



## ارتباط خصوصیات خاک در سطوح مختلف ژئومورفیک با تغییرات مکانی آرسنیک خاک (مطالعه موردی: منطقه بیجار، استان کردستان)

\*کمال نبی‌اللهی<sup>۱</sup>، احمد حیدری<sup>۲</sup>، نورایر تومانیان<sup>۳</sup> و غلامرضا ثواقبی<sup>۴</sup>

<sup>۱</sup>استادیار گروه مهندسی علوم خاک، دانشگاه کردستان، آدانشیار گروه مهندسی علوم خاک، دانشگاه تهران،  
<sup>۲</sup>استادیار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، <sup>۳</sup>استاد گروه مهندسی علوم خاک، دانشگاه تهران  
تاریخ دریافت: ۹۰/۱۲/۱۸؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۳/۲۷

### چکیده

به منظور بررسی منابع آلودگی و ارزیابی نقش خصوصیات خاک در سطوح مختلف ژئومورفولوژیکی اراضی بر توزیع مکانی آرسنیک خاک در منطقه بیجار، ۸۳ نیم‌رخ براساس واحدهای ژئودولوژی انتخاب و ۲۲۷ نمونه خاک و ۲۰ نمونه آب جمع‌آوری شدند. سپس آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی معمول، اکسیدهای آهن و مقدار آرسنیک کل خاک اندازه‌گیری شدند. برای ارزیابی پتانسیل آلودگی آرسنیک در منطقه خطر احتمالی آن با استفاده از کریجینگ شاخص محاسبه شد. غلظت آرسنیک خاک سطحی از نظر آماری همبستگی معنی‌داری را با رس ( $r=0/87$ )، شن ( $r=-0/45$ )، سیلت ( $r=-0/68$ )، ظرفیت تبادل کاتیونی ( $r=0/65$ ) و اکسیدهای آهن ( $r=0/65$ ) در سطح ۱ درصد نشان داد. غلظت آرسنیک خاک زیرین نیز همبستگی مشابهی را با خصوصیات خاک نشان داد. تفاوت‌های معنی‌داری میان درصد رس، اکسیدهای آهن، ظرفیت تبادل کاتیونی و آرسنیک خاک در لندفرم‌های منشأ آرسنیک با سنگ‌های آذرین غنی از آهن و گل‌سنگ در مقایسه با سایر لندفرم‌ها مشاهده گردید. مقدار آرسنیک نمونه‌های آب در لندفرم‌های واقع در بالادست لندفرم‌های منشأ آرسنیک کم‌تر از حد مجاز استاندارد جهانی WHO و EPA بودند و در لندفرم‌های پایین‌دست لندفرم‌های منشأ آرسنیک بیش‌تر (۱۳۰-۲ برابر حد مجاز استاندارد جهانی) بودند. براساس نتایج به‌دست آمده آرسنیک در اثر فرایندهای فرسایش-رسوب یا صورت محلول از منابع آرسنیک (لندفرم‌های منشأ آرسنیک با سنگ‌های آذرین غنی از آهن و گل‌سنگ) به مکان‌های پست‌تر منتقل شده است که نتایج کریجینگ شاخص هم این احتمال را تأیید نمود. خاک‌های با چنین غلظت‌های آرسنیک ممکن است برای انسان و اکوسیستم خطرناک باشند.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، بیجار، کریجینگ، ژئودولوژی

\*مسئول مکاتبه: [nabiollahy\\_k@yahoo.com](mailto:nabiollahy_k@yahoo.com)

## مقدمه

وجود فلزات سنگین در منابع آب و خاک یکی از عوامل محدودکننده استفاده از این منابع می‌باشد. عنصر آرسنیک از عناصر بسیار سمی می‌باشد که در برخی از نقاط جهان مشکلات زیست‌محیطی و بهداشتی زیادی را به وجود آورده است. آرسنیک به‌عنوان یک عامل سرطان‌زا نیز شناخته شده است (مسکولات، ۲۰۰۰). جذب آرسنیک از خاک‌های آلوده توسط گیاهان باعث ورود آن به زنجیره غذایی و در نهایت به بدن انسان می‌شود (لیو و همکاران، ۲۰۰۵). یافته‌های جدید در ارتباط با سمیت‌های انسانی و محیطی آرسنیک (جین و علی، ۲۰۰۰) و آثار سوء آلودگی آرسنیک در مناطقی هم‌چون آرژانتین، بنگلادش، شیلی، چین، مکزیک، هند، تایلند، تایوان و ویتنام باعث شده است که به بررسی منابع آرسنیک و چگونگی جابه‌جایی آن در اکوسیستم‌ها توجه بیش‌تری شود (پلنت و همکاران، ۲۰۰۴). اکسیدهای مهم و به‌طور عمده اکسیدهای آهن، حرکت و غلظت آرسنیک در محیط‌های طبیعی را در درازمدت کنترل می‌کنند (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲). اکسی-هیدرواکسیدهای آبدار آهن در دامنه اسیدیته ۱۰-۷ (متوسط ۸/۵) دارای بار الکتریکی صفر می‌باشند (کینیورگ و همکاران، ۱۹۷۶). اسیدیته بالاتر باعث ایجاد بار منفی و اسیدیته کم‌تر باعث افزایش بار مثبت در سطوح این ترکیبات می‌شود. اسیدیته متداول در خاک معمولاً کم‌تر از اسیدیته آستانه (۸/۵) است و انتظار می‌رود سطح اکسیدهای آهن دارای بار مثبت باشند که در این صورت برای جذب اکسی‌آنیون‌های آرسنیک در محلول خاک توانا هستند (پولمیو و همکاران، ۱۹۸۲). تمایل قوی آرسنیک در جذب آهن به‌صورت کمپلکس‌های دودندانه درون کره‌ای قابل توضیح است (میتسو، ۲۰۰۶). تعدادی از پژوهش‌گران گزارش داده‌اند که رابطه مهمی بین محتوای رس و تراکم آرسنیک در محلول خاک برقرار است، در خاک‌های اسیدی که رس‌ها دارای بار مثبت هستند، جذب آرسنیک چشم‌گیر می‌باشد. از طرف دیگر هیدرواکسیدهای آهن به‌طور عمده در خاک‌های رسی (کم‌تر از ۲ میکرومتر) دیده می‌شوند که نسبت به خاک‌های شنی دارای ظرفیت بیش‌تری برای نگهداری آرسنیک هستند (ماهیمایراجا و همکاران، ۲۰۰۵). در ارتباط با برهم‌کنش کربنات کلسیم و آرسنیک نظریات متفاوتی توسط پژوهش‌گران ذکر شده است. بین محتوای کربنات کلسیم و جذب آرسنیک در رسوبات همبستگی وجود دارد. پولمیو و همکاران (۱۹۸۲) به این نتیجه رسیدند که اکسیدهای آهن، تراکم آرسنیک در خاک را کنترل می‌کنند و هیچ‌گونه رابطه و همبستگی میان میزان آهن و جذب آرسنیک

در خاک وجود ندارد. چرا که کربنات‌ها توسط اکسیدهای آهن و آلومینیوم پوشانده می‌شوند (مجدی و دونالد، ۲۰۰۱). جذب آرسنیک معمولاً با کاهش اسیدیته خاک افزایش می‌یابد (ماهیمایراجا و همکاران، ۲۰۰۵). تحرک و سمیت آرسنیک در خاک‌ها به‌طور قابل‌توجهی توسط حضور آنیون‌های رقیب مانند فسفات، کلر، بی‌کربنات و سولفات که با آرسنیک برای اشغال محل‌های جذب رقابت می‌کنند تحت‌تأثیر قرار می‌گیرد (اسمیت و همکاران، ۲۰۰۲).

