

## بررسی غلظت و ارزیابی ریسک سلامتی عناصر بالقوه سمی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، استان لرستان

لیلا شیخی

گرو زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

گیتی فرقانی تهرانی \*

گرو زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۲/۲۸ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۸/۱۴

\*forghani@shahroodut.ac.ir

### چکیده

هدف این تحقیق، بررسی ریسک سلامتی عناصر سمی در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر می‌باشد. میانگین غلظت آرسنیک، آنتیموان، روی، نیکل، آهن، منگنز، کروم، نقره، کبالت، توریم، و اورانیم در نمونه‌ها از غلظت متناظر آنها در خاک‌های جهانی میانگین بالاتر است. محاسبه ضرایب ژئوشیمیایی نشان‌دهنده آلودگی قابل توجه نمونه‌ها به نقره، آنتیموان، آرسنیک و نیکل است. ارزیابی ریسک سلامتی نشان می‌دهد که مقدار ضریب ریسک آرسنیک از طریق مسیر بلع برای خردسالان بالاتر از یک می‌باشد، که نشانگر احتمال رخداد اثرات نامطلوب غیرسرطانی مرتبط با آرسنیک برای خردسالان در منطقه است. برای عنصر آرسنیک، ریسک سرطان‌زایی در کودکان و بزرگسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد. عنصر کروم، از طریق مسیر تماس پوستی برای خردسالان و از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و خردسالان دارای ریسک سرطان‌زایی است. دریافت عنصر نیکل از طریق بلع برای بزرگسالان و از طریق تماس پوستی برای خردسالان با ریسک سرطان‌زایی همراه است. کادمیم از طریق بلع برای خردسالان دارای ریسک سرطان‌زایی است. بر اساس نتایج به دست آمده، فعالیت کشاورزی، تأثیر قابل توجهی در تجمع آرسنیک، کروم، نیکل و آنتیموان در خاک‌های دشت الشتر داشته است و با توجه به خطرات احتمالی تجمع این عناصر برای سلامت جامعه انسانی، مدیریت کشاورزی در این منطقه ضروری است.

**کلمات کلیدی:** عناصر بالقوه سمی، ارزیابی ریسک سلامتی، آلودگی خاک، الشتر

### مقدمه

می‌شوند (Karimi et al., 2017; Li et al., 2018). عناصر بالقوه سمی حتی پس از حذف منابع آلودگی سال‌ها در خاک باقی‌مانده، زیرا این آلاینده‌ها قابل تجزیه نبوده و به تدریج در محیط انباشته می‌شوند (Wang et al., 2010). با توجه به خطرهای زیست‌محیطی در ارتباط با تجمع عناصر بالقوه سمی در خاک، شناسایی مناطق حاوی این آلاینده‌ها و ارزیابی شدت آلودگی، اولین گام مدیریت آلودگی است.

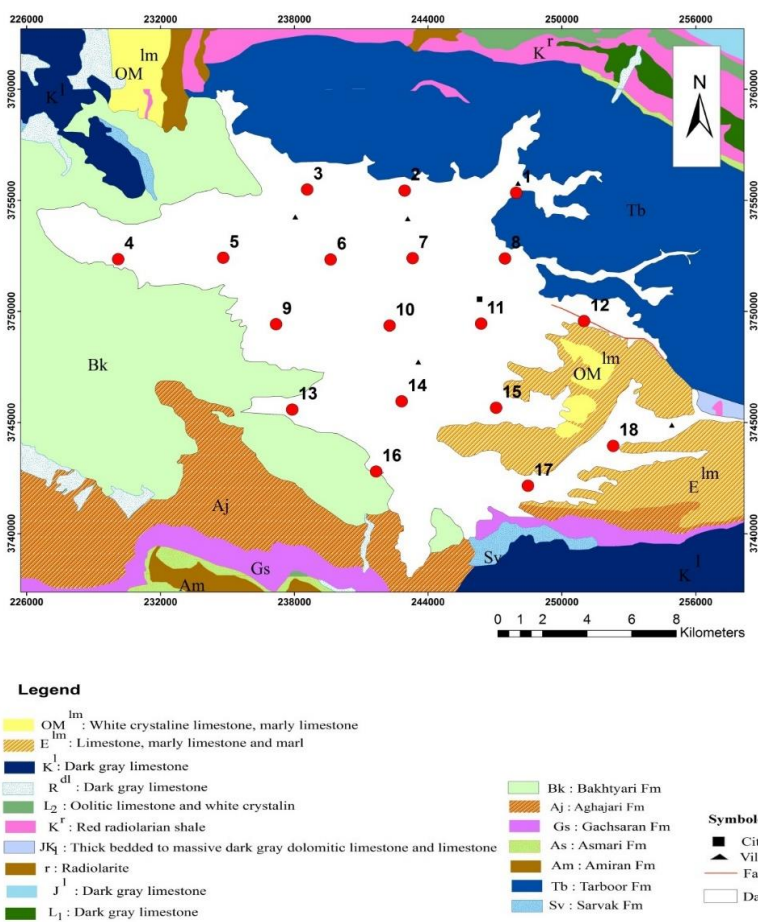
دشت الشتر واقع در شهرستان سلسله، یکی از قطب‌های کشاورزی استان لرستان می‌باشد. شهرستان سلسله دارای سطح زیر کشت ۴۲۰۰۰ هکتار می‌باشد که ۱۳۰۰۰ هکتار به اراضی آب، ۲۶۰۰۰ هکتار به اراضی دیم و ۳۰۰۰ هکتار به باغ‌ها اختصاص دارد. مهم‌ترین محصولات زراعی شامل گندم، جو، نخود، عدس، چغندر، سیب‌زمینی، کلزا، لوبیا، یونجه و شبدر می‌باشد. در این منطقه کشاورزی به صورت مکانیزه و سنتی انجام می‌شود. مهم‌ترین کودهای مصرفی شامل اوره، دی آمونیم فسفات و کود حیوانی است. کاربرد آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و حیوانی می‌تواند باعث ورود عناصر بالقوه سمی به خاک شده و بنابراین به عنوان یک خطر جدی برای اکوسیستم و سلامتی انسان مطرح می‌باشد (Atafar et al., 2010; Hooda, 2010; Kabata-Pendias, 2011). هدف از این مطالعه ارزیابی شدت آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر به عناصر بالقوه سمی، تعیین منشأ احتمالی این عناصر، و ارزیابی ریسک سلامتی ناشی از حضور آنها در خاک می‌باشد.

آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی یک مشکل زیست محیطی مهم جهانی است. عناصر بالقوه سمی پس از وارد شدن به خاک می‌توانند به بخش‌های دیگر اکوسیستم منتقل شوند و به این ترتیب مشکلاتی برای محیط زیست و سلامت به وجود می‌آورند (Rocco et al., 2016; Hasan et al., 2018). برخی از عناصر بالقوه سمی مانند کروم، سرب، کادمیم، جیوه، آرسنیک و آنتیموان در غلظت‌های پایین به شکل طبیعی حضور دارند و وقتی تجمع آنها از حد خاصی بیشتر شود می‌توانند باعث ایجاد آلودگی و آسیب به محیط زیست شوند (Cai et al., 2019; Muhammad et al., 2019). در دهه‌های اخیر، با توجه به توسعه فعالیت‌های صنعتی، شهرنشینی و کشاورزی، غلظت عناصر بالقوه سمی در خاک‌ها افزایش یافته است (Karimi et al., 2017; Cai et al., 2019). کاربرد کودها، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها از مهم‌ترین منابع انسانی عناصر بالقوه سمی هستند و بنابراین در مناطق کشاورزی، غلظت این آلاینده‌ها در خاک بیشتر از غلظت زمینه می‌باشد (Nash et al., 2003; Atafar et al., 2010; Karimi et al., 2017; Hasan et al., 2018). در زمین‌های کشاورزی آلودگی خاک با عناصر بالقوه سمی به دلیل انباشت آلاینده‌ها در زنجیره غذایی یک خطر جدی برای سلامتی انسان می‌باشد (Walter et al., 2002; Rocco et al., 2016). بیشتر عناصر بالقوه سمی به تدریج در خاک‌های سطحی متمرکز می‌شوند و از طریق جذب گیاهان وارد زنجیره غذایی

## منطقه مطالعاتی و داده‌های مورد استفاده

شهرستان سلسله به وسعت ۱۲۱۲ کیلومترمربع، یکی از شهرستان‌های مهم استان لرستان است که مرکز آن شهر الشتر می‌باشد. این شهرستان بین  $33^{\circ} 39' 07''$  تا  $34^{\circ} 00' 55''$  عرض شمالی و  $47^{\circ} 31' 01''$  تا  $48^{\circ} 31' 09''$  طول شرقی واقع شده است. ارتفاع متوسط منطقه از سطح دریا ۱۶۲۰ متر است. اقلیم منطقه گرم و معتدل و میانگین دمای سالیانه  $13/6^{\circ}C$  است. متوسط بارندگی سالیانه در این منطقه ۴۱۰ میلی متر و پرباران‌ترین و کم‌باران‌ترین ماه‌های سال به ترتیب دی و مرداد ماه می‌باشد (گزارش سازمان هواشناسی استان لرستان، ۱۳۹۷). منطقه مورد مطالعه از نظر زمین‌شناسی در

زون رسوبی زاگرس قرار دارد به‌گونه‌ای که غرب و شمال منطقه جزئی از زاگرس مرتفع (شامل سازندهای رسوبی مزوزوئیک و قسمت فوقانی افیولیت کرمانشاه) و جنوب آن متعلق به زون زاگرس چین‌خورده (شامل سازندهای مزوزوئیک و سنوزوئیک) است. دشت الشتر از پرشدن ناحیه‌ای فرورفته به وسیلهٔ آبرفت‌های عهد حاضر بوجود آمده است. آهک‌های کرتاسه و انوسن و ماسه سنگ و مارن سنگ کف دشت را تشکیل می‌دهد. آبرفت‌ها از شن و ماسه و قلوه‌سنگ تشکیل شده‌اند و قشرهای رسی متناوب، آبرفت را پوشانده است. شکل ۱ نقشه زمین‌شناسی منطقه و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی این نقشه را نشان می‌دهد



شکل ۱ - نقشه زمین‌شناسی و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه.  
Fig. 1. The geological map of the study area and the location of the sampling sites.

## روش کار

خاک توسط روش سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA Test Method, 1998, Method9045) در یک مخلوط با نسبت ۱:۱ آب و خاک تعیین شد. درصد ماده آلی از طریق تعیین مقدار کربن آلی و از راه اکسیداسیون با دی‌کرومات پتاسیم در یک محیط اسیدی قوی به دست آمد (Fernandez et al., 2009). درصد کربنات کلسیم نمونه‌ها با روش تیتراسیون برگشتی تعیین گردید (Rocco et al., 2016). توزیع اندازه ذرات خاک (درصد ماسه، سیلت و رس) نیز به وسیله الک کردن و هیدرومتری تعیین شد. غلظت کل عناصر در نمونه‌های خاک پس از هضم با

در این مطالعه ۱۸ نمونه خاک سطحی (عمق 0-20cm) توسط بیله‌چه فولادی ضد زنگ جمع‌آوری شد. در هر ایستگاه نمونه‌برداری، ۴ جزء نمونه از رئوس یک مربع به ابعاد یک در یک متر برداشت شد. وزن هر جزء نمونه حدود ۲۵۰ گرم در نظر گرفته شد. جزء‌نمونه‌ها با هم مخلوط شدند و در هر ایستگاه یک نمونه کلی به دست آمد. موقعیت هر ایستگاه توسط دستگاه GPS ثبت گردید و نمونه‌ها در کیسه‌های پلی‌اتیلنی تمیز جمع‌آوری شده و کدگذاری شدند. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه و خشک شدن در دمای اتاق به مدت ۴۸ ساعت، از الک ۲mm (۱۰ مش) عبور داده شدند. pH

اسیدهای قوی ( $\text{HF}+\text{HCl}+\text{HClO}_4+\text{HNO}_3$ ) توسط دستگاه ICP-OES مدل Varian- 735 آزمایشگاه شرکت زرآما اندازه گیری گردید.

## نتایج و بحث

### ویژگی های فیزیکی - شیمیایی نمونه ها

در جدول ۱، ویژگی های فیزیکی-شیمیایی نمونه های مورد مطالعه و آمار توصیفی غلظت عناصر ارائه شده است. pH نمونه های خاک مورد مطالعه از ۶/۹ تا ۷/۵ (میانگین ۷/۲) تغییر می کند. بر اساس رده بندی استاندارد انجمن علوم خاک امریکا (USDA, 1999) pH نمونه های خاک در محدوده خنثی تا قلیایی می باشد که با توجه به رخنمون توالی های کربناتی در منطقه و اصلاح خاک های کشاورزی با آهک، قابل توجیه است. میزان ماده آلی در نمونه های خاک مورد مطالعه در گستره ۲/۷ تا ۹/۳ درصد (میانگین ۶ درصد) قرار می گیرد. مواد آلی شامل مواد هیومیک است که می تواند عناصر بالقوه سمی را جذب کند و از این طریق باعث کاهش دسترس پذیری این عناصر در خاک می شود (Bashir, 2019). مقدار بالای ماده آلی نمونه ها، ناشی از

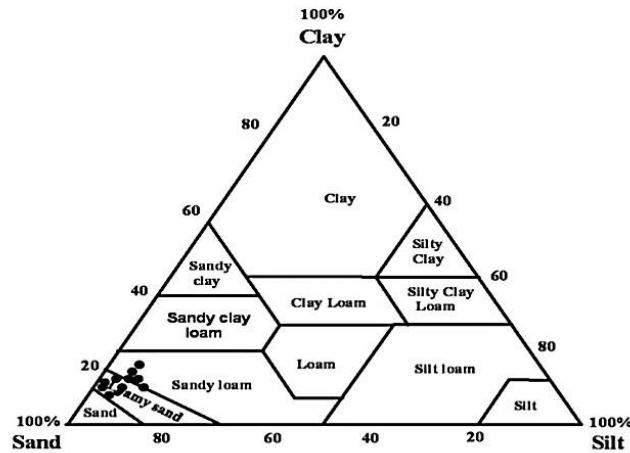
کاربرد وسیع کود حیوانی در منطقه است. درصد کربنات کلسیم نمونه خاک های مورد مطالعه بین ۵ و ۳۹ درصد (میانگین ۲۱ درصد) متغیر است. مقدار بالای کربنات در نمونه های مورد مطالعه با pH خنثی تا قلیایی خاک منطقه سازگار است. کربنات ها مخزن مهمی برای انباشت و نگهداری یون های فلزی هستند (Rocco et al., 2016) و می توانند برخی عناصر بالقوه سمی مانند کادمیم، روی و سرب را به خود جذب کنند. در خاک های مورد مطالعه، میزان رس بین ۸ تا ۱۶ درصد (میانگین ۱۱ درصد)، میزان سیلت بین ۲ تا ۱۰ درصد (میانگین ۵/۴ درصد) و میزان ماسه بین ۷۸ تا ۸۸ درصد (میانگین ۸۳/۵ درصد) تغییر می کند. طبق رده بندی استاندارد خاک کشاورزی آمریکا (USDA, 1999) بافت خاک های مورد مطالعه از نوع لوم ماسه ای و ماسه لومی و از نوع سبک می باشند (شکل ۲). به طور کلی دسترس پذیری عناصر در خاک های با بافت ریز (مقدار رس بالا) نسبت به خاک های با بافت درشت (مقدار ماسه بالا) کمتر است (Yu et al., 2019). زیرا سیلت و رس پتانسیل بالاتری برای جذب و نگهداری عناصر بالقوه سمی دارند.

جدول ۱- آمار توصیفی ویژگی های فیزیکوشیمیایی و غلظت عناصر در نمونه های خاک دشت الشتر در مقایسه با مقادیر مرجع. مقادیر غلظت بر حسب mg/kg، مقدار ماده آلی، کربنات، سیلت، رس و ماسه بر حسب درصد می باشد.

Table 1. Descriptive statistics of the physico-chemical parameters and elements concentration in the Aleshtar Plain soils compared with the reference values. The concentration values are reported as mg/kg, and the content of organic matter (OM), carbonate, silt, caly and sand are reported as %.

parameter	Mean	Max.	Min.	Reference value *
pH	7.2	7.4	6.9	-
OM	6	9.3	2.7	-
Carbonate	21	39	5	-
Sand	83.5	88	78	-
Silt	5.4	10	2	-
Clay	11	16	8	-
Cd	0.3	0.4	0.2	0.4
Ni	117.9	145	91	29
Pb	18.4	27	12	27
As	14	96.1	4	6.8
Zn	84.4	104	65	70
Cu	37	46	28	38.9
Co	19.7	25	15	11.3
Cr	155.7	192	134	59.5
Mo	0.7	0.9	0.5	1.1
Sc	13.5	16.5	10.2	11.7
Sb	4.1	4.7	3.4	0.6
Al	59279	71384	44020	67000
Fe	36192	44665	27639	32000
Ag	0.43	1.8	0.27	0.13
U	8.5	11.9	5.4	3
Th	11	12.8	9	9.2
Mn	750	967	545	488
V	96.7	118	71	129

\*Kabata-Pendias, 2011



شکل ۲- موقعیت نمونه‌های خاک دشت الشتر بر روی مثلث دانه‌بندی خاک (USDA, 1999).

Fig. 2. The location of the Aleshtar Plain soils on the soil texture diagram (USDA, 1999).

در معرض آرسنیک باعث بروز بیماری‌های کراتوسیس (شاخی شدن پوست)، سرطان‌های مری، پوست و بیماری پای سیاه (Black foot) و بروز ناراحتی‌های پوستی می‌شود. تجمع توریم و اورانیوم در خاک، باعث ورود آنها به زنجیره غذایی و بروز خطرات سلامتی مرتبط با تشعشع مانند سرطان‌های ریه می‌شود. بر اساس نتایج به دست آمده و با توجه به افزایش غلظت عناصر بالقوه سمی و خطرناک در خاک‌های کشاورزی دشت الشتر، مدیریت فعالیت کشاورزی در محدوده مورد مطالعه امری بسیار ضروری است.

#### ارزیابی کمی آلودگی خاک به عناصر بالقوه سمی

برای ارزیابی کمی آلودگی خاک‌های مورد مطالعه به عناصر بالقوه سمی، از ضرایب غنی‌شدگی، زمین‌انباشت، شاخص آلودگی تک‌عاملی و شاخص آلودگی یکپارچه نمره استفاده شد. ضریب غنی‌شدگی یکی از شاخص‌های مهم برای ارزیابی درجه آلودگی خاک می‌باشد (Barbieri, 2016) و توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{(m/n)_{\text{sample}}}{(m/n)_{\text{background}}} \quad (\text{رابطه ۱})$$

در این رابطه، EF ضریب غنی‌شدگی،  $m_{\text{sample}}$  غلظت عنصر مورد نظر در نمونه خاک،  $n_{\text{sample}}$  غلظت عنصر بهنجارکننده در نمونه خاک،  $m_{\text{background}}$  غلظت عنصر مورد نظر در ماده زمینه و  $n_{\text{background}}$  غلظت عنصر بهنجارکننده در ماده زمینه است. در این مطالعه برای محاسبه ضریب غنی‌شدگی، از ترکیب میانگین پوسته‌ای به عنوان ماده زمینه و از عنصر آلومینیم به عنوان فلز بهنجارکننده استفاده گردید، زیرا این عنصر تغییرات اندکی در محیط دارد و توزیع آن نرمال است. میانگین ضرایب غنی‌شدگی عناصر به صورت زیر کاهش می‌یابد:

Sb (572.9) > As (10) > Ag (8.6) > U (8.4) > Cd, Ni (2.2) > Cr, Th (2.1) > Pb (2) > Zn (1.7) > Mn, Co, Mo (1.1) > Fe, V (1) > Cu (0.9) > Sc (0.8) > Zr (0.7) > Sr (0.6)

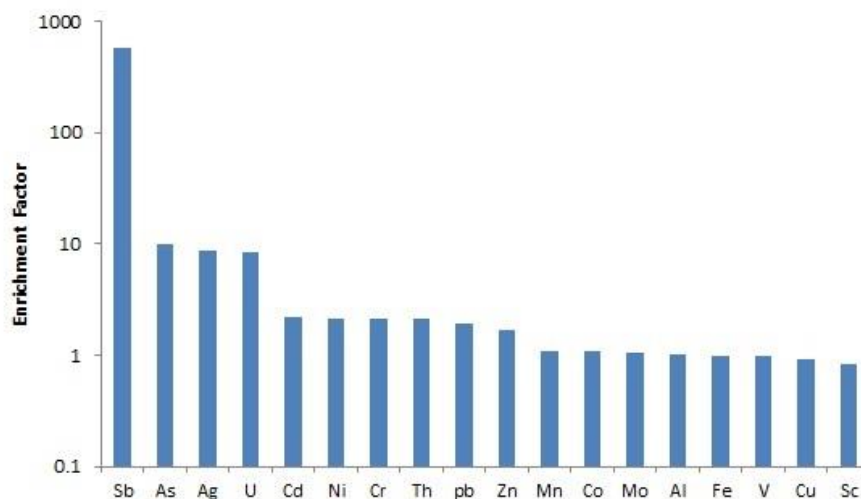
مقادیر EF کمتر از ۱ نشانگر منشأ طبیعی عناصر است. بر اساس مقادیر میانگین ضریب غنی‌شدگی (شکل ۳) می‌توان گفت که عناصر آهن،

#### ارزیابی غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های خاک

بر اساس جدول ۱، میانگین غلظت عناصر کادمیم، آرسنیک، آنتیموان، مس، روی، نیکل، آهن، منگنز، کروم، سرب، نقره، کبالت، مولیبدن، وانادیم، توریم و اورانیوم به ترتیب ۰/۳، ۱۴، ۴/۱، ۳۷/۱، ۸۴/۴، ۱۱۷/۹، ۳۶۱۹۲، ۷۵۰، ۱۵۵/۷، ۱۸/۴، ۰/۴۳، ۱۹/۷، ۰/۸، ۹۶/۷، ۱۱، ۸/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. میانگین غلظت عناصر آرسنیک، آنتیموان، روی، نیکل، آهن، منگنز، کروم، نقره، کبالت، توریم و اورانیوم در نمونه‌های مورد مطالعه از غلظت متناظر آنها در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (Kabata-Pendias, 2011) بالاتر و غلظت عناصر آرسنیک، روی و آنتیموان در همه نمونه‌ها نسبت به این استاندارد بالاتر است. غلظت اورانیوم و توریم به ترتیب در ۶۱ و ۸۹ درصد نمونه‌های مورد مطالعه، از غلظت متناظر این عناصر در میانگین ترکیب خاک‌های جهانی بالاتر است. فعالیت کشاورزی (کاربرد کود و سموم) باعث افزایش غلظت این عناصر در خاک‌های کشاورزی می‌شود (Cao et al., 2003). حضور کادمیم، آرسنیک، آنتیموان، توریم، اورانیوم، نیکل و کروم در خاک‌های کشاورزی، مسأله زیست‌محیطی بسیار مهمی است (Khan et al., 2017; Hingston et al., 2001). ورود کادمیم به زنجیره غذایی می‌تواند به اثرات سلامتی حاد و مزمن مانند بروز سرطان (ریه، کلیه و پروستات) و نیز بیماری‌های کلیوی، ریه و استخوان منجر شود (ATSDR, 1993). کادمیم و ترکیبات آن سرطانزا هستند و آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان این عنصر را در گروه یک ترکیبات سرطانزا قرار داده است. نیکل عنصری کشنده است (Nriagu and Pacyna, 1988) و آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان، نیکل و ترکیبات آن را در گروه ۱ ترکیبات سرطانزا قرار داده است. قرارگیری در معرض نیکل و ترکیبات آن می‌تواند باعث بروز سرطان ریه، حفره بینی، و سینوس‌های پاراناژال شود. آرسنیک عنصری سمی است و یک تهدید مهم برای سلامتی انسان به‌شمار می‌رود، زیرا آرسنیک و ترکیبات غیر آلی آن برای انسان سرطانزا هستند. آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان این عنصر و ترکیبات غیر آلی آن را در گروه یک ترکیبات سرطانزا قرار داده است. قرارگیری در معرض آرسنیک باعث افزایش خطر ابتلا به سرطان‌های کبد، ریه، مثانه و احتمالاً سرطان کلیه و روده بزرگ می‌شود (Marabottini et al., 2013). همچنین قرارگیری

کبالت فاقد غنی‌شدگی یا دارای غنی‌شدگی اندک ( $EF < 2$ )، عناصر توریم، کروم، نیکل و کادمیم دارای غنی‌شدگی متوسط ( $2 < EF < 5$ )، عناصر اورانیوم، نقره و آرسنیک دارای غنی‌شدگی قابل توجه ( $5 < EF < 20$ )، و عنصر آنتیموان دارای غنی‌شدگی بی‌نهایت بالا ( $EF > 40$ ) می‌باشند.

وانادیم، مس و اسکاندیم دارای منشأ طبیعی و عناصر آنتیموان، آرسنیک، نقره، اورانیوم، کادمیم، نیکل، کروم، توریم، سرب، روی، منگنز، کبالت و مولیبدن دارای منشأ انسانزاد (فعالیت کشاورزی) می‌باشند. بر اساس رده‌بندی ساترلند (Sutherland, 2000)، عناصر سرب، روی، منگنز و



شکل ۳- میانگین ضرایب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک دشت الشتر.

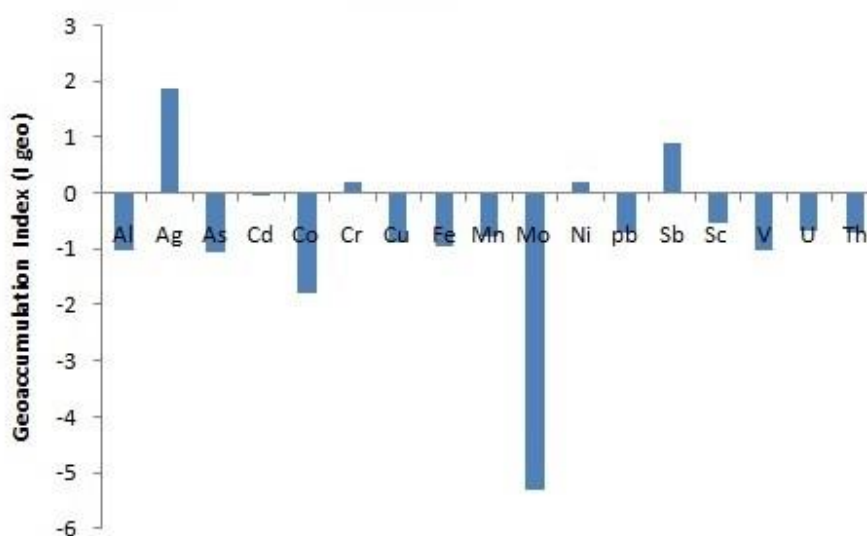
Fig. 3. The average enrichment factors values of the studied elements in the Aleshtar Plain soils.

است. ضریب  $1/5$  به منظور تصحیح نوسانات طبیعی غلظت عنصر در خاک اعمال شده است (Barbieri, 2016). بر اساس رده‌بندی مولر، نمونه‌ها نسبت به عنصر نقره در رده آلودگی متوسط، نسبت به عناصر آنتیموان، نیکل و کروم در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط، و نسبت به سایر عناصر غیر آلوده می‌باشند (شکل ۴).

شاخص ضریب زمین‌انباشت ( $I_{geo}$ ) در ابتدا توسط مولر به منظور ارزیابی سطح آلودگی نمونه‌ها به فلزات تعریف شده است و توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود (Muler, 1969; Qingjie, 2008):

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n) \quad (\text{رابطه } 2)$$

که در آن،  $I_{geo}$  ضریب زمین‌انباشت،  $C_n$  غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک و  $B_n$  مقدار زمینه عنصر مورد مطالعه (ترکیب شیل میانگین)



شکل ۴- میانگین ضرایب زمین‌انباشت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک دشت الشتر.

Fig. 4. The average values of geoaccumulation index for the studied elements in the Aleshtar Plain soils.

برای ارزیابی سطح آلودگی فلزات سنگین از شاخص آلودگی تک عاملی ( $P_i$ ) استفاده می‌شود (Jorfi et al., 2017):

$$P_i = \frac{C_n}{B_n} \quad (\text{رابطه ۳})$$

در این رابطه،  $C_n$  و  $B_n$  به ترتیب غلظت عنصر در نمونه خاک و ماده زمینه (ترکیب میانگین خاک‌های جهانی، Kabata-Pendias, 2011)

است. در جدول ۲ رده بندی شاخص آلودگی تک عاملی و موقعیت عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس این رده بندی، نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه نسبت به عناصر کادمیم، مس، سرب، مولیبدن، وانادیم و آلومینیم فاقد آلودگی، نسبت به کبالت، آهن، منگنز، روی، توریم و اسکاندیم در رده آلودگی کم، نسبت به آرسنیک، کروم و اورانیوم در رده آلودگی متوسط، نسبت به نقره و نیکل در رده آلودگی شدید و نسبت به آنتیموان در رده آلودگی بسیار شدید قرار می‌گیرند.

جدول ۲- رده‌بندی مقدار شاخص آلودگی (Gong et al., 2008) و موقعیت عناصر مورد مطالعه.

Table 2. The classification of pollution index (Gong et al., 2008) and the situation of the studied elements.

$P_i$ value	Classification	Studied elements
$P_i \leq 1$	Clean	Cd, Cu, Pb, Al, Mo, V
$1 < P_i < 2$	Low level of pollution	Co, Fe, Mn, Zn, Th, Sc
$2 \leq P_i < 3$	Moderate level of pollution	As, Cr, U
$3 \leq P_i < 5$	strong level of pollution	Ag, Ni
$P_i \geq 5$	Very strong level of pollution	Sb

آلومینیم و مس در رده هشدار آلودگی و عناصر وانادیم و سرب در رده فاقد آلودگی قرار می‌گیرند.

#### رده‌بندی آلودگی خاک‌های دشت الشتر

برای رده‌بندی خاک‌های مورد مطالعه، از شاخص آلودگی ترکیبی، شاخص بار آلودگی و شاخص ریسک اکولوژیکی بالقوه استفاده شد. شاخص آلودگی ترکیبی (Combined Pollution Index) یا CPI از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود (Seeboonruang, 2012):

$$CPI = \frac{\sum P_i}{N} \quad (\text{رابطه ۵})$$

از شاخص آلودگی یکپارچه نمره (Nemerow Integrated Pollution Index) برای ارزیابی کیفیت خاک استفاده می‌شود. این شاخص از رابطه زیر قابل محاسبه است (Sawut et al., 2018):

$$NIPI = \sqrt{\frac{P_i^2_{ave} + P_i^2_{max}}{2}} \quad (\text{رابطه ۴})$$

در این رابطه،  $P_i$  شاخص آلودگی تک‌عاملی هر عنصر است. در جدول ۳ رده‌بندی مقادیر شاخص فلزی یکپارچه نمره و موقعیت قرارگیری عناصر مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس مقادیر شاخص آلودگی یکپارچه نمره، عناصر آنتیموان و نیکل در رده بالای آلودگی، عناصر نقره، کروم و اورانیوم در رده متوسط آلودگی، عناصر کبالت، منگنز، توریم، روی، اسکاندیم و آهن در رده پایین آلودگی، عناصر آرسنیک، کادمیم، مولیبدن،

جدول ۳- رده‌بندی شاخص آلودگی یکپارچه نمره (Sabitha and Sarala, 2012) و موقعیت عناصر مورد مطالعه.

Table 3. The classification of the Nemerow Integrated Pollution Index (Sabitha and Sarala, 2012) and the situation of the studied elements.

NIPI value	Classification	Studied elements
$NIPI \leq 0.7$	Non pollution	Pb, V
$0.7 < NIPI \leq 1$	Warning line of pollution	As, Al, Mo, Cd, Cu
$1 < NIPI \leq 2$	Low level of pollution	Co, Mn, Th, Zn, Fe, Sc
$2 < NIPI \leq 3$	Moderate level of pollution	Ag, Cr, U
$NIPI > 3$	high level of pollution	Sb, Ni

$$PLI = \sqrt[n]{P_1 \times P_2 \times \dots \times P_i \times N} \quad (\text{رابطه ۶})$$

در جدول ۴ رده‌بندی شاخص بار آلودگی و در شکل ۵ مقادیر PLI نمونه‌های خاک مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس نتایج به دست آمده، خاک‌های کشاورزی دشت الشتر در رده  $2 \leq PLI < 1$  قرار دارد که نشانگر آلودگی کم تا متوسط نمونه‌ها می‌باشد.

در این رابطه،  $N$  به تعداد عناصر مورد بررسی (در این مطالعه ۱۵ عنصر) اشاره می‌کند. بر اساس نتایج به دست آمده و بر مبنای رده بندی مقادیر CPI (Abraham and Parker, 2008)، نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی کم قرار می‌گیرند.

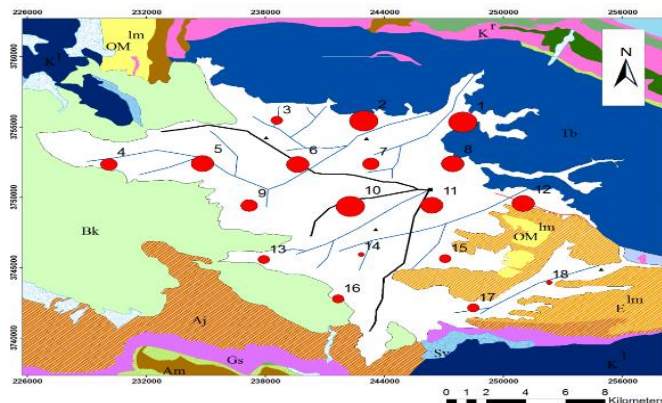
شاخص بار آلودگی (PLI) توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود (Jorfi et al., 2017):



جدول ۴- رده‌بندی مقدار شاخص بار آلودگی (Tomilnson et al., 1980).

Table 4. The classification of Pollution Load Index (Tomilnson et al., 1980).

PLI value	Classification
0	background concentration
0<PLI≤1	unpolluted
1<PLI≤2	unpolluted to moderately polluted
2<PLI≤3	moderately polluted
3<PLI≤4	moderately polluted to highly polluted
4<PLI≤5	highly polluted
PLI>5	extremely polluted



**PLI**

- 1.05 - 1.06
- 1.06 - 1.28
- 1.28 - 1.39
- 1.39 - 1.50
- 1.50 - 1.94

- City
- ▲ Village
- Fault
- Waterway
- Asphalt road

شکل ۵ - پراکنندگی شاخص بار آلودگی نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر.

Fig. 5. Spatial distribution of the pollution load index values in the agricultural soils of the Aleshtar Plain.

از شاخص ریسک اکولوژیکی بالقوه (Potential Ecological Risk Index) یا PERI برای ارزیابی شدت ریسک ایجاد شده توسط تمرکز عناصر بالقوه سمی در خاک استفاده می‌شود (Mazurek et al., 2019). این شاخص توسط Hakanson (1980) ارائه شده است. در این روش، حد سمناکی، اثر هم‌افزای عناصر بالقوه سمی و حساسیت اکولوژیکی مجموعه‌ای از عناصر در نظر گرفته می‌شود (Nabholz 1991, Singh et al., 2010, Douay et al., 2013) و از رابطه زیر قابل محاسبه است:

برای روی ۱، برای کروم، ۲، برای مس، نیکل و سرب ۵ و برای کادمیم ۳۰، (Hakanson, 1980) و  $P_i$  شاخص تک عاملی آلودگی هر فلز می‌باشد. در جدول ۵ رده‌بندی  $E_R^i$  و PERI و موقعیت قرارگیری عناصر مورد مطالعه در این رده‌بندی ارائه شده است. بر اساس نتایج به دست آمده، ریسک اکولوژیکی بالقوه عناصر آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، نیکل و سرب، پایین و ریسک اکولوژیکی عنصر روی بالا است. بر اساس نتایج حاصل از ارزیابی ریسک اکولوژیکی، نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر در رده آلودگی A تا C قرار می‌گیرند.

$$PERI = \sum_{i=1}^m E_r^i$$

(رابطه ۷)

$$E_r^i = T_r^i \times P_i$$

(رابطه ۸)

جدول ۵- رده بندی شاخص ریسک اکولوژیکی بالقوه (Hakanson, 1980) و موقعیت عناصر مورد مطالعه.

Table 5. The classification of the Potential Ecological Risk (Hakanson, 1980) and the location of the studied elements.

PERI	Classification	Studied elements	$E_r^i$	Classification	Studied elements
<150	Slight (A)	Cr, Cu, Pb	>40	Slight	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb
150-300	Medium (B)	-	40-80	Medium	-
300-600	Strong (C)	As, Cd, Ni	80-160	Strong	Zn
≥600	Very strong (D)	-	160-320	Very strong	-
		Zn	≥320	Extremely strong	-

## ارزیابی ریسک سلامتی

## ارزیابی ریسک سلامتی غیرسرطانی

یکی از روش‌های ارزیابی ریسک سلامتی عناصر بالقوه سمی، استفاده از راهکار ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA, 1989) است. در این روش، ابتدا مقدار متوسط دوز روزانه (ADD) ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) از طریق مسیرهای هضم ( $\text{ADD}_{\text{ing}}$ )، تنفس ( $\text{ADD}_{\text{inh}}$ ) و جذب پوستی ( $\text{ADD}_{\text{dermal}}$ )، از طریق روابط زیر محاسبه می‌شود (Sawut et al., 2018).

$$\text{ADD}_{\text{ing}} = C \times \frac{\text{IngR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \times 10^{-6} \quad (\text{رابطه ۹})$$

$$\text{ADD}_{\text{inh}} = C \times \frac{\text{InhR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{SL} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (\text{رابطه ۱۰})$$

$$\text{ADD}_{\text{dermal}} = C \times \frac{\text{SL} \times \text{SA} \times \text{ABS} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \times 10^{-6} \quad (\text{رابطه ۱۱})$$

در جدول ۶ توصیف اجزای روابط فوق و مقادیر مرتبط با هر پارامتر ارائه شده است (Ferreira-Baptista and Miguel, 2005). ریسک

غیرسرطانی عناصر از طریق رابطه زیر محاسبه می‌گردد (Sawut et al., 2018):

$$\text{HQ}_i = \sum_{j=1}^3 \frac{\text{ADD}_{ij}}{\text{RfD}_{ij}} \quad (\text{رابطه ۱۲})$$

که در آن،  $\text{RfD}_i$  حداکثر دوز قابل قبول در معرض قرارگیری روزانه است. مقادیر این پارامتر برای عناصر مختلف و مسیرهای مختلف در معرض قرارگیری، در جدول ۷ ارائه شده است.  $\text{HQ} \leq 1$  نشانگر عدم بروز اثرات سلامتی غیرسرطانی و  $\text{HQ} > 1$  نشانگر بروز اثرات غیرسرطانی است (Saritha, 2011). نتایج حاصل از ارزیابی ریسک سلامتی و محاسبه مقادیر  $\text{HQ}$  نشان می‌دهد که در سایت‌های نمونه‌برداری ۲ و ۱۰، ریسک غیرسرطانی عنصر آرسنیک برای خردسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد، زیرا  $\text{HQ}$  در این مناطق بالاتر از یک می‌باشد. مجموع مقادیر  $\text{HQ}$  نیز شاخص مناسبی برای ارزیابی ریسک سلامتی است:

$$\text{HI} = \sum_{i=1}^4 \text{HQ}_i \quad (\text{رابطه ۱۳})$$

جدول ۶- توصیف پارامترهای مورد استفاده در فرمول‌های دوز دریافتی روزانه (USEPA, 1997, Ferreira-Baptista and Miguel, 2005., Sawut et al., 2018).  
Table 6. Description of the applied parameters in the Average Daily Dose relationships (USEPA, 1997, Ferreira-Baptista and Miguel, 2005., Sawut et al., 2018).

Parameter	Description	Unit	Value	
			Children	Adult
C	Concentration in soil	mg/kg	-	-
$R_{\text{ing}}$	Ingestion Rate	mg/day	200	100
EF	Exposure Frequency	days/year	350	350
ED	Exposure Duration	years	6	24
BW	Body Weight	kg	15	70
AT	Average Time	ED×365	2190	8760
$R_{\text{inh}}$	Inhalation Rate	$\text{m}^3/\text{day}$	7.6	20
PEF	Particle Emission Rate	$\text{m}^3/\text{day}$	$1.36 \times 10^9$	$1.36 \times 10^9$
SA	Skin Surface Area	cm	5700	2800
SL	Skin Adherence Factor	$\text{mg}/\text{cm}^2$	0.2	0.07
ABS	Dermal Absorption Factor	-	0.001	0.001

جدول ۷- دوزهای مرجع ( $\text{RfD}$ ) و فاکتور شیب ( $\text{SF}$ ) مورد استفاده برای ریسک سرطانی و غیرسرطانی عناصر بالقوه سمی (Park, 2018, Sawut et al., 2018).  
Table 7. The applied reference dose ( $\text{RfD}$ ) and slope factor ( $\text{SF}$ ) for the calculation of carcinogenic and non-carcinogenic risks of the potentially toxic elements (Park, 2018, Sawut et al., 2018).

Parameter	Route	Pb	Cr	Zn	As	Cd
$\text{RfD}$	Ingestion	$3.50 \times 10^{-3}$	$3.00 \times 10^{-3}$	$3.00 \times 10^{-1}$	$3.00 \times 10^{-4}$	$1.00 \times 10^{-3}$
	Dermal Contact	$5.25 \times 10^{-4}$	$6.00 \times 10^{-5}$	$6.00 \times 10^{-2}$	$3.00 \times 10^{-4}$	$1.00 \times 10^{-5}$
	Inhalation	$3.52 \times 10^{-3}$	$2.86 \times 10^{-5}$	$3.00 \times 10^{-1}$	$1.23 \times 10^{-4}$	$1.00 \times 10^{-3}$
$\text{SF}$	Ingestion	-	-	-	1.5	6.1
	Dermal Contact	-	-	-	1.5	6.1
	Inhalation	-	42	-	$4.3 \times 10^{-3}$	$1.8 \times 10^{-3}$

غیرسرطانی مرتبط با عناصر مورد مطالعه از مسیرهای تماس پوستی و تنفس، برای گروه‌های خردسال و بزرگسال وجود ندارد.

## ارزیابی ریسک سلامتی سرطان‌زایی

ریسک بروز سرطان برای هر فرد را می‌توان با معادلات خطی زیر ارزیابی نمود (Fakhri et al., 2018).

مقدار  $\text{HI}$  کمتر از یک نشانگر عدم اثر منفی بر سلامتی افراد و  $\text{HI} > 1$  نشانگر اثرات نامطلوب سلامتی است (Dulfour and Ballentione, 1986). بر اساس مقادیر  $\text{HI}$ ، ریسک سلامتی غیرسرطانی برای خردسالان و بزرگسالان از مسیر بلع وجود دارد. برای مسیر تنفس و تماس پوستی، برای هر دو گروه خردسالان و بزرگسالان، مقدار  $\text{HI}$  و  $\text{HQ}$  تمام عناصر مورد مطالعه کمتر از یک است و بنابراین هیچ‌گونه ریسک



سرطان‌زایی برای عناصر مختلف مورد مطالعه است و از طریق رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$TCR = \sum_{j=1}^2 CR_j \quad (\text{رابطه ۱۵})$$

$$CR_i = \sum_{j=1}^3 ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (\text{رابطه ۱۴})$$

که در آن CR ریسک سرطان‌زایی و SF فاکتور شیب سرطان‌زایی است. فاکتور شیب با مصرف روزانه آلاینده فلزی در ارتباط است و بنابراین، با احتمال بروز سرطان در هر فرد، رابطه مستقیم دارد (Park, 2018). مقادیر CR بین  $1 \times 10^{-4}$  تا  $1 \times 10^{-6}$  نشانگر احتمال بروز سرطان است (Young et al., 2014). TCR مجموع ریسک

جدول ۸- ارزیابی ریسک سرطان‌زایی عناصر آرسنیک، کروم، نیکل و کادمیم از مسیرهای استنشاق، تماس پوستی و بلع در نمونه‌های خاک کشاورزی دشت الشتر.

Table 8. Assessment of the carcinogenic risks for As, Cr, Ni and Cd through inhalation, dermal contact and ingestion routes in the agricultural soil samples of the Aleshtar Plain.

	Inhalation		Dermal contact		Ingestion	
	Children	Adults	Children	Adults	Children	Adults
As	7.6E-08	4.29E-08	1.85E-06	2.82E-07	0.00027	2.89E-05
Cr	8.4E-07	4.74E-07	2.04E-05	3.12E-06	0.002986	0.00032
Ni	6.36E-07	3.59E-07	1.55E-05	2.36E-06	0.002262	0.000242
Cd	1.73E-09	9.77E-10	4.21E-08	7.33E-08	6.16E-06	6.6E-07

عناصر نیکل نیز از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و از طریق تماس پوستی برای خردسالان با ریسک سرطان‌زایی همراه است. کادمیم از طریق مسیر بلع برای خردسالان، دارای ریسک سرطان‌زایی است.

بر اساس محاسبات انجام شده (جدول ۸)، برای عنصر آرسنیک، ریسک سرطان‌زایی در کودکان و بزرگسالان از طریق مسیر بلع وجود دارد. عنصر کروم، از طریق مسیر تماس پوستی برای خردسالان و از طریق مسیر بلع برای بزرگسالان و خردسالان دارای ریسک سرطان‌زایی است. دریافت

### نتیجه‌گیری

و ریسک سرطان‌زایی نیکل برای بزرگسالان از مسیر بلع و برای خردسالان از طریق مسیر تماس پوستی است. کادمیم از طریق مسیر بلع برای خردسالان، دارای ریسک سرطان‌زایی است. با توجه به خطرات احتمالی تجمع عناصر سمی برای سلامت جامعه انسانی، مدیریت فعالیت کشاورزی در این منطقه ضروری است.

هدف از انجام این پژوهش، ارزیابی شدت آلودگی خاک‌های کشاورزی دشت الشتر به عناصر بالقوه سمی و ارزیابی ریسک سلامتی ناشی از تجمع این عناصر در خاک می‌باشد. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که فعالیت کشاورزی در منطقه الشتر، باعث افزایش غلظت کادمیم، آرسنیک، آنتیموان، روی، نیکل، آهن، منگنز، کروم، نقره، کبالت، توریم و اورانیوم در خاک‌های سطحی منطقه شده است. بر مبنای نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی خاک‌های منطقه نسبت به عناصر آنتیموان، آرسنیک، کروم و نیکل آلوده‌تر هستند. نتایج حاصل از ارزیابی ریسک سلامتی، نشانگر ریسک سرطان‌زایی عنصر آرسنیک برای کودکان و بزرگسالان از مسیر بلع، ریسک سرطان‌زایی عنصر کروم برای خردسالان از طریق مسیرهای بلع و تماس پوستی و برای بزرگسالان از طریق مسیر بلع،

### قدردانی

از معاونت پژوهشی دانشگاه صنعتی شاهرود به سبب فراهم آوردن امکانات این پژوهش تقدیر و تشکر به عمل می‌آید.

### منابع

- Abraham, G.M.S., Parker, R.J., 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, 227- 238.
- Atafar, Z., Mesdaghinia, A., Nouri, J., Homaei, M., Yunesian, M., Ahmadimoghaddam, M., Mahvi, A.M., 2010. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, 83-89.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1993. Toxicological profile for cadmium Atlanta. Us Dept. of Health and Human Services, Public Health Service.
- Barbieri, M., 2016. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *Journal of Geology and Geophysics* 237, 1-4.
- Bashir, M.A., Rehim, A., Liu, J., Imran, M., Liu, H., Suleman, M., Naveed, S., 2019. Soil survey techniques determine nutrient status in soil profile and metal retention by calcium carbonate. *Catena* 173, 141-149.

- Cai, L.M., Wang, Q.Sh., Wen, H.H, Luo, J., Wang, Sh., 2019. Heavy metals in agricultural soils from a typical township in Guangdong Province, China: Occurrences and spatial distribution. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 168, 184–191.
- Cao, X., Ma, L.Q., Shiralipour, A., 2003. Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator. *Pteris vittata L. Environmental Pollution* 126(2), 157-167.
- Douay, F., Pelfrene, A., Planque, J., Fourrier, H., Richard, A., Roussel, H., Girondelot, B., 2013. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 3665-3680.
- Dulfour, A.P., Ballentine, A.R.K., 1986. *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria*- 1986.
- Fakhri, Y., Björklund, G., Bandpei, A.M., Chirumbolo, S., Keramati, H., Hosseini Pouya, R., Asadi, A., Amanidaz, N., Sarafraz, M., Sheikmohammad, A., Alipour, M., Baninameh, Z., Mohseni, S.M., Sarkhosh, M., Ghasemi, S.M., 2018. Concentrations of arsenic and lead in rice (*Oryza sativa L.*) in Iran: a systematic review and carcinogenic risk assessment. *Food and Chemical Toxicology* 113, 267–277.
- Fernández-Caliani, J.C., Barba-Brioso, C., González, I., Galán E., 2009. Heavy metal pollution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian Pyrite Belt (Southwest Spain). *Water, Air, and Soil Pollution* 200(1-4), 211-226 .
- Ferreira-Baptista, L., Miguel, E.D., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment* 39 (25), 4501–4512.
- Gong, Q., Deng, J., Xiang, Y., Wang, Q., Yang, L., 2008. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences* 19, 230–241 .
- Håkanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975–1001.
- Hasan, M., Kausar, D., Akhter, G., Shah, M.H., 2018. Evaluation of the mobility and pollution index of selected essential/toxic metals in paddy soil by sequential extraction method. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 147, 283-291.
- Hingston, J.A., Collins, C.D., Murphy, R.J., Lester, J.N., 2001. Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review. *Environmental Pollution* 111, 53–66.
- Hooda, P.S., 2010, Introduction. In: Hooda, P.S. (Ed.), “Trace Elements in Soils”. John Wiley & Sons, Inc. Chichester, UK, 3–8.
- Jorfi, S., Maleki, R., Jaafarzadeh, N., Ahmadi, M., 2017. Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran. *Data in Brief* 15, 584-590.
- Kabata-Pendias, A., 2011. *Trace elements in soils and plants*. 4rd ed, CRC Press. Boca Raton., p. 534.
- Karimi, A., Haghnia, G.H., Safari, T., Hadadian, H., 2017. Lithogenic and anthropogenic pollution assessment of Ni, Zn and Pb in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. *Catena* 157, 151-162 .
- Khan, M.A., Khan, S., Khan, A., Alam, M., 2017. Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of the Total Environment* 601, 1591-1605.
- Li, L., Wu, J., Lu, J., Min, X., Xu, J., Yang, L., 2018. Distribution, pollution, bioaccumulation, and ecological risks of trace elements in soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 166, 345–353.
- Marabottini, R., Stazi, S. R., Papp, R., Grego, S., Moscatelli, M.C., 2013. Mobility and distribution of arsenic in contaminated mine soils and its effects on the microbial pool. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 96, 147-153.
- Mazurek, R., Kowalska, J.B., Gąsiorek, M., Zadrozny, P., Wiczorek, J. 2019. Pollution indices as comprehensive tools for evaluation of the accumulation and provenance of potentially toxic elements in soils in Ojców National Park. *Journal of Geochemical Exploration* 201, 13-30.
- Muhammad, S., Ullah, R., Jadoon, I.A.K., 2019. Heavy metals contamination in soil and food and their evaluation for risk assessment in the Zhob and Loralai valleys, Baluchistan province, Pakistan. *Microchemical Journal* 149, 1-7.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, *GeoJournal* 2, 108–118.
- Nabholz, J.V., Miller, P., Zeeman, M., 1993. Environmental risk assessment of new chemicals under the Toxic Substances Control Act TSCA Section Five. In *Environmental toxicology and risk assessment*. ASTM International.
- Nash, D., Halliwell, D., Hannah, M., Clemow, L., Webb, B., 2003. Phosphorus and selected metals mobilized from two commercial fertilizers into overland flow during border irrigation. *Nutrient Cycling in Agroeco systems* 67, 255–264.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333 (6169), 134–139.
- Park, R.M., 2018. Risk assessment for metalworking fluids and cancer outcomes. *American Journal of Industrial Medicine* 61 (3), 198–203.
- Qingjie, G., Jun, D., Yunchuan, X., Qingfei, W., Liqiang, Y., 2008. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences* 19(3), 230-241.

- Rocco, C., Duro, I., Di, R.S., Fagnano, M., Fiorentino, N., Vetromile, A., Adamo, P. 2016. Composite vs. discrete soil sampling in assessing soil pollution of agricultural sites affected by solid waste disposal. *Journal of Geochemical Exploration* 170, 30-38.
- Sabitha, M.A., Sarala, T.D., 2012. Calculating integrated pollution indices for heavy metals in ecological geochemistry assessment near sugar mill. *Journal of Biology* 5, 489-498.
- Saritha, P., 2011. Degradation of Some USEPA Listed Recalcitrant Compounds Using Advanced Oxidation Processes (AOPS), (Kukatpally).
- Sawut, R., Kasim, N., Maihemuti, B., Hu, L., Abliz, A., Abdujappar, A., Kurban, M., 2018. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China. *Science of the Total Environment* 642, 864-878.
- Seeboonruang, U., 2012. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management* 101, 134-142.
- Singh, A., Agrawal, M., Marshall, F.M., 2010. The role of organic vs. inorganic fertilizers in reducing phytoavailability of heavy metals in a wastewater irrigated area. *Ecological Engineering* 36, 1733-1740.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 396, 611-627.
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 33, 566-575.
- USDA, 1999. Soil taxonomy, Abasic system of soil classification for making and interpreting soil surveys, Handbook No. 436. Soil Survey Staff, Washington, DC.
- USEPA, 1989. Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (Part A). Office of Emergency and Remedial Response. U.S, Environmental Protection Agency Washington, 20450. EPA/540/1-89/002.
- USEPA, 1997. Exposure Factors Handbook. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA, 1998. Test methods for evaluating solid waste, Method 9045D. EPA, Washington, D.C.
- Walter, I., Martı́nez, F., Alonso, L., de Gracia, J., Cuevas, G., 2002. Extractable soil heavy metals following the cessation of biosolids application to agricultural soil. *Environmental Pollution* 117, 315-321.
- Wang, X., He, M., Xie, J., Xi, J., Lu, X., 2010. Heavy metal pollution of the world largest antimony mine-affected agricultural soils in Hunan province (China). *Journal of Soils and Sediments* 10(5), 827-837.
- Young, M.H., Green, R.L., Conkle, J.L., McCullough, M., Devitt, D.A., Wright, L., Vanderford, B.J., 2014. Field-scale monitoring of pharmaceutical compounds applied to active golf courses by recycled water. *Journal of Environmental Quality* 43 (2), 658-670.
- Yu, Y., Zhao, C., Zheng, N., Jia, H., Yao, H. 2019. Interactive effects of soil texture and salinity on nitrous oxide emissions following crop residue amendment. *Geoderma* 337, 1146-1154.