و دستیابی به امنیت غذایی ضروری است.

واژه‌های کلیدی: پتانسیل خطرپذیری زیستی، شاخص زمین‌انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، فاکتور آلودگی

بابااکبری ساری م.، شکوری م.، حسنی ا.، سیلیسپور م. ۱۳۹۸. ارزیابی پتانسیل خطرپذیری آلودگی فلزات سنگین در برخی از خاک‌های شهرستان ورامین. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۷، شماره ۳. صفحه: ۱۴-۲۴.

۱- استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان (مکاتبه کننده)

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان

۳- محقق بخش تحقیقات کشت گلخانه‌ای، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان تهران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ورامین، ایران

*پست الکترونیک: Babaakbari@znu.ac.ir

مقدمه

یکی از مهمترین مشکلاتی که سلامت و امنیت غذایی جامعه را تهدید می‌کند، آلودگی محیط زیست و منابع تولید به عناصر سنگین است (Cai *et al*, 2012)؛ (Nemati & Bostani, 2014). منشأ عناصر سنگین و کمیاب^۱ (TEs) در خاک، طبیعی لیتوگرافی^۲ و غیر انسانی^۳ یا منشأ انسانی است. هوازگی مواد معدنی، آتشفشان و فرسایش منابع طبیعی این عناصر می‌باشد. هنگامی که سنگ‌های آتشفشانی در سطح زمین پراکنده می‌شوند و مورد هوازگی قرار می‌گیرند، به عنوان منابع اصلی عناصر کمیاب به خاک تبدیل می‌شوند. در مقیاس وسیع، منشأ زمین‌ساختی عناصر کمیاب، مهمترین عامل تأثیرگذار بر میزان این عناصر در خاک‌ها می‌باشد (Toth *et al*, 2016). فعالیتهای کشاورزی و صنعتی منشأ بخشی از عناصر سنگین خاک هستند. عوامل مهمی مانند غلظت اولیه عناصر سنگین در سنگ‌ها و مواد مادری، فرآیندهای مختلف تشکیل خاک و فعالیتهای انسانی مختلف، تعیین‌کننده فراوانی نسبی غلظت عناصر سنگین خاک هستند (Sun *et al*, 2010).

غلظت زمینه طبیعی^۴ به‌عنوان غلظت طبیعی عناصر در خاک‌ها بدون دخالت انسان تعریف می‌شود که نشان‌دهنده شرایط طبیعی است. تعیین غلظت زمینه عناصر سنگین در خاک برای کارکردهای مختلف از قبیل ارزیابی حاصلخیزی خاک، شناسایی کانی‌ها، ارزیابی آلودگی، مصرف کودها و تخمین گسترش آلودگی از طریق فرونشست‌های اتمسفری مفید گزارش شده است (Teng *et al*, 2010). غلظتهای زمینه عناصر در خاک می‌تواند ناشی از ترکیب کانی‌شناسی مواد مادری، فرآیندهای هوازگی مؤثر بر تشکیل خاک و خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مانند ترکیب و اندازه ذرات مخصوصاً مقدار رس و مواد آلی در خاک باشد (DeTemmerman *et al*, 2003). در نتیجه، غلظت زمینه‌ای طبیعی عناصر در خاک‌ها به‌طور گسترده‌ای متغیر است و صرفاً استفاده از سطوح زمینه جهانی و دیگر مناطق برای شناسایی وسعت و خطرات آلودگی

فلزات سنگین همه خاک‌ها نمی‌تواند نتایج مستند و قابل اتکایی باشد (Su & yang, 2008). حضور عناصر سنگین در خاک‌ها وابسته به تکامل طبیعی مواد مادری می‌باشد و یا ناشی از آلودگی‌هایی با منبع انسانی است. بنابراین، می‌توان غلظت فلز در خاک‌های طبیعی که تحت تأثیر فعالیت انسانی نبوده است، را به‌عنوان غلظت طبیعی پدوژئوشیمیایی^۵ آن فلز در نظر گرفت (Baize & Sterckeman, 2004). بررسی نسبت فلزات سنگین ناشی از فعالیتهای انسانی به غلظت زمینه فلزات مشتق شده از عوامل طبیعی، در قالب شاخص غنی‌شدگی و عامل آلودگی^۶ از رایج‌ترین راهکارهای بررسی آلاینده‌های خاک محسوب می‌شود (Franco *et al*, 2009). غلظت زمینه برای تفکیک بین غلظت طبیعی زمین‌شناختی^۷ (غلظت زمینه) و سهم منابع انسانی فلز دارای اهمیت می‌باشد (Albanese *et al*, 2006). فعالیتهای کشاورزی، عبور ماشین‌آلات و مصرف فاضلاب، موجب افزایش غلظت فلزات سنگین (به‌خصوص سرب و روی) در نمونه‌های خاک سطحی می‌شود (Taghipour *et al*, 2010). میانگین‌های بالاتر از مقدار زمینه نشان‌دهنده منابع ورودی انسانی در منطقه دارد (Shi *et al*, 2010).

تحرك و زیست‌فراهمی عناصر سنگین در میزان جذب توسط گیاه و خطرات زیستی آن مهم می‌باشد. زیست‌فراهمی زیاد عناصر سنگین در خاک‌ها برای سلامتی انسان مضر شناخته شده است (Sun *et al*, 2010). زیرا از طریق گیاهان مختلف وارد زنجیره غذایی شده (Teng *et al*, 2010) و یا از روش‌های مختلف مانند آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی، سلامتی انسان‌ها را به مخاطره می‌اندازد (Sun *et al*, 2010). این آب‌های آلوده حتی با غلظت کمتر از حد مجاز، می‌توانند در مدت زمان طولانی سبب تجمع آلاینده در خاک و گیاه گردند (Norozi *et al*, 2006).

شهرستان ورامین یکی از قطب‌های کشاورزی و سبزی و صیفی‌جات در کشور می‌باشد و بخش اصلی آب این اراضی از پساب ثانویه شهر تهران تأمین می‌شود. محصولات کشت شده در این خاک‌ها به‌طور مستقیم و یا

5. Natural pedogeochemical background
6. Contamination factor (CF)
7. Geogenic natural content

1. Trace elements in soil
2. Lithogenic
3. non-anthropogenic
4. Natural pedogeochemical background

شوری سنج در عصاره اشباع (Burt, 2004) تعیین شد. مقدار کل روی، مس، کادمیوم، سرب، روی، نیکل و کبالت با روش تیزاب سلطانی و با استفاده از اسید کلریدریک و اسید نیتریک غلیظ و با نسبت سه به یک (Sposito *et al*, 1982) عصاره‌گیری و شکل محلول عناصر به روش DTPA پنج هزارم مولار (Lindsay, 1978) استخراج شد. غلظت فلزات در محلول صاف شده به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. آنالیز آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS و Excel انجام شد.

روش‌های ارزیابی میزان آلودگی

تعیین فاکتور غنی‌شدگی (EF)

فاکتور غنی‌شدگی، سطح آلودگی فلزات در خاک را نشان می‌دهد و شاخص مفیدی برای جدا کردن منابع طبیعی و انسانی فلزات از یکدیگر می‌باشد (Han *et al*, 2006; Ye *et al*, 2001). برای محاسبه EF فلزات، فلز نرمالیزه‌کننده^۶ و مقدار زمینه فلزات باید تعیین شود. در بسیاری از مطالعات، از عناصر Al و Fe که کمترین سطح آلودگی انسانی را دارند، به‌عنوان نرمالیزه‌کننده استفاده می‌شود (Bhuiyan *et al*, 2010; Chabukdhara, 2012).

در این مطالعه از عنصر آهن برای جداسازی مؤلفه انسانی از طبیعی استفاده شده است. بسیاری از محققین از مقدار زمینه منطقه‌ای به‌عنوان منبع برای بررسی وضعیت آلودگی استفاده نموده‌اند (Blaser *et al*, 2000; Ye *et al*, 2011). فاکتور غنی‌شدگی برای هر فلز از نسبت بین عنصر نرمالیزه‌کننده به مقدار زمینه عناصر، طبق رابطه زیر محاسبه می‌شود (رابطه ۱):

$$EF = \frac{(Metal/Fe)_{sample}}{(Metal/Fe)_{background}} \quad (1)$$

غیرمستقیم خوراک روزانه افراد را تشکیل می‌دهد و بالا بودن غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه، ممکن است منجر به بروز ناهنجاری‌های تغذیه‌ای شود. لذا مطالعه این خاک‌ها از نظر آلودگی به فلزات سنگین ضروری می‌باشد. هدف از این مطالعه تعیین غلظت فلزات سنگین شامل کادمیوم، سرب، روی، مس، نیکل، کبالت و کروم در بخشی از اراضی کشاورزی اطراف شهرستان ورامین در استان تهران و ارزیابی میزان خطر زیست‌محیطی آنها با استفاده از شاخص‌های خاکی آلودگی مانند فاکتور غنی‌شدگی (EF)^۱، شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo)^۲، شاخص آلودگی (PI)^۳، شاخص پتانسیل خطر زیست-محیطی (RI)^۴ و نسبت قابل جذب (IR)^۵ می‌باشد.

مواد و روش‌ها

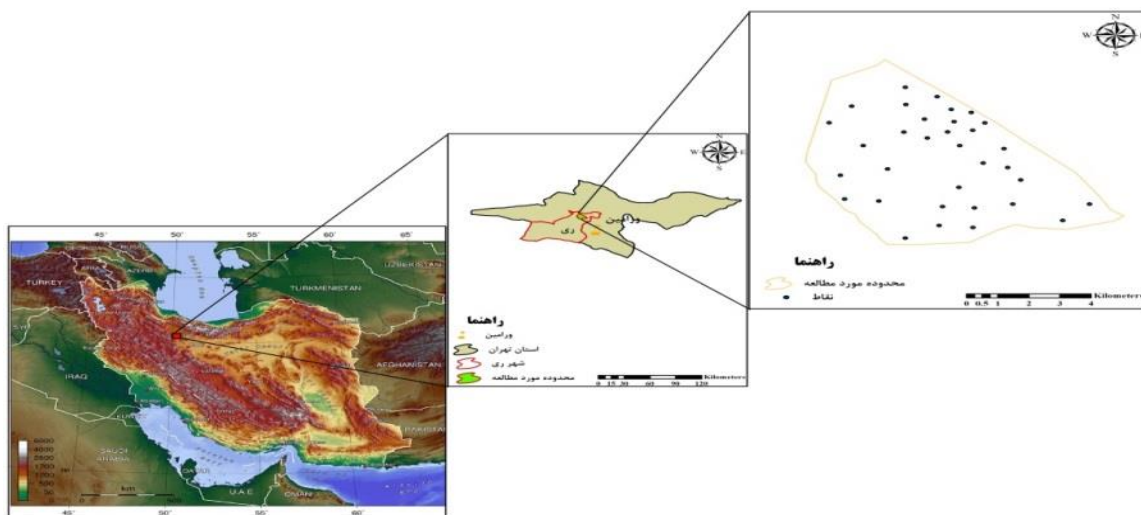
موقعیت منطقه مطالعاتی و نمونه‌برداری

منطقه مطالعاتی به وسعت ۵۰ هکتار در ۵۴۴۸۰۲ متر تا ۵۴۴۷۷۳ متر طول شرقی و ۳۹۳۶۱۸۰ متر تا ۳۹۳۱۶۲۷ متر عرض شمالی، در بخش شمالی شهرستان ری و شمال غربی شهرستان ورامین، در استان تهران واقع شده است (شکل ۱) و مهم‌ترین کاربری رایج اراضی منطقه کشاورزی می‌باشد.

نمونه‌برداری تصادفی بر اساس کشت‌های مختلف و در کاربری کشاورزی (سبزیکاری) که از فاضلاب ثانویه تصفیه‌خانه شهرستان ورامین برای آبیاری استفاده می‌کنند، صورت گرفت. تعداد ۳۵ نمونه مرکب از هفت ایستگاه انتخاب شده و در پنج قطعه برداشت و موقعیت جغرافیایی آنها با دستگاه GPS تعیین شد (شکل ۱). برای نمونه‌برداری در هر قطعه، در منطقه‌ای به شعاع ۱۰ متر، چند نمونه تصادفی از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر برداشته شد و پس از مخلوط کردن آنها، یک نمونه مرکب یک کیلوگرمی تهیه شد. نمونه‌های خاک در آزمایشگاه هوا خشک و سپس از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. مقدار ماده آلی و بافت خاک‌ها به ترتیب به روش والکلی و بلک (Nelson & Sommers, 1982) و هیدرومتری (Bouyoucos, 1951)، اسیدیتیه توسط الکتروود شیشه‌ای/کالومل در گل اشباع (Burt, 2004)، قابلیت هدایت الکتریکی توسط الکتروود دستگاه

4. Potential ecological risk (RI)
5. Availability ratio (AR)
6. Normalizer

1. Enrichment factor (EF)
2. Geoaccumulation index (Igeo)
3. Pollution index (PI)



شکل ۱ - منطقه مطالعاتی و موقعیت نقاط نمونه برداری
Figure 1. The location of studied area and sampling points

زمینه می باشد. ضریب ۱/۵ برای به حداقل رساندن تأثیر نواسانات احتمالی در مقدار زمینه است. این ضریب با تفکیک نواسانات طبیعی موجود در غلظت یک ماده معین در محیط، تغییرات حتی اندک ناشی از اثرات انسان زاد را نمایان می سازد (Shomali & Khodaverdilo, 2012). نتایج به دست آمده در کلاس های مختلف از غیر آلوده تا آلودگی خیلی شدید طبقه بندی می شود (جدول ۱).

تعیین شاخص زمین انباشتگی^۱ (I_{geo})
شاخص زمین انباشتگی معرفی شده توسط مولر (Muller, 1969) از دیگر معیارهای ژئوشیمیایی ارزیابی آلودگی عناصر سنگین در خاک می باشد که در این پژوهش بر اساس رابطه زیر محاسبه گردید:

$$I_{geo} = \text{Log}_2(C_n / 1.5B_n) \quad (2)$$

که در آن، C_n غلظت فلزات مورد آزمون در نمونه های خاک، B_n غلظت زمینه ای ژئوشیمیایی فلز و عدد ۱/۵ نیز ضریب تصحیح تأثیر لیتوژنیکی مقدار غلظت

جدول ۱- کلاس و سطح آلودگی مربوط به شاخص زمین انباشتگی مولر

Table 1. Grade standards for IgeoClass

Quality value	Class
Practically Uncontaminated	$<0I_{geo}$
Uncontaminated to moderate Uncontaminated	$<10I_{geo}$
Moderate contamination	$<21I_{geo}$
Moderate to strong contamination	$<32I_{geo}$
Strong contamination	$<43I_{geo}$
Strong to very strong contamination	$<54I_{geo}$
Very strong contamination	$5 < I_{geo}$

جدول ۲- کلاس و سطح آلودگی مربوط به شاخص جامع آلودگی

Table 2. Grade standards for Pollution index

Quality value	Class
Low contamination	$IPI \leq 1$
Moderate contamination	$1 < IPI \leq 2$
High contamination	$2 < IPI \leq 5$
Very high contamination	$IPI > 5$

1. Geoaccumulation index

برای E_r^i پنج کلاس و برای RI چهار کلاس تعریف کرده است که در جدول (۳) آورده شده است.

شاخص نسبت قابل جذب AR^2

بر حسب تعریف، مقادیر AR عبارتند از شاخص‌های قابلیت جذب فلزات که بر اساس غلظت‌های کل هر فلز نرمال‌سازی شده‌اند و در نتیجه، درصد قابل جذب از مقدار غلظت کل هر فلز را در خاک نشان می‌دهند. همین مساله اثر عوامل زمینی^۴ را بر روی شاخص‌های نسبت قابل جذب فلزات کاهش داده و آنها را نسبت به آلودگی‌های با منشأ انسانی^۵ حساس‌تر می‌سازد (Massas et al, 2010). شاخص نسبت قابل جذب از طریق رابطه زیر (۶) برآورد می‌شود:

$$AR = \left(\frac{C_{ia}}{C_{it}} \right) \times 10^2 \quad (6)$$

در این معادله: C_{ia} ، غلظت قابل جذب فلز در نمونه i ام و C_{it} ، غلظت کل فلز در نمونه i ام می‌باشد.

نتایج و بحث

جدول ۴ خلاصه آماری خصوصیات اندازه‌گیری شده در نمونه‌های خاک را نشان می‌دهد. بافت اکثر نمونه‌ها رسی می‌باشد. میزان ماده آلی خاک‌ها کمتر از ۳ درصد می‌باشد. آهک نمونه‌ها بین ۱۵/۵ تا ۲۴/۴ درصد و اسیدیته آنها نیز در محدوده خنثی تا قلیایی می‌باشد. قابلیت هدایت الکتریکی نمونه‌های خاک نیز کمتر از ۲/۲۰ دسی‌زیمنس بر متر بود.

تعیین شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی^۱ (RI)

ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی سمیت فلزات در خاک‌ها با استفاده از شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) که توسط هاکانسن (Hakanson, 1980) پیشنهاد شده است، محاسبه شد. شاخص (RI) در پژوهش‌های متنوعی از جمله جهت برآورد سمیت بیولوژیکی^۲ استفاده شده و می‌تواند برآورد جامعی از خطرات زیستی فلزات در محیط داشته باشد. RI از طریق رابطه‌های زیر (۳، ۴ و ۵) برآورد می‌شود:

$$C_f^i = \frac{C_n^i}{C_0^i} \quad (3)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (4)$$

$$RI = \sum_{n=1}^i E_r^i \quad (5)$$

که در آنها، C_f^i شاخص آلودگی یک فلز، C_n^i غلظت فلز در نمونه، C_0^i مقدار زمینه فلز و E_r^i ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی است. T_r^i ضریب واکنش سمیت فلز است که بر اساس گزارش هاکانسن (Hakanson, 1980) مقادیر آن برای فلزات به ترتیب به صورت $Zn=1 < Cr = Ni = Pb=5 < Cd=30$ می‌باشد (ضریب واکنش برای عناصر مورد مطالعه دیگر در منبع ذکر شده وجود ندارد). RI پتانسیل کل خطر زیست‌محیطی آلودگی می‌باشد (Hakanson, 1980). هاکانسن (Hakanson, 1980)

جدول ۳- شاخص‌ها و کلاس‌های پتانسیل خطر زیستی آلودگی فلزات

Table 3. Indices and grades of potential ecological risk of toxic metals contamination

Potential ecological risk index (RI)	value RI	Potential ecological risk class	value E_r^i
Low ecological risk	RI < 150	Low potential ecological risk	$E_r^i < 40$
Moderate ecological risk	150 < RI < 300	Moderate potential ecological risk	$40 < E_r^i < 80$
Considerable ecological risk	300 < RI < 600	Considerable potential ecological risk	$80 < E_r^i < 160$
Very high ecological risk	RI ≥ 600	High potential ecological risk Very high ecological risk at hand for the substance in question	$160 < E_r^i < 320$ $E_r^i > 320$

4. Geogenic
5. Anthropogenic

1. Potential ecological risk
2. Biological toxicology
3. Availability ratio

مقادیر میانگین قابل جذب عناصر روی، سرب و مس به ترتیب نسبت به بقیه عناصر بیشتر بود. غلظت قابل جذب کبالت و نیکل دارای مقادیر کمتر از ۰/۰۵ (میلی گرم بر کیلوگرم) و ناچیز بودند. ماسا و همکاران (Massa et al, 2013) بیان نمود که مقادیر بالای غلظت قابل جذب فلزات در خاک، ممکن است نشانه‌ای از غنی‌سازی جدید خاک با فلزات سنگین باشد که هنوز فرصت جداسازی و تثبیت توسط کلوئیدهای خاک را پیدا نکرده است. غلظت قابل دسترس سرب، مس و روی بیشتر و غلظت قابل دسترس کبالت، کروم، نیکل و کادمیوم کمتر از حد مجاز استاندارد ملی ایران بود. غلظت کل همه عناصر کمتر از حدود مجاز بود (Kabata-Pendias & Pendias, 1984).

برای محاسبه شاخص‌های آلودگی (AR, RI, PI, Igeo, EF) از میانگین غلظت زمینه‌ای محاسبه شده در پژوهش مطالعات اندازه‌گیری و پهنه‌بندی آلودگی‌ها در محدوده اراضی شبکه زهکشی شهر ری و نتایج خاک‌های مناطق آبیاری شده با آب چاه، استفاده شده است (Jamali & khoshbakhat 2015). میانگین غلظت زمینه کل کادمیم، کبالت، کروم، مس، نیکل، سرب و روی به ترتیب ۰/۱۴۰، ۱/۹۱، ۸/۴۰، ۸/۷۰، ۷/۰۱، ۱۴/۷ و ۶۳/۸ میل گرم بر کیلوگرم خاک به دست آمد. میانگین غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک سطحی در جدول شماره پنج ارایه شده است.

غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین

مقادیر غلظت‌های کل فلزات، ضریب تغییرات بالاتری نسبت به مقادیر قابل جذب نشان داد (جدول ۵).

جدول ۴- خلاصه آماری خصوصیات فیزیکی - شیمیایی خاک‌ها

Table 4. Brief statistics of physico-chemical properties of soils

	EC	pH	CCE ¹	OM	Sand	Silt	Clay
	(dS m ⁻¹)				(%)		
Mean	2.01	8.12	20.1	2.53	24.8	29.8	45.3
Min	1.90	7.80	15.52	1.80	19.3	27.3	42.7
Max	2.20	8.34	24.35	3.10	30.0	33.3	48.0
C.V	0.004	0.005	0.39	0.10	0.67	0.13	0.10

- CCE: Calcium Carbonate Equivalent, OM: Organic Matter, EC: Electrical Conductivity¹

جدول ۵- خلاصه آماری مقادیر غلظت کل، قابل جذب و زمینه عناصر سنگین (میلی گرم بر کیلوگرم)

Table 5. Brief Statistics of available, total and Background values of heavy metals (mg kg⁻¹)

	Zn	Cu	Pb	Cd	Co	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Co	Cr	Ni
	Total							Available						
Min	99.5	22.4	32.8	0.084	2.40	23.4	6.00	1.2	0.47	2.61	0.046	0.045	0.051	0.044
Max	243	44.8	108	0.100	8.06	216	43.3	15.7	5.6	11.0	0.031	0.055	0.057	0.053
Mean	146	42.06	52.3	0.092	4.90	73.1	25.02	7.1	3.01	5.7	0.041	0.041	0.030	0.047
C.V	19.8	6.70	14.5	1.80	0.510	64.8	7.01	3.3	1.3	1.6	2.10	1.7	2	1.5

به‌دست آمد. که بیشترین فاکتور غنی‌شدگی به ترتیب کاهشی کروم، مس، نیکل، سرب، کبالت و کادمیوم می‌باشد. هان و همکاران (Han et al, 2006) آلودگی را بر پایه مقدار EF به بخش‌های مختلف تقسیم کردند. اگر $EF \leq 2$ باشد، کمترین حد غنی‌شدگی فلز را نشان می‌دهد. در حالی که اگر مقدار $EF > 2$ باشد، نشان‌دهنده درجات متفاوت غنی‌شدگی فلز می‌باشد. همچنین ژانگ و لیو (Zhang & Liu, 2002) پیشنهاد دادند که $1/5$ و $EF =$ به‌عنوان شاخص ارزیابی استفاده شود. برای مثال مقدار EF بین $0/5$ تا $1/5$ نشان می‌دهد که آن فلز

برآورد آلودگی زیست محیطی عناصر - سرب

سنگین در اراضی مورد مطالعه

فاکتور غنی‌شدگی (EF) به‌علت فرمول رایج و عمومی، ابزاری ساده و آسان برای تشخیص درجه غنی‌شدگی و ارزیابی آلودگی با منشأ طبیعی و انسانی است (Zhang & liu, 2002). جدول (۶) خصوصیات آماری مربوط به فاکتور غنی‌شدگی را نشان می‌دهد. به‌طور کلی میانگین فاکتور غنی‌شدگی برای کادمیم، کبالت، کروم، مس، نیکل، سرب و روی به-ترتیب ۰/۶۴۰، ۲/۵۹، ۸/۷۰، ۵/۲۱، ۳/۹۳، ۳ و ۲/۳۶

تحت تأثیر فعالیت انسانی مانند کشاورزی و مصرف پساب هستند.

برآورد شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo) عناصر سنگین در اراضی مورد مطالعه

از شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo) نیز به‌عنوان مرجع برای برآورد وسعت آلودگی فلزات استفاده شد (جدول ۷).

جدول ۶- خصوصیات آماری فاکتور غنی‌شدگی (EF) فلزات سنگین در خاکهای مورد مطالعه

Table 6. The statistical properties of enrichment factors (EF) of heavy metals in studied soils

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	0.580	1.29	2.78	2.77	2.78	2.23	1.55
Max	0.590	4.2	25.72	8.27	6.18	4.43	3.80
Mean	0.640	2.52	8.70	5.21	3.93	3	2.36

جدول ۷- خصوصیات آماری شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo) فلزات سنگین در اراضی مورد مطالعه

Table 7. The statistical properties of the index geoaccumulation (Igeo) of heavy metals in case study

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
Min	-0.33	-0.21	0.89	0.88	0.81	0.05	0.57
Max	-0.40	1.49	4.1	2.46	2.04	1.34	1.56
Mean	-0.36	-0.68	0.89	1.69	1.15	0.59	0.95

برآورد شاخص آلودگی (PI) عناصر سنگین در اراضی مورد مطالعه

برای بررسی بهتر کیفیت خاک، از شاخص آلودگی (PI) استفاده شد (جدول ۸). در اراضی مورد مطالعه، شاخص آلودگی مس، نیکل، سرب و روی، بیشترین آلودگی را نسبت به عناصر دیگر نشان می‌دهند. همچنین کمترین مقدار PI در تمام کاربری‌ها در کادمیوم و کبالت مشاهده شد. میانگین مجموع شاخص آلودگی فلزات (IPI) در اراضی مورد مطالعه ۴/۰۸ بدست آمد که در کلاس $2 < IPI \leq 5$ قرار گرفت که در سطح آلودگی بالا می‌باشد. بنابراین، این شاخص نیز مانند شاخص زمین‌انباشتگی بیانگر افزایش غلظت کروم، مس، نیکل و سرب از منشأ انسانی مانند فعالیت‌های کشاورزی و مصرف پساب است.

کاملاً از مواد پوسته‌ای یا فرآیند طبیعی است. در حالی که مقدار بالاتر از ۱/۵ اشاره به منابع بیشتر مانند منابع انسانی دارد. بنابراین EF کبالت، کروم، مس، سرب، نیکل و روی در اراضی مورد مطالعه بیشتر از ۱/۵ بود که نشان می‌دهد این عناصر در این اراضی مورد مطالعه علاوه بر هوازدگی مواد مادری و فرآیندهای پدوژنیکی،

میانگین شاخص زمین‌انباشتگی عناصر کادمیوم و کبالت در اراضی مورد مطالعه، منفی می‌باشد که نشان دهنده این است که منطقه مطالعاتی از لحاظ این عناصر در دامنه خاک‌های غیرآلوده قرار می‌گیرد ($Igeo < 0$). همچنین مقادیر Igeo کروم، سرب و روی بین صفر و یک می‌باشد که نشان می‌دهد منطقه مطالعاتی از لحاظ این عناصر در دامنه خاک‌های غیر آلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد ($0 < Igeo < 1$) و میانگین شاخص زمین‌انباشتگی نیکل و مس بین یک و دو می‌باشد که نشان دهنده سطح آلودگی متوسط این عناصر در اراضی مورد مطالعه می‌باشد. با توجه به شاخص زمین‌انباشتگی، غلظت کل سرب، مس و نیکل بسیار بیشتر از غلظت زمینه و طبیعی بوده است. بنابراین افزایش شاخص زمین‌انباشتگی این عناصر را می‌توان به فعالیت‌های منشأ انسانی مانند کشاورزی و مصرف بلند مدت پساب در منطقه نسبت داد.

جدول ۸- میانگین شاخص آلودگی (PI) و شاخص آلودگی کل (IPI) فلزات مورد مطالعه در اراضی مورد مطالعه

Table 6. The average of pollution index (PI) and total pollution index (IPI) of studied metals in study area

	PI							IPI
	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	
Min	0.58	1.29	2.78	2.77	0.85	1.55	2.23	
Max	1	4.23	25.7	8.27	6.18	3.80	4.43	
Mean	0.69	2.59	8.70	5.21	3.93	2.36	3	4.08

نسبت میانگین Er برای هر عنصر تقریباً یکسان بوده و عناصر Cr، Cd، Ni و Pb با بیشترین پتانسیل خطر زیست‌محیطی در اراضی مورد مطالعه تعیین گردید، که به جز کروم، پتانسیل خطر برای سایر عناصر ناچیز و کمتر از حد مجاز بود (جدول ۳). سان و همکاران، ۲۰۱۰ در خاک‌های شهر سنگ‌یانگ چین مقدار Er عناصر کادمیوم، مس، سرب و روی را به ترتیب ۹۴/۹، ۹/۷۷، ۱۸/۵ و ۲/۲۳ و مقدار RI را برای تمام عناصر ۱۲۵ گزارش کردند. در مطالعه ایشان عوامل انسانی نظیر عبور و مرور ماشین‌ها و صنعت مهم‌ترین عوامل افزایش این شاخص‌ها عنوان شده است (Sun et al, 2010).

برآورد ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) IR بیانگر ضریب میزان سمیت فلزات مختلف است و با توجه به تجمع بیولوژیکی و خطر زیستی در اندام‌های زنده تعریف و محاسبه است (Sun et al, 2010). جدول ۹ میانگین ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی برای همه فلزات در اراضی مورد مطالعه (IR) را نشان می‌دهد. میانگین پتانسیل خطر زیست‌محیطی (IR) در اراضی مورد مطالعه برای همه عناصر ۱۰۹ می‌باشد که با توجه به این شاخص، اراضی مورد مطالعه پتانسیل خطر زیست‌محیطی کم برای ساکنان دارند.

جدول ۹- میانگین ضریب پتانسیل خطر زیست‌محیطی (Er) و شاخص پتانسیل خطر زیست‌محیطی (IR)
Table 9. The average of potential environmental hazard ratio (Er) and the index of potential environmental risk (IR)

	Er							IR
	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	
Min	17.6	1.29	13.92	2.77	4.27	1.55	11.1	109
Max	20.9	4.22	128.72	8.27	30.9	3.80	36.9	
Mean	19.3	2.59	43.52	5.21	17.8	2.28	17.7	

مختلف حتی تحت کاربری‌های یکسان و مقادیر برابر غلظت کل فلزات می‌باشد. این شاخص بیانگر میزان فراهمی عناصر برای موجودات زنده و گیاهان می‌باشد.

برآورد شاخص نسبت‌های قابل جذب (AR) قابل دسترس بودن فلزات در خاک‌ها به طور عمده تحت تأثیر مقدار رس، ماده آلی، pH و ترکیبات مادری خاک‌ها است و این عوامل موجب تمایز مقادیر AR در خاک‌های

جدول ۱۰- میانگین شاخص نسبت‌های قابل جذب در اراضی مورد مطالعه
Table 10. The average of indices of availability ratio in the studied soils

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
Min	0.319	0.61	0.023	2.12	0.11	1.27	7.88
Max	0.514	2.02	0.21	8.97	0.83	6.45	14.0
Mean	0.449	1.16	0.11	6.50	0.29	4.45	10.9

بیشتر از سایر عناصر بود و با توجه به شاخص نسبت‌های قابل جذب و زیست‌فراهمی بالای این عناصر و همچنین شاخص آلودگی بالای سرب، روی و مس، منشأ اصلی آلودگی این عناصر فعالیت‌های کشاورزی و آبیاری با فاضلاب بوده است و احتمال جذب این عناصر توسط گیاهان کشت شده در منطقه بیشتر است.

بیشترین مقدار میانگین شاخص نسبت‌های قابل جذب به ترتیب مربوط به سرب (۱۰/۸۷)، مس (۶/۵۰)، روی (۴/۴۵)، کبالت (۱/۱۶)، نیکل (۰/۲۹) و کروم (۰/۱۱) محاسبه شد. ماتریس هم‌بستگی بین نسبت‌های قابل جذب و پارامترهای خاکی مورد اندازه‌گیری (آهک، Ec، pH، ماده آلی، شن، سیلت و رس) نشان داد که ارتباط معنی‌داری بین شاخص نسبت‌های قابل جذب عناصر سنگین و پارامترهای خاکی وجود نداشت. این نتیجه با تحقیقات انجام شده که توسط طبری و صالحی (Tabari & salehi, 2010) و بوآم پونس‌سم و همکاران (Boamponsem et al, 2012) مطابقت دارد. بر اساس نتایج این تحقیق، غلظت قابل جذب سرب، مس و روی

نتیجه‌گیری کلی

پراکنش متفاوت در میزان غلظت کل و قابل جذب عناصر و همچنین شاخص‌های آلودگی مورد بررسی در این مطالعه نشان داد منشأ ورود آلودگی و انباشت فلزات به

در حالی که کروم، نیکل و سرب دارای غلظت‌های بالاتر نسبت به مقدار زمینه هستند و بیشتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار گرفته‌اند و امکان ورود به چرخه غذایی انسان و خطرات زیست‌محیطی بیشتری نسبت به سایر فلزات دارند. نسبت‌های بالای قابل جذب سرب، مس و روی احتمال ورود از منابع جدید آلودگی مانند مصرف پساب و فعالیت‌های کشاورزی را نشان می‌دهند که باعث افزایش غلظت قابل جذب این عناصر شده است. کنترل مستمر غلظت عناصر سنگین به‌ویژه کروم، سرب، روی و مس در خاک، آب و گیاهان منطقه و تحقیقات بیشتر در این زمینه پیشنهاد می‌شود.

خاک‌ها یکسان نبوده و منشأ و عوامل متفاوتی در آلودگی خاک منطقه به عناصر سنگین وجود دارد. میانگین غلظت کل کروم، مس، نیکل، سرب، کبالت و روی از مقدار زمینه محاسبه شده بالاتر است و با توجه به شاخص آلودگی (PI) این عناصر، فعالیت‌های انسانی باعث افزایش غلظت این عناصر شده است. اما کادمیوم تحت تأثیر این فعالیت‌ها نبوده است. شاخص‌های غنی‌شدگی (EF)، شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo)، شاخص آلودگی پتانسیل خطر زیست‌محیطی (RI) و شاخص نسبت‌های قابل جذب (AR) نشان داد که عناصر روی و کادمیوم دارای حداقل مقدار سمیت و خطر زیست‌محیطی هستند و بیشتر متأثر از فرآیندهای طبیعی و زمین‌شناختی در منطقه می‌باشند.

Reference

- Albanese S., De Vivo B., Lima A., and Cicchella D. 2006. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 93: 21-34.
- Baize D., and Sterckeman T. 2004. On the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment*, 264: 127-139.
- Bhuiyan M.A.H., Parvez L., Islam M.A., Dampare S.B., and Suzuki S. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 173: 384-392.
- Bhuiyan M.A.H., Parvez L., Islam M.A., Dampare S.B., and Suzuki S. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 173: 384-392.
- Blaser P., Zimmermann S., Luster J., and Shotyk W. 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn, in Swiss forest soils. *Science of the Total Environment*, 249: 257-280.
- Boampongsem GA, Kumi M, Debrah L. 2012. Heavy metals Accumulation in cabbag, lettuce and carrot irrigated with wastewater from Nagodi mining site in Ghana. *International Journal of Scientific and Technology Research*, 1(11): 124-129.
- Bouyoucos G. H. 1951. A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils. *Agronomy Journal*, 43: 434-438.
- Burt R. 2004. Soil survey laboratory methods manual: soil survey investigations report No. 42 Version 4.0. Nebraska: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Cai L., Xu Zh., Ren M., Guo Q., Hu X., Hu G., Wan H., and Peng P. 2012. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety Journal*, 78: 2-8.
- Chabukdhara M., and Nema A.K. 2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediment: A chemometric and geochemical approach. *Chemosphere*, 87: 945-953.
- DeTemmerman L., Vanongeval L., Boon W., and Hoenig G. 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution*, 148: 61-73.
- Franco-Uria A., Lopez-Mateo C., Roca E., and Fernandez-Marcos M.L. 2009. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *Journal of Hazardous Materials*, 165: 1008-1015.
- Hakanson L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research Journal*, 14: 975-1001.
- Han Y.M., Du P.X., Cao J.J., and Posmentier E.S. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, 355: 176-186.

- Jamali M and khoshbakhat k. 2015. The Study on the measurement and zonation pollution in the area of drainage network of Shahreray. *Ministry of Energy, Iran Water Resources Management Company*. 47. (In Persian)
- Kabata-Pendias A., and Pendias H. 1984. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC press.
- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America, Proceedings*, 42: 421-428.
- Massas I., Ehaliotis C., Kalivas D., and Panagopoulou G. 2010. Concentrations and availability indicators of soil heavy metals; the case of children's playgrounds in the city of Athens (Greece). *Water, Air, and Soil Pollution*, 212(1-4): 51 -63.
- Massas I., Kalivas D., Ehaliotis C., and Gasparatos D. 2013. Total and available heavy metal concentrations in soils of the Thriassio plain (Greece) and assessment of soil pollution indexes. *Environmental Monitoring Assessment*, 185: 6751 - 6766.
- Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediment of the Rhine River. *Geo Journal*. 2: 108-118.
- Nelson D.W., and Sommers L. E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page A.L. et al. (Ed.) *Methods of Soil Analysis Part 2*. 2nd Ed. Agronomy Monograph. 9. ASA and SSSA. Madison, WI.
- Nemati H., and Bostani A.A. 2014. Assessment of lead and cadmium uptake by tomato plant in the presence of PGPR and arbuscular Mycorrhizal fungi. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 4: 1. 219-233. (In Persian)
- Norozi S, Ghazban F, Ardestani M, Khosro Tehrani Kh. 2006. The environmental impacts of Cr, Cd, Cu and Ni on The soil and water of south-western Mobarakeh. *Humans and The Environment*, 56-63. (In Persian)
- Shi G., Chen Z., Bi, C., Li Y., Teng J., Wang L., and Xu S. 2010. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the bioggestmetrolitan area of China. *Environmental Pollution*, 158: 694-703.
- Shomali A.R., and Khodaverdilo H. 2012. Contamination of soils and plants along Urmia Salmas highway (Iran) to some heavy metals. *Journal of Water and Soil Science*, 22: 157-172. (In Persian)
- Sposito G., Land L. J., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Science Society of American Journal*, 46:2. 260-264.
- Su Y.Z., and Yang R. 2008. Background concentrations of elements in surface soils and their changes as affected by agriculture use in the desert-oasis ecotone in the middle of Heihe River Basin, *North-west China Journal of Geochemical Exploration*, 98: 57-64
- Sun Y., Zhou Q., Xie X., and Liu R. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, 174: 455-462.
- Tabari M and Salehi A. 2010. Effect of irrigation using waste water on heavy metal accumulation in soils. *Environmental Science and Technology*, 4:49-59. (In Persian)
- Taghipour M., Khademi H., and Ayoubi Sh. 2010. Spatial variability of Pb and Zn concentration and its relationship with land use and parent materials in selected surface soils of Hamadan province. *Journal of Water and Soil*, 24: 132-144. (In Persian)
- Teng Y., Shijun N.I., Wang J., Zuo R., and Yang J. 2010. A geochemical survey of trace elements in agricultural and non-agricultural topsoil in Dexing area, *China Journal of Geochemical Exploration*, 104: 118-127
- Toth G., Hermann T., Szatmari G., Pasztor L., 2016. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*, 565, 1054 -1062.
- Ye C., Li S., Zhang Y., and Zhang Q. 2011. Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Journal of Hazardous Materials*, 191: 366-372.
- Zhang J., and Liu C.L. 2002. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54: 1051 -1070.

Assessing Pollution Risk of Heavy Metals in some of Varamin Agricultural Soils

Mohamamad Babaakbari Sari¹, Maryam Shakori², Akbar Hasani¹, Mohsen Seilspour³

(Received: March 2018

Accepted: May 2018)

Abstract

Considering the development of industry and technology, the accumulation of environmental contaminants, especially heavy metals (HMs) in the soil led to increasing concern about food security. The purpose of this study was to assess the environmental risk of HMs using soil pollution indices. For this purpose, thirty-five soil samples were taken from agricultural area in seven sites. The total and available concentration of metals extracted by Aqua Regia and DTPA were determined using atomic absorption spectrometry. Geoaccumulation index (Igeo), enrichment factor (EF), pollution index (PI), contamination factor (CF), potential ecological risk (RI), and availability ratio (AR) were calculated. Mean total concentration of Cd, Pb, Zn, Ni, Co, Cu and Cr were 0.09, 52.3, 146, 25.0, 4.90, 42.1 and 73.1 mg kg⁻¹, and their available values were 0.035, 5.07, 7.10, 0.047, 0.041, 3.01 and 0.030 mg/kg of soils, respectively. The highest values of Igeo, EF, PI, RI and AR indicators were found for Cu (1.69), Cr (8.70), Cu (5.21), Cr (43.52), and Pb (10.87), respectively. Integrated pollution index (IPI) calculated using the average of total CF was 4.08, indicating the higher contamination class in the area whereas IR value was in acceptable ecological range (IR= 109). Analysis of Igeo and IR data showed that Pb, Zn and Cu vary by anthropogenic activities in the area while Cd and Co values are solely affected by geogenic factor. Agricultural inputs and urban wastewaters can be the major factors to be blamed for increasing of pollutants in the agricultural soils in the area. Monitoring the pollutants concentration in the agricultural soils as well as in agricultural products is essential to conserve natural resources and ensure the food security.

Keywords: Contamination Factor, Enrichment factor, Geo accumulation index, Potential ecological risk

Babaakbari Sari M., Shakori M., Hasani A., Seilspour M. 2019. Assessing Pollution Risk of Heavy Metals in some of Varamin Agricultural Soils. *Applied Soil Research*, 7(3):14-24.

1. Assistant Professor., Department of Soil Science, University of Zanjan, Iran

2. MSc Student, Department of Soil Science, University of Zanjan, Iran

3. Greenhouse Cultivation Research Department, Tehran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREOO, Varamin, Iran

* Corresponding Author Email: babaakbari@znu.ac.ir