مقدار فلزات سنگین، تحت‌تأثیر عواملی مانند فعالیت‌های انسان، نوع کاربری، کاربرد علف‌کش‌ها و... نیز می‌باشد. علاوه‌بر فعالیت‌های کشاورزی، تغییرات طبیعی در مقادیر فلزات خاکی می‌تواند ناشی از مواد مادری مختلف باشد (اسکولین و همکاران، ۲۰۰۷). مقادیر طبیعی فلزات سنگین در خاک در نواحی با مواد مادری متفاوت تغییرپذیری زیادی نشان می‌دهند (آناوار و همکاران، ۲۰۰۶). در نواحی با سنگ‌شناسی متفاوت مقادیر طبیعی فلزات سنگین در خاک تغییرپذیری زیادی نشان می‌دهند که توسط مواد مادری کنترل می‌شوند (آناوار و همکاران، ۲۰۰۶). آرسنیک عنصر نادری است که حدود پنج هزارم درصد پوسته زمین را تشکیل می‌دهد (آدریانو، ۲۰۰۱). غلظت آرسنیک در فسفریت‌ها و رسوبات رسی بیش‌تر است (دانخر و همکاران، ۲۰۰۲). آرسنیک در برخی از رسوبات احیایی تا غلظت ۳۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تجمع می‌یابد و همراه با هیدروکسید و سولفید آهن در سنگ‌های رسوبی یافت می‌شود (کیم و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت آرسنیک در سنگ‌های آذرین معمولاً کم است. اگرچه میانگین ۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کل سنگ‌های آذرین ارایه شده است اما معمولاً کمی بیش‌تر (کم‌تر از ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) از این مقدارند و در مورد شیشه‌های آتشفشانی تا حدی بیش‌تر (۵/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) گزارش شده است (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲).

یکی از مشکلات اصلی در ارزیابی وضعیت آلودگی یک منطقه نداشتن امکان نمونه‌برداری از تمامی نقاط می‌باشد. به این منظور استفاده از راه‌کار مناسب برای تعمیم نتایج به‌دست آمده از نقاط اندازه‌گیری شده به سایر نقاط و تهیه نقشه آلودگی توصیه می‌گردد (ایساک و سریواستاوا، ۱۹۸۹). زمین‌آمار از ابزارهای بسیار مفید برای بررسی توزیع مکانی آلاینده‌ها و پایش آن‌ها، تشخیص نقاط در معرض خطر آلودگی و مناطق بدون آلودگی می‌باشد (بورگوس و همکاران، ۲۰۰۶). در سال‌های اخیر استفاده از روش‌های زمین‌آمار به‌منظور برآورد خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها افزایش یافته است و در دهه اخیر داده‌های به‌دست آمده از طریق زمین‌آمار نقش مهمی در مطالعه توزیع مکانی

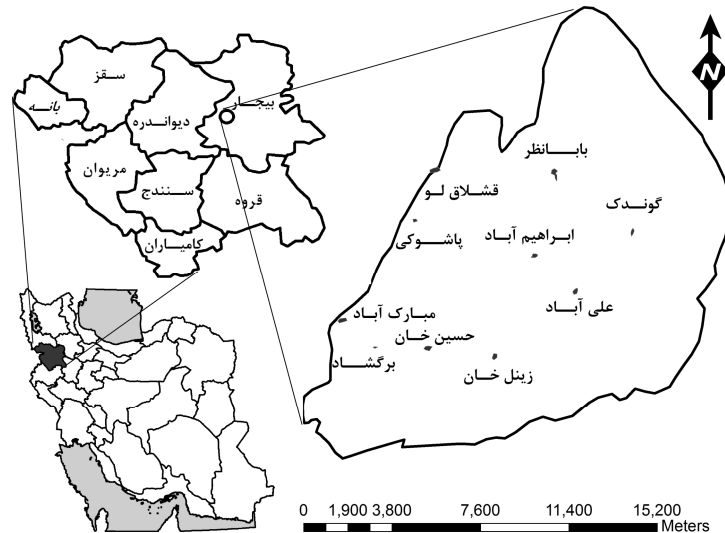
ویژگی‌های خاک داشته‌اند (شی و همکاران، ۲۰۰۸). ریس و همکاران (۲۰۰۵) از کریچینگ شاخص برای تهیه نقشه آلودگی آرسنیک در کوا دوس موروس<sup>۱</sup> پرتغال استفاده کردند. آستانه سمیت آرسنیک برای محصولات کشاورزی حدود ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (ماترا و همکاران، ۲۰۰۵) و حد مجاز اعلام شده در آب آشامیدنی حدود ۱۰ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بررسی‌های محدود صورت گرفته نشان می‌دهد که در برخی از در روستاهای شهرستان بیجار در استان کردستان، غلظت آرسنیک در آب آشامیدنی به بیش از ۱ میلی‌گرم بر لیتر نیز می‌رسد و زخم‌های وسیع پوستی (بیماری قانقاریا<sup>۲</sup>) که ناشی از مصرف آب‌های آلوده به آرسنیک است نیز گزارش شده است (براتی و همکاران، ۲۰۱۰). بنابراین هدف از این پژوهش شناسایی منابع آلاینده و تعیین نقش واحدهای ژئومرفیک (لندفرم) بر توزیع مکانی آرسنیک خاک در محدوده مورد مطالعه است.

### مواد و روش‌ها

**موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه:** به‌منظور مطالعه و بررسی پارامترهای مؤثر بر توزیع مکانی آرسنیک خاک و استفاده از آن‌ها در شناسایی منابع آلاینده آرسنیک در شهرستان بیجار (روستاهای ابراهیم‌آباد، بابانظر، باشوکی، علی‌آباد و گوندک) منطقه‌ای با وسعت ۲۰۰۰۰ هکتار واقع در محدوده طول‌های جغرافیایی ۷۰۲۰۲۳ و ۷۱۲۴۸۳ و عرض‌های جغرافیایی ۳۹۵۱۵۵۹ و ۳۹۷۱۰۷۵ در نظر گرفته شد (شکل ۱). منطقه از نظر سنگ‌شناسی شامل تراورتن، مارن، کنگلومرا، سنگ آهک رسی، شیل، سنگ‌های شامل آهن زیاد، گل‌سنگ، سنگ آهک شامل فسیل، تراس‌های قدیمی، رسوبات آبرفتی و گابرو بوده و دارای دو کاربری کشاورزی دیم و مرتع می‌باشد. رژیم رطوبتی و حرارتی خاک در منطقه به‌ترتیب زیریک و مزیک بوده و میانگین بارندگی سالانه ۳۳۳/۴ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه ۱۰/۴۸ می‌باشد.

1- Cova Dos Mouros

2- Gangrene



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه.

**طراحی نقاط نمونه‌برداری:** برای پوشش دادن به همه عوامل کنترل‌کننده مقدار و توزیع آرسنیک خاک در منطقه مورد مطالعه (زمین‌شناسی، پروسه‌های ژئومورفولوژی، پستی و بلندی اراضی، کاربری و فرایندهای داخلی خاک‌ها) نمونه‌برداری با توجه به نقشه ژئومورفولوژی و تفکیک واحدهای اشکال اراضی انجام شد به گونه‌ای که شبکه نمونه‌برداری متناسب با تنوع واحدهای ژئومورفیک و تنوع خاک‌ها باشد.

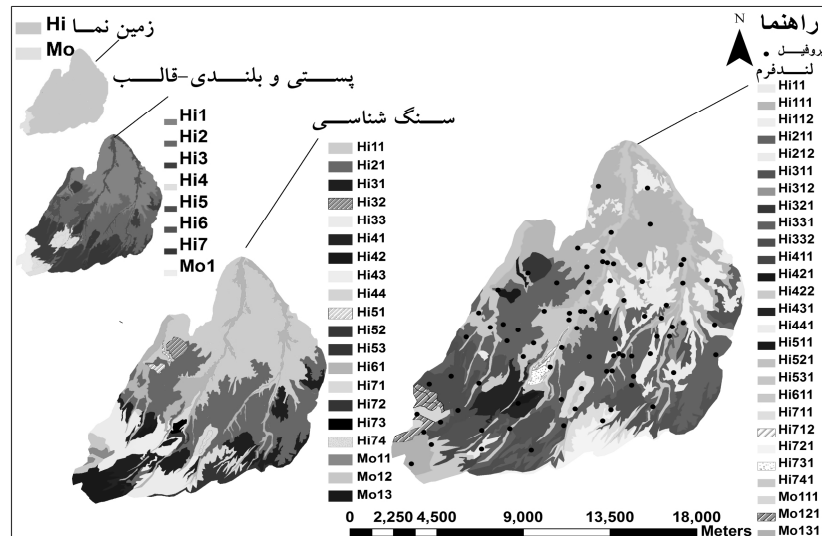
**تهیه نقشه ژئودولوژی منطقه:** برای تهیه نقشه ژئودولوژی از روش تفسیر استریوسکوپی عکس‌های هوایی با مقیاس ۱/۵۵۰۰۰ منطقه و کنترل و اصلاح صحرایی نقشه به دست آمده استفاده گردید. سپس نقشه واحدهای ژئومورفیک را به سامانه جغرافیایی Arc-GIS وارد نموده و تصحیحات هندسی اعمال و زمین مرجع گردید. با تلفیق نقشه‌های زمین‌شناسی، توپوگرافی (مدل رقومی ارتفاع) نقشه درصد شیب و کاربری اراضی نقشه ژئودولوژی در ۴ سطح زمین‌نما، پستی و بلندی - قالب (براساس ارتفاع، رسوبی و فرسایش بودن، داشتن رخنمون سنگی و...)، سنگ‌شناسی (براساس زمین‌شناسی) و لندفرم (براساس موقعیت در دامنه شیب، راس، شانه و پای شیب و...) کاربری تهیه گردید (زینک، ۱۹۸۸ (جدول ۱ و شکل ۲).

نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار جلد (۳)، شماره (۲) ۱۳۹۲

جدول ۱- راهنمای نقشه ژئوپدولوژی منطقه.

کد لندفرم	لندفرم	سنگ‌شناسی	پستی بلندی- قالب	زمین‌نما
Hi111	کناره شیپ	کنگلوмера و مارن (Hi11)	تپه‌های رسوبی کم ارتفاع (Hi1)	
Hi112	قله شیپ			
Hi211	کناره شیپ	کنگلوмера و مارن (Hi21)	تپه‌های رسوبی با ارتفاع متوسط (Hi2)	
Hi212	قله شیپ			
Hi311	کناره شیپ	کنگلوмера و مارن (Hi31)	تپه (Hi)	
Hi312	قله شیپ			
Hi321	کناره شیپ	کنگلوмера و سنگ آهک رسی (Hi32)	تپه‌های رسوبی با ارتفاع زیاد (Hi3)	
Hi331	کناره شیپ			
Hi332	قله شیپ	تراس‌های قدیمی (Hi33)		
Hi411	کناره شیپ	سنگ آهک فسیلی (Hi41)	تپه‌های فرسایش با ارتفاع زیاد (Hi4)	
Hi421	کناره شیپ			
Hi422	قله شیپ	گابرو (Hi42)		
Hi431	کناره شیپ	سنگ‌های آذرین غنی از آهن (Hi43)		
Hi441	کناره شیپ	گل سنگ (Hi44)		
Hi511	کناره شیپ	تراورتن (Hi51)	تپه‌های فرسایش با ارتفاع متوسط (Hi5)	
Hi521	کناره شیپ	گابرو (Hi52)		
Hi531	کناره شیپ	سنگ‌های آذرین غنی از آهن (Hi53)		
Hi611	تراس‌های مسطح آبرفتی ریزبافت	آبرفت (Hi61)	تراس‌های آبرفتی (Hi6)	
Hi711	پرتگاه		مسا (Hi7)	
Hi712	قله	کنگلوмера و مارن (Hi71)		
Hi721	قله شیپ	سنگ آهک رسی (Hi72)		
Hi731	قله شیپ	سنگ‌های آذرین غنی از آهن (Hi73)		
Hi741	قله شیپ	گل سنگ (Hi74)		
Mo111	کناره شیپ	شیل (Mo11)	تپه‌های فرسایشی (Mo1)	کوه (Mo)
Mo121	کناره شیپ	سنگ آهک (Mo12)		
Mo131	کناره شیپ	گابرو (Mo13)		

زینک، ۱۹۸۸؛ تومانیان و همکاران، ۲۰۰۶.



شکل ۲- نقشه ژئودولوژی منطقه در ۴ سطح زمین‌نما، پستی و بلندی- قالب، سنگ‌شناسی و لندفرم (زینک، ۱۹۸۸).

نمونه‌برداری میدانی: شبکه نقاط نمونه‌برداری براساس تغییرات پارامترهای ذکر شده بر روی نقشه ژئومورفیک طراحی و ۸۳ پروفیل حفر و براساس روش‌های طبقه‌بندی آمریکایی خاک تشریح، نمونه‌برداری و طبقه‌بندی گردید (شکل ۲). برای هر نقطه مطالعاتی اطلاعات لازم از جمله محل پروفیل در زمین‌نما، نوع واحد ژئومورفیک و نوع مواد مادری یادداشت‌برداری و از افق‌های هر پروفیل نمونه‌برداری شد. فرایندهای فعال ژئومورفولوژی و عوارض فرسایش و رسوب تا حد ممکن شناسایی و ثبت شدند. علاوه بر نمونه‌برداری خاک از پروفیل‌ها ۲۰ نمونه نیز از منابع آب منطقه تهیه شد (شکل ۷ و جدول ۴).

**تجزیه‌های آزمایشگاهی:** بافت خاک به روش هیدرومتری (جی و بودر، ۱۹۸۶)، هدایت الکتریکی و اسیدیته به روش عصاره گل اشباع (ریچارد، ۱۹۵۴)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش باور (باور و همکاران، ۱۹۵۲)، کربنات کلسیم به روش حجم‌سنجی (اسپارکس و همکاران، ۱۹۹۶)، ماده آلی به روش تیتراسیون (بلاک، ۱۹۸۲)، بی‌کربنات، سولفات و کلر محلول در عصاره اشباع به روش تیتراسیون (ریچارد، ۱۹۵۴)، فسفر قابل جذب به روش اولسن (اولسون، ۱۹۵۴)، اکسیدهای آهن به روش سیترات-دی‌تیونات (اسپارکس و همکاران، ۱۹۹۶)، آرسنیک آب و آرسنیک کل خاک در نمونه‌های خاک پس از هضم به روش آکوا-رژیا<sup>۱</sup> (USEPA، ۱۹۹۶) با استفاده از جذب اتمی کوره گرافیتی<sup>۲</sup> اندازه‌گیری شدند.

1- Aqua Regia

2- GTA 110; Varian Spectra 220

آنالیزهای آماری و زمین‌آماری: محاسبه‌ها و تجزیه و تحلیل‌های زمین‌آماری به‌وسیله نرم‌افزار Arc-GIS 9.3 انجام و نقشه احتمالاتی آرسنیک خاک به روش کریجینگ شاخص براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، که شاخص آستانه آرسنیک خاک برای محصولات کشاورزی است (مجدی و دونالد، ۲۰۰۱) در خاک سطحی و عمقی تهیه گردید. محاسبه‌ها و تجزیه و تحلیل‌های آماری به‌وسیله نرم‌افزار SPSS انجام شد

### نتایج و بحث

تجزیه و تحلیل داده‌ها و وضعیت آرسنیک در خاک: گروه‌های بزرگ موجود در خاک‌های منطقه مورد مطالعه شامل Xerorthents, Calcixerolls, Haploxerolls, Endoaquolls, Haploxerepts و Calcixerepts می‌باشند. در جدول ۲ خلاصه خصوصیات آماری آرسنیک، ظرفیت تبادل کاتیونی، فسفر قابل وصول، کربن آلی، اسیدیته، کربنات کلسیم، رس، سیلت، شن، اکسیدهای آهن قابل استخراج با سیترات-دی‌تیونات-بی‌کربنات و آنیون‌های محلول خاک سطحی و عمقی آمده است. ضرایب همبستگی آرسنیک با ظرفیت تبادل کاتیونی، رس، سیلت، شن و اکسیدهای آهن در جدول ۳ آمده است. همان‌طورکه ملاحظه می‌شود اکسیدهای آهن، بافت خاک و خصوصیات مرتبط هم‌چون ظرفیت تبادل کاتیونی اثر معنی‌داری را بر روی غلظت آرسنیک در خاک (در سطح احتمال ۱ درصد) نشان می‌دهند. اکسیدهای مهم به‌ویژه اکسیدهای آهن غلظت آرسنیک را در محیط‌های طبیعی برای درازمدت کنترل می‌کنند (سمدلی و کینیبورگ، ۲۰۰۲). همبستگی مثبت بین آرسنیک و اکسید آهن نشان‌دهنده این است که آرسنیک بر روی اکسید آهن آبدار جذب یا هم‌رسوبی انجام داده است. این جذب سطحی می‌تواند تمایل زیاد آرسنیک برای پیوند با اکسید آهن را توجیه کند. تمایل زیاد آرسنیک به ایجاد کمپلکس‌های درون‌کره‌ای دودندانه با اکسیدهای آهن موجب همبستگی قوی آن‌ها شده است (میتسو، ۲۰۰۶). جذب سطحی آرسنیک دارای همبستگی مثبتی با درصد رس می‌باشد و خاک‌های رسی که دارای درصد رس بیشتری هستند آرسنیک بیشتری را نسبت به خاک‌های شنی دارای درصد رس کم‌تر نگهداری می‌کنند (ماهیمایراجا و همکاران، ۲۰۰۵). اسیدیته، کربنات کلسیم و آنیون‌های محلول همبستگی معنی‌داری با آرسنیک نشان ندادند. اثرات اسیدیته بر روی جذب سطحی آرسنیک در خاک‌های مختلف متفاوت است و بسته به سرشت سطح کانی‌ها دارد (ماهیمایراجا و همکاران، ۲۰۰۵). نتایج مختلفی توسط پژوهش‌گران در مورد همبستگی مثبتی بین جذب سطحی



رابطه بین جذب سطحی آرسنیک و کربنات کلسیم ارایه شده است. پژوهش‌گران بیان می‌کنند که سطوح کربنات کلسیم توسط اکسیدهای آهن و آلومینیوم پوشیده شده‌اند (ماترا و همکاران، ۲۰۰۵). در مقابل پولیمو و همکاران (۱۹۸۲) نشان دادند که هیچ‌گونه ارتباطی بین جذب سطحی آرسنیک و درصد کربنات کلسیم وجود ندارد. همچنین تحرک، دسترسی زیستی و سمیت آرسنیک در خاک‌ها ممکن است به مقدار زیادی تحت تأثیر وجود یون‌های رقیب هم‌چون  $(\text{HCO}_3^{-2}, \text{SO}_4^{-2}, \text{PO}_4^{-3})$  و  $\text{Cl}^-$  باشد (اسمیت و همکاران، ۲۰۰۲). کلاس‌بندی داده‌ها (میانگین غلظت آرسنیک) براساس کلاس‌های بافت خاک تعریف شده مطابق با حدود اندازه ذرات (USDA، ۱۹۹۳) نشان می‌دهد که در مقایسه با سایر کلاس‌های بافتی کلاس بافت رسی دارای بیش‌ترین میزان آرسنیک و کلاس بافت لوم شنی کم‌ترین می‌باشد (شکل ۳). آنگارو و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که بافت خاک و خصوصیات مرتبط با آن هم‌چون ظرفیت تبادل کاتیونی اثر مشخص و معنی‌داری بر غلظت آرسنیک دارند و ضرایب همبستگی به نسبت قوی بین غلظت آرسنیک خاک سطحی و عمقی و درصد رس، شن، سیلت، کربنات کلسیم و CEC به دست آوردند. این ارتباط در بافت‌های شنی، شن لومی، لوم شنی و لوم رسی آرسنیک کم‌تر از بقیه بود. ناواس و ماچین (۲۰۰۲) دریافتند که نوع خاک بر روی تغییرات بیش‌تر عناصر هم‌چون کروم، مس، آهن و آلومینیوم در خاک‌های منطقه آراگون<sup>۱</sup> مؤثر است.



شکل ۳- میانگین آرسنیک خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) برای کلاس‌های مختلف بافت خاک (USDA، ۱۹۹۳).

نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار جلد (۳)، شماره (۲) ۱۳۹۲

جدول ۲- خصوصیات آماری آرسنیک خاک و خصوصیات خاک در خاک سطحی و زیری.

	آرسنیک		سولفات کالر		سولفات کلر		فسفر (میلی گرم) بر کیلوگرم	CEC cmol/kg	اکسید آهن		شن	سیلت	رس	کربنات کلسیم	کربن آلی	pH
	(میلی گرم) بر کیلوگرم	meq l <sup>-1</sup>	meq l <sup>-1</sup>	meq l <sup>-1</sup>	(میلی گرم) بر کیلوگرم	(میلی گرم) بر کیلوگرم			(درصد)							
خاک سطحی	تعداد	۸۳	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۷	۳۴/۳	۳۷	۳۷	۳۷
	میانگین	۱۲۰	۱/۰۳	۱/۰۳	۱/۰۳	۲/۵	۵/۲۱	۳/۲	۳/۶۰	۳/۶۶	۳/۶۶	۳/۶۶	۳/۶۶	۳/۶۶	۳/۶۶	۳/۶۶
	انحراف معیار	۱۶۷	۰/۷۷	۰/۷۷	۰/۷۷	۲/۸	۵/۹	۴	۷/۰	۷/۰	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸	۷/۸
	حداقل	۷	۰/۲۵	۰/۲۵	۰/۲۵	۱/۱	۵/۸	۱/۰۱	۱/۰	۱/۰	۱/۰	۱/۰	۱/۰	۱/۰	۱/۰	۱/۰
	حداکثر	۱۹۰۰	۶/۵	۵/۲۱	۵/۲۱	۸/۵	۱۵/۱	۶/۰۰	۸	۸/۵۵	۸/۵۵	۸/۵۵	۸/۵۵	۸/۵۵	۸/۵۵	۸/۵۵
	چولگی	۴/۴	۲/۵	۳۳/۰	۳۳/۰	۱۵/۱	۱۵/۱	۶۰۰/۰	۱۳/۰	۶۳/۰	۱۳/۰	۱۳/۰	۱۳/۰	۱۳/۰	۱۳/۰	۱۳/۰
کشیدهی	۷/۵	۱۳/۶	۳/۰	۳/۰	۱۸/۸	۱۸/۸	۳۳/۰	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	۱۳/۱	
خاک زیرین	تعداد	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱	۳۳۱
	میانگین	۳/۶۱	۲/۵۷	۲/۵۷	۲/۵۷	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸
	انحراف معیار	۴۹۶/۲	۲/۱	۲/۱	۲/۱	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸	۱/۸
	حداقل	۶۱	۳/۰	۵/۲۱	۵/۲۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
	حداکثر	۶۳۶۱	۳/۷	۵/۲۱	۵/۲۱	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳	۳۳/۳
	چولگی	۵/۳۵	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱	۱/۱
کشیدهی	۱۳۷/۹	۱۵/۱	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	۱۳/۸	

جدول ۳- همبستگی خطی آرسنیک خاک و خصوصیات خاک در خاک سطحی و زیری.

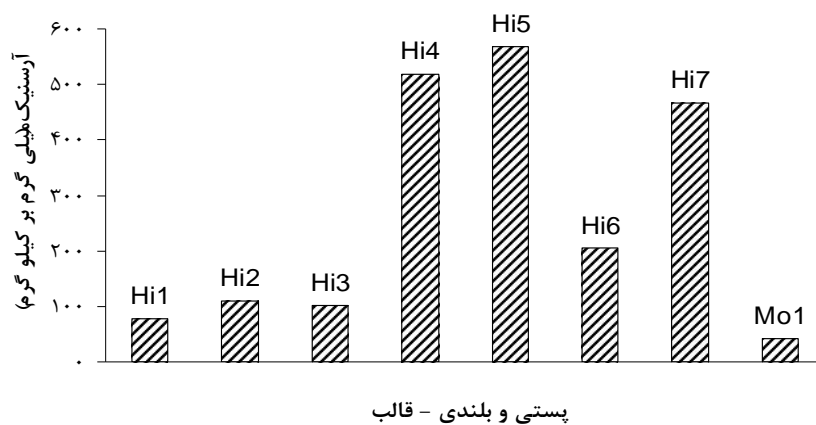
شن	سیلت	رس	اکسید آهن	CEC	آرسنیک	
					خاک زیرین	خاک سطحی
(درصد)						
۰/۴۵**	-۰/۴۸**	۰/۷۷**	۰/۶۵**	۰/۶۵**	۰/۳*	۱
۰/۳۹**	-۰/۴۸**	۰/۷**	۰/۵۵**	۰/۵۶**	۱	۰/۳*

\* معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد و \*\* معنی دار در سطح احتمال ۱ درصد.

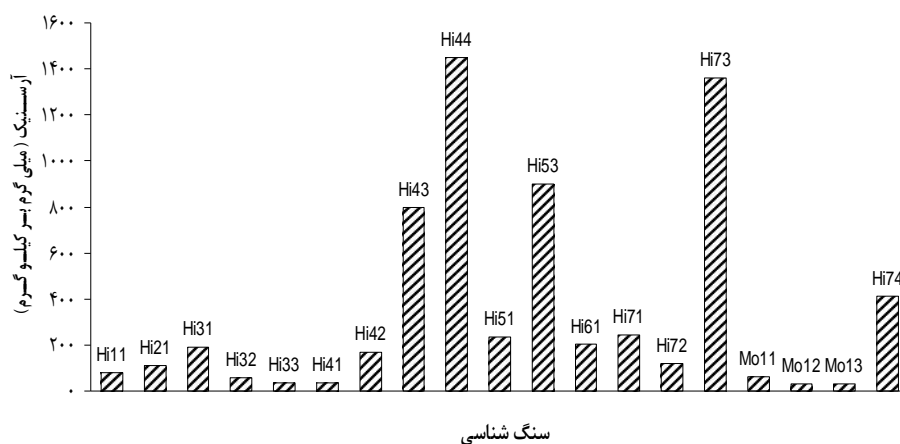
ارتباط بین لندفرم‌ها و توزیع مکانی آرسنیک خاک: در شکل‌های ۴، ۵ و ۶ میانگین غلظت آرسنیک خاک را به ترتیب برای سطوح مختلف پستی و بلندی- قالب، سنگ‌شناسی و لندفرم نشان داده شده است. در سطح پستی و بلندی- قالب تپه‌های فرسایشی با ارتفاع متوسط و زیاد و مساه‌ها (واحدهای Hi4، Hi5 و Hi7 با میانگین غلظت آرسنیک خاک میلی‌گرم بر کیلوگرم  $>450$ ) در مقایسه با تپه‌های رسوبی کم ارتفاع (واحد Hi1 با میانگین غلظت آرسنیک خاک  $77/86$  میلی‌گرم بر کیلوگرم)، تپه‌های رسوبی با ارتفاع متوسط (واحد Hi2 با میانگین غلظت آرسنیک خاک  $110/63$  میلی‌گرم بر کیلوگرم)، تپه‌های رسوبی با ارتفاع زیاد (واحد Hi3 با میانگین غلظت آرسنیک خاک  $110/01$  میلی‌گرم بر کیلوگرم)، تراس‌های آبرفتی (واحد Hi6 با میانگین غلظت آرسنیک خاک  $204/59$  میلی‌گرم بر کیلوگرم) و کوه‌های فرسایشی (واحد Mo1 با میانگین غلظت آرسنیک خاک  $41/5$  میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیش‌تر است. در سطح سنگ‌شناسی مساه‌ها و تپه‌های فرسایشی با ارتفاع متوسط و زیاد که دارای سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ هستند (شامل واحدهای Hi43، Hi44، Hi53 و Hi73) دارای میانگین غلظت آرسنیک خاک زیاد  $1450-800$  میلی‌گرم بر کیلوگرم، تراس‌های آبرفتی، مساه‌ها، تپه‌های فرسایشی و رسوبی با ارتفاع کم، متوسط و زیاد که دارای سنگ‌های کنگلومرا و مارن، تراورتن، گابرو، سنگ آهک رسی و آبرفت هستند (شامل واحدهای Hi11، Hi21، Hi31، Hi42، Hi51، Hi61، Hi71 و Hi72) دارای میانگین غلظت آرسنیک خاک متوسط  $237-80$  میلی‌گرم بر کیلوگرم و کوه‌های فرسایشی، تپه‌های فرسایشی و رسوبی با ارتفاع متوسط و زیاد که دارای سنگ‌های شیل، سنگ آهک، سنگ آهک فسیلی و تراس‌های قدیمی هستند (شامل واحدهای Hi32، Hi41، Hi33، Mo11، Mo12 و Mo13) دارای میانگین غلظت آرسنیک خاک کم  $30-50$  میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. این نتایج ثابت می‌کنند که روند محلی توزیع آرسنیک خاک در ارتباط با مواد

مادری می‌باشد. غلظت آرسنیک در سنگ‌های آذرین معمولاً کم است و میانگین ۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کل سنگ‌های آذرین ارایه شده است اما معمولاً کمی بیش‌تر از این مقدار هم دیده شده است (کم‌تر از ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در مورد شیشه‌های آتشفشانی مقادیر بیش‌تری (۵/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) نیز گزارش شده است. به‌طورکلی تفاوت نسبی بین انواع سنگ‌های مختلف آذرین وجود دارد. به‌رغم نبود غلظت‌های استثنایی آرسنیک در سنگ‌های آذرین، سنگ‌های آذرین به‌ویژه خاکسترهای آتشفشانی به‌طور عمده منشاء آرسنیک در آب‌های آلوده هستند (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲). غلظت آرسنیک در سنگ‌های دگرگونی بستگی به غلظت آرسنیک در سنگ‌های آذرین و رسوبی تشکیل‌دهنده آن‌ها دارد. بیش‌ترین غلظت موجود در آن‌ها حدود ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم یا کم‌تر است. غلظت آرسنیک در سنگ‌های رسوبی معمولاً در حدود ۱۰-۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد که این مقدار کمی بالاتر از میانگین موجود در سنگ‌های آذرین می‌باشد. رسوبات رسی میانگین غلظت آرسنیک بیش‌تری نسبت به ماسه سنگ دارند (۱۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم). غلظت آرسنیک در رسوبات زغال‌سنگ و بیسموت متغیر بوده و اغلب زیاد است. سنگ آهن نیز دارای غلظت زیاد آرسنیک می‌باشد. سنگ‌های کربناته معمولاً دارای غلظت‌های کم هستند (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲). غلظت زیاد آرسنیک در سنگ آهن و سنگ‌های غنی از آهن گزارش شده است. داده‌های جمع‌آوری شده از قسمت‌های مختلف جهان نشان داده که غلظت آرسنیک در سنگ آهن بیش‌تر از ۸۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲). غلظت آرسنیک در گل‌سنگ هم بیش‌تر از ۴۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (سمدلی و کینیورگ، ۲۰۰۲). بویل و جانسون (۱۹۷۳) برای سنگ‌های غنی از آهن غلظت آرسنیک را بیش‌تر از ۲۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده‌اند. در سطح لندفروم قله و کناره شیب مساهها و تپه‌های فرسایشی با ارتفاع متوسط و زیاد که دارای سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ (با بافت خاک ریز و اکسید آهن متوسط تا زیاد) هستند (شامل واحدهای Hi431, Hi441, Hi531 و Hi731) دارای غلظت آرسنیک خاک زیاد، تراس‌های آبرفتی، قله و کناره تپه‌های فرسایشی و رسوبی با ارتفاع کم، متوسط و زیاد و مساههای که دارای سنگ‌های کنگلومرا و مارن، تراورتن، گابرو، سنگ آهک رسی و آبرفت هستند (با بافت خاک متوسط تا ریز و اکسید آهن متوسط تا زیاد) (شامل واحدهای Hi111, Hi211, Hi212, Hi311, Hi312, Hi421, Hi511, Hi611, Hi711 و Hi721) دارای غلظت آرسنیک خاک متوسط و کوه‌های فرسایشی، قله و کناره تپه‌های فرسایشی و رسوبی با ارتفاع متوسط و زیاد که دارای سنگ‌های تراس‌های قدیمی، شیل، سنگ آهک، سنگ آهک

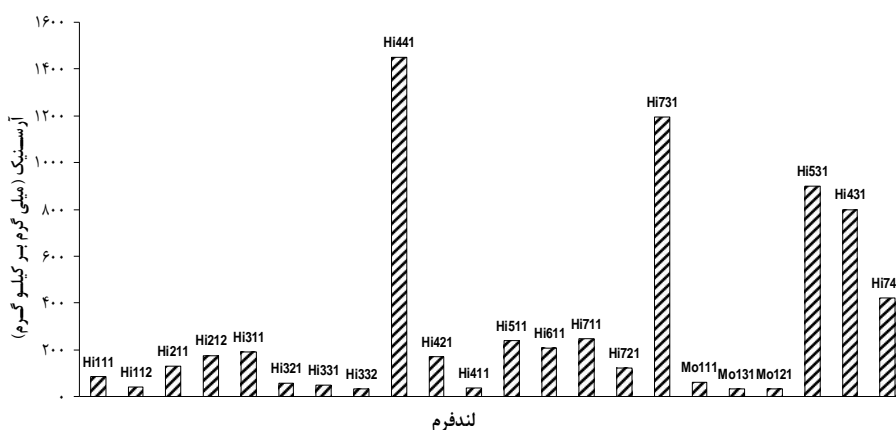
فسیلی (با بافت خاک متوسط تا درشت و اکسید آهن متوسط تا کم) (شامل واحدهای Hi411، Hi321، Hi331، Hi332، Hi112، Mo111، Mo121 و Mo131) دارای غلظت آرسنیک خاک کم می‌باشند. مقادیر زیاد آرسنیک در این لندفرم‌ها احتمالاً در ارتباط مستقیم با درصد زیاد اکسید آهن، رس و ظرفیت تبادل کاتیونی است. این نتایج نشان می‌دهد که مساهما و تپه‌های فرسایشی که دارای سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ (با بافت خاک ریز و اکسید آهن متوسط تا زیاد) هستند (لندفرم‌های Hi431، Hi441، Hi531 و Hi731) مهم‌ترین منبع آلودگی آرسنیک در منطقه می‌باشند. این لندفرم‌ها شامل مواد مادری سنگ آذرین غنی از آهن و گل‌سنگ با آرسنیک زیاد می‌باشند. این آرسنیک در اثر فرایندهای هوازدگی آزاد شده و همراه با رسوبات و آب به لندفرم‌های پست‌تر منتقل شده است. آرسنیک منتقل شده از این لندفرم‌های منشاء در لندفرم‌های پست‌تر (شامل واحدهای Hi111، Hi211، Hi311، Hi312، Hi721، Hi711 و به‌ویژه Hi611) در پایین‌دست منطقه که دارای مواد مادری انتقالی هستند تجمع پیدا کرده‌اند. این مناطق تحت‌تأثیر رسوبات و آب منتقل شده از لندفرم‌هایی که منشاء آرسنیک هستند و غلظت آرسنیک در آن‌ها افزایش یافته و دارای آرسنیک متوسط تا زیاد می‌باشند. در مقابل، لندفرم‌های دیگر (شامل واحدهای Hi331، Hi332، Hi411، Hi421، Mo121، Mo131 و Mo111) که در بالاتر از لندفرم‌های منشاء آرسنیک قرار گرفته‌اند تحت‌تأثیر آرسنیک منتقل شده نبوده و بنابراین دارای غلظت آرسنیک کم می‌باشند (شکل ۷).



شکل ۴- میانگین آرسنیک خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) برای واحدهای مختلف در سطح پستی و بلندی- قالب.



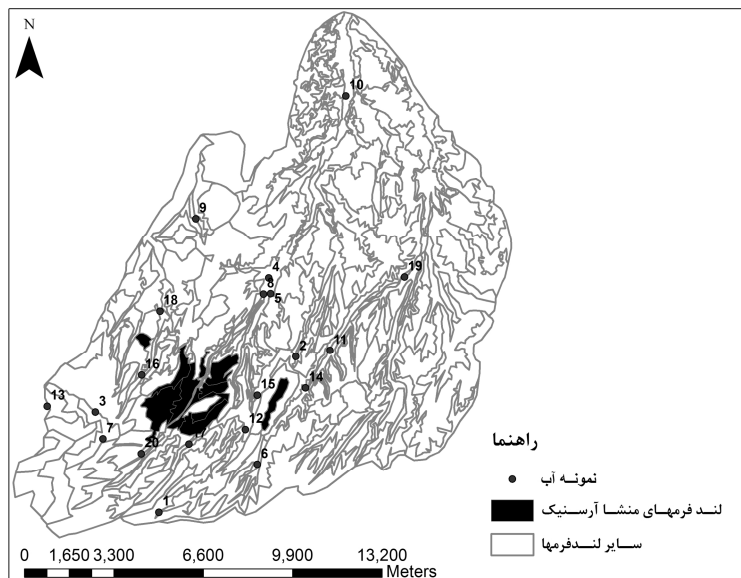
شکل ۵- میانگین آرسنیک خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) برای واحدهای مختلف در سطح سنگ شناسی.



شکل ۶- میانگین آرسنیک خاک (میلی گرم بر کیلوگرم) برای واحدهای مختلف در سطح لندفرم.

ارتباط بین توزیع مکانی آرسنیک خاک و آب: نتایج به دست آمده از غلظت آرسنیک در نمونه‌های خاک با نتایج به دست آمده از غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب تأیید گردید (جدول ۴). میزان آرسنیک نمونه‌های آب (شماره‌های ۱، ۳، ۷، ۱۳، ۱۷ و ۲۰) جمع‌آوری شده از مناطقی که بالاتر از لندفرم‌های منشاء آرسنیک قرار گرفته‌اند دارای غلظت آرسنیک کم‌تر از حد مجاز (جدول ۴) اعلام شده (۱۰ میکروگرم بر لیتر) برای آرسنیک توسط سازمان سلامت جهانی هستند. در حالی که بقیه نمونه‌های آب

جمع‌آوری شده از منطقه که در پایین‌دست لندفرم‌های منشاء آرسنیک که دارای سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ (با بافت خاک ریز و اکسید آهن متوسط تا زیاد) قرار گرفته‌اند دارای غلظت آرسنیک متوسط تا زیاد در مقایسه با حد مجاز اعلام شده برای آرسنیک توسط سازمان سلامت جهانی هستند (جدول ۴) که دلیل آن می‌تواند به عبور آب از لندفرم‌های منشاء آرسنیک نسبت داده شود (شکل ۷). علاوه بر این، این نتایج می‌تواند ثابت کند که منشاء آلودگی منطقه لندفرم‌های (Hi431, Hi441, Hi531, Hi731) است که در آن‌ها غلظت آرسنیک زیاد می‌باشد. که این نتایج می‌تواند ما را به انجام یک سری عملیات ویژه رهنمون کند تا از انتقال آب و رسوبات از لندفرم‌های منشاء آرسنیک به سایر مناطق جلوگیری شود. جایگاه یک لندفرم بر روی هیدرولوژی محلی و آب مؤثر می‌باشد. حسن و همکاران (۲۰۰۹) نشان دادند که چاه‌های قرار گرفته بر روی رسوبات هولوسن دارای آرسنیک محلول زیادی هستند در حالی که چاه‌های قرار گرفته بر روی رسوبات پلیوسن دارای آرسنیک محلول کمی هستند. گلن و جیمز (۲۰۱۰) همچنین دریافتند که نمونه آب‌های برداشته شده از چاه‌های آب واقع بر روی رسوبات اولیگوسن دارای غلظت آرسنیک بیشتری در مقایسه با نمونه آب‌های گرفته شده از چاه‌های آب واقع بر روی رسوبات هولوسن، پلیوسن، پلیستوسن و میوسن می‌باشند.



شکل ۷- موقعیت نمونه‌های آب جمع‌آوری شده نسبت به لندفرم‌های منشاء.

جدول ۴- غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب جمع‌آوری شده از منطقه مورد مطالعه.

شماره نمونه‌های آب	غلظت آرسنیک (میکروگرم بر لیتر)
۱	۹/۶
۲	۱۶/۱
۳	۵/۸
۴	۱۲۷/۷
۵	۳۴۴/۸
۶	۵۶/۳
۷	۵/۲
۸	۷۱/۷
۹	۱۰۳/۳
۱۰	۱۲/۴
۱۱	۵۵۱/۱
۱۲	۱۰۹/۲
۱۳	۵/۶
۱۴	۱۳۰/۱۷
۱۵	۸۱/۶
۱۶	۲۰/۳
۱۷	۴/۶
۱۸	۵۸/۵
۱۹	۵۳/۹
۲۰	۶/۷

آنالیزهای آماری انجام شده توسط نرم‌افزار SPSS، صحت گروه‌بندی انجام شده در مورد لندفرم‌ها در این مطالعه را که به ۲ دسته لندفرم‌های منشاء و سایر لندفرم‌ها تقسیم شده‌اند تأیید می‌کند (جدول ۵). نتایج مقایسه آماری انجام شده توسط آزمون دانکن نشان می‌دهد که لندفرم‌های Hi441، Hi431، Hi531 و Hi731 دارای تفاوت معنی‌داری از نظر میزان آرسنیک، رس، اکسید آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی با سایر لندفرم‌ها دارند. درصد رس، اکسید آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد در کنار نوع مواد



مادری منجر به تجمع آرسنیک در این لندفرم‌ها شده است. آنگارو و همکاران (۲۰۰۸) در مطالعه ارزیابی منطقه برنتا در ارتباط با آلودگی آرسنیک در ایتالیای شمالی از نقشه خاک در مقیاس ۱/۵۰۰۰۰ به‌عنوان مبنای کار استفاده شد که دارای ۳ سطح زمین‌نما، سیستم زمین‌نما و واحد زمین‌نما بود که براساس موقعیت‌های داخل هر زمین‌نما و جنس مواد مادری تقسیم‌بندی صورت گرفته بود. آن‌ها نشان دادند که مقدار غلظت آرسنیک در واحد زمین‌نمای (دشت‌های پست پلی‌استوسنیک برنتا)<sup>۱</sup> بیش‌ترین و در واحد زمین‌نمای (دشت‌های پست پلی‌استوسنیک برنتا)<sup>۲</sup> کم‌ترین مقدار بود. در داخل این واحدهای زمین‌نما نیز در واحدهای پست<sup>۳</sup> که دارای بافت ریزتر بودند (آکوئیک اوتریودپتس-فاین، مزیک)<sup>۴</sup> غلظت آرسنیک بیش‌تر و در واحدهای پست و بلند<sup>۵</sup> که دارای بافت درشت‌تر بودند (دیستریک اوتریودپتس-فاین، سیلتی، میکسد، مزیک)<sup>۶</sup> کم‌تر بود که نشان‌دهنده ارتباط قوی بین نوع خاک و اشکال زمین‌نما با توزیع آرسنیک می‌باشد. غلظت آرسنیک در خاک زیرین بیش‌تر از خاک رویی بود که نشان‌دهنده آن است که منشاء آرسنیک مواد مادری واحدهای آلاینده است و هم‌چنین بین آرسنیک سطحی و زیرین همبستگی مشاهده شد که نشان‌دهنده تأثیر آرسنیک خاک زیرین بر روی آرسنیک خاک سطحی است. در منطقه مورد مطالعه میانگین غلظت آرسنیک در خاک زیرین بیش‌تر از خاک رویی بود که نشان‌دهنده منشاء زمین‌شناسی آلودگی منطقه است. همبستگی بین میزان آرسنیک در افق‌های سطحی و عمقی در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود ( $r=0/3$ ) که نشان‌دهنده متأثر بودن آرسنیک خاک سطحی از مواد مادری می‌باشد (جدول ۳). آنگارو و همکاران (۲۰۰۸) نتایج مشابهی در ارتباط با میزان آرسنیک در دو لایه سطحی و عمقی به‌دست آوردند که نشان‌دهنده تأثیر مواد مادری بود. فعالیت‌های انسانی هم‌چون معدن‌کاری و سوزاندن سوخت‌های فسیلی در منطقه مورد مطالعه مشاهده نشد.

- 
- 1- Brenta Pleistocenic Low Plain
  - 2- Brenta Holocenic Low Plain
  - 3- Depression Plain
  - 4- Aquic Eutrudepts-Fine, Mesic
  - 5- Reliefs
  - 6- Dystric Eutrudepts-Fine, Silty, Mixed, Meic

نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار جلد (۳)، شماره (۲) ۱۳۹۲

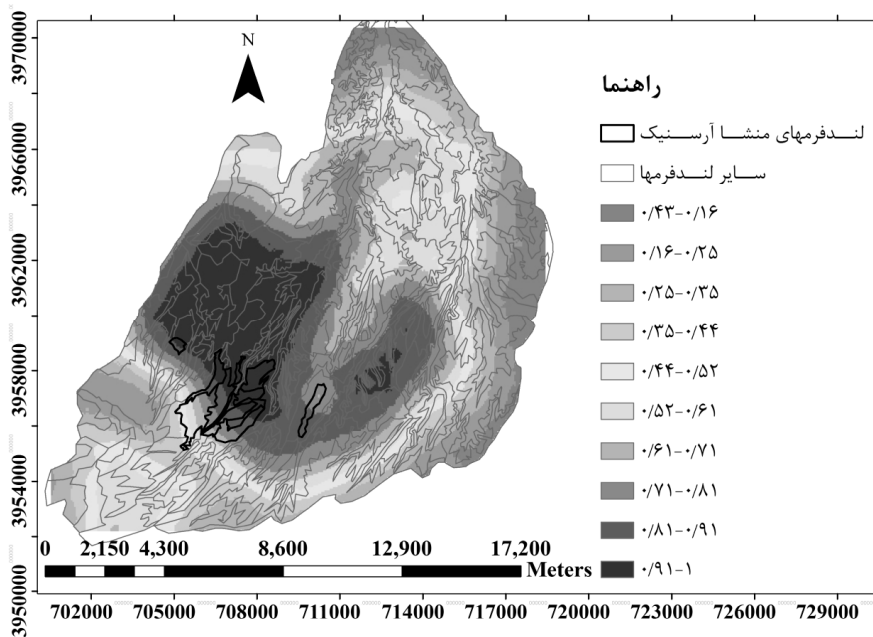
جدول ۵- گروه‌بندی لندفرم‌های مطابق با خصوصیات مختلف خاک و غلظت آرسنیک براساس آزمون دانکن.

لندفرم	اکسید آهن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	رس (درصد)	CEC cmol <sup>+</sup> /kg	آرسنیک خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
Hi411	۰/۴۳ <sup>a</sup>	۱۲/۸ <sup>a</sup>	۱۰/۲۸ <sup>a</sup>	۲۸/۳۷ <sup>a</sup>
Mo131	۰/۳۳ <sup>a</sup>	۱۲/۸ <sup>a</sup>	۱۵ <sup>a</sup>	۳۰/۷۱ <sup>a</sup>
Mo121	۰/۲۴ <sup>a</sup>	۲۱ <sup>ab</sup>	۱۸/۷ <sup>bcde</sup>	۳۳/۰۸ <sup>a</sup>
Hi332	۰/۳۶ <sup>a</sup>	۲۶/۵۱ <sup>abc</sup>	۱۸/۷۴ <sup>bcde</sup>	۳۳/۰۸ <sup>a</sup>
Hi312	۰/۳۵ <sup>ab</sup>	۲۸/۹۳ <sup>bcd</sup>	۱۹/۴ <sup>bcde</sup>	۳۵/۶۶ <sup>a</sup>
Hi422	۰/۴۳ <sup>a</sup>	۲۷/۵ <sup>abcd</sup>	۱۹/۶۲ <sup>bcde</sup>	۳۷/۸۳ <sup>a</sup>
Hi112	۰/۴ <sup>ab</sup>	۲۸/۶۸ <sup>bcd</sup>	۱۸/۴۵ <sup>bcd</sup>	۳۷/۹۴ <sup>a</sup>
Hi331	۰/۷۷ <sup>ab</sup>	۲۹/۷۵ <sup>bcd</sup>	۱۹/۸۹ <sup>abcd</sup>	۴۲/۶۸ <sup>a</sup>
Hi321	۰/۶۴ <sup>ab</sup>	۳۰/۶ <sup>bcde</sup>	۱۹/۳۹ <sup>abc</sup>	۵۷/۲۶ <sup>a</sup>
Mo111	۰/۸ <sup>abc</sup>	۳۴ <sup>bcde</sup>	۱۹/۹۹ <sup>bcdef</sup>	۶۰/۷۴ <sup>a</sup>
Hi212	۰/۹۱ <sup>abcd</sup>	۳۳/۵۷ <sup>bcde</sup>	۲۰/۲۱ <sup>bcdef</sup>	۷۶/۴۸ <sup>a</sup>
Hi111	۰/۶۲ <sup>ab</sup>	۳۰/۵۴ <sup>bcde</sup>	۱۷/۸۶ <sup>bc</sup>	۷۸/۵۹ <sup>a</sup>
Hi211	۰/۸۹ <sup>abcd</sup>	۳۴/۱۱ <sup>bcde</sup>	۱۹/۷۷ <sup>bcde</sup>	۱۴۳/۷ <sup>a</sup>
Hi721	۱/۵۱ <sup>cde</sup>	۴۲/۳۳ <sup>cdef</sup>	۲۲ <sup>cdefg</sup>	۱۵۴/۱۵ <sup>a</sup>
Hi421	۱/۶۲ <sup>de</sup>	۴۳/۵ <sup>def</sup>	۲۳/۵ <sup>cdefg</sup>	۱۶۹/۹۴ <sup>a</sup>
Hi611	۱/۳۱ <sup>bcde</sup>	۴۰/۳۸ <sup>efg</sup>	۲۲/۶۵ <sup>cdefg</sup>	۱۹۷/۹۴ <sup>a</sup>
Hi511	۱/۷۵ <sup>e</sup>	۴۷ <sup>ef</sup>	۲۴/۹ <sup>cdefg</sup>	۲۳۷/۴۳ <sup>a</sup>
Hi711	۱/۷۶ <sup>e</sup>	۴۷ <sup>efg</sup>	۲۴/۹۵ <sup>defg</sup>	۲۴۵/۹۶ <sup>a</sup>
Hi311	۱/۷۲ <sup>de</sup>	۵۰ <sup>fg</sup>	۲۵/۴۴ <sup>efg</sup>	۲۷۳/۲ <sup>a</sup>
Hi741	۱/۷۵ <sup>de</sup>	۴۹ <sup>ghe</sup>	۲۲/۹ <sup>cdefg</sup>	۴۸۰/۲۱ <sup>a</sup>
Hi431	۲ <sup>e</sup>	۶۱ <sup>g</sup>	۲۷/۵ <sup>g</sup>	۸۰۰ <sup>b</sup>
Hi531	۲ <sup>e</sup>	۵۸/۷ <sup>g</sup>	۲۶/۵ <sup>fg</sup>	۹۰۰ <sup>b</sup>
Hi731	۲ <sup>e</sup>	۴۹/۹ <sup>fg</sup>	۲۵/۹ <sup>fg</sup>	۱۳۶۱/۷ <sup>c</sup>
Hi441	۱/۸۸ <sup>e</sup>	۵۴/۶ <sup>fg</sup>	۲۵/۹ <sup>fg</sup>	۱۴۵۰ <sup>c</sup>

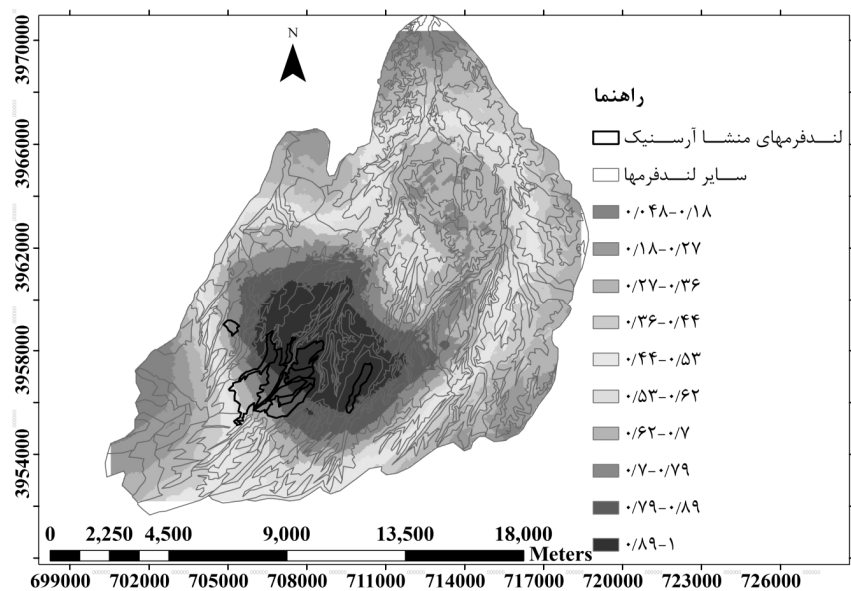
اعداد با حروف مشابه در هر ستون اختلاف معنی‌دار با هم ندارند.

نقشه آرسنیک در خاک: همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده است وجود چولگی مثبت بالا از توزیع غیرنرمال داده‌ها حکایت دارد. علاوه بر این حداکثر آرسنیک به‌دست آمده بسیار زیاد بوده و

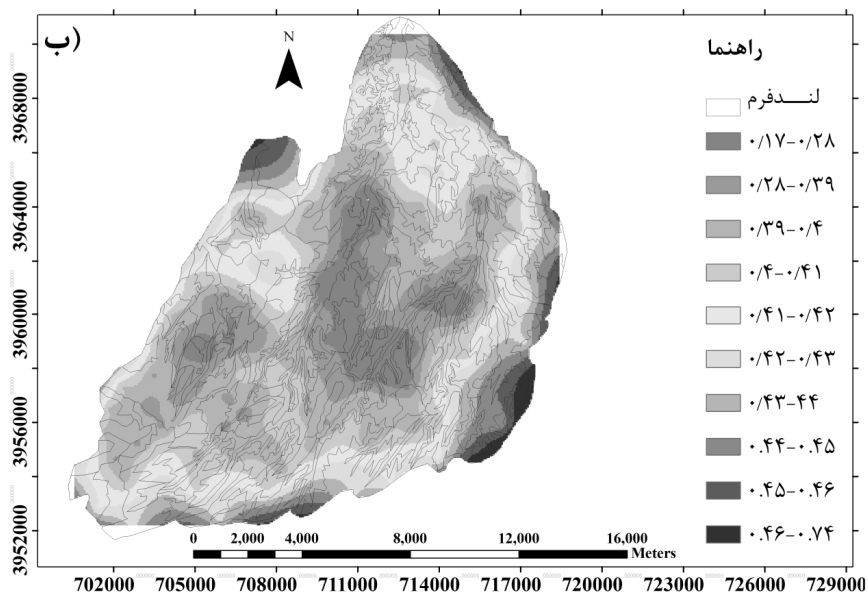
چندین برابر میانگین داده‌ها می‌باشد و این داده‌های پرت بر روی پیوستگی مکانی تابع واریوگرام مؤثر می‌باشند. روش‌های مختلفی برای کاهش اثرات این چولگی وجود دارد. تغییر شکل متغیر آرسنیک به متغیر شاخص یکی از این راه‌حل‌هاست که بر این مشکل غلبه می‌کند. کریجینگ شاخص همانند کریجینگ معمولی بر روی داده‌های اصلی به‌کار می‌رود، از کریجینگ شاخص می‌توان به‌منظور تخمین مقادیر شاخص در نقاط نامعلوم نیز استفاده کرد. این تخمین‌گر با مقادیر دو ارزشی (صفر و یک) به‌جای مقادیر اصلی داده‌ها سر و کار دارد و هدف از کریجینگ شاخص، تخمین شاخص در نقطه‌ای معین با استفاده از شاخص‌های واقع در همسایگی آن‌ها است (محمدی، ۲۰۰۶). بنابراین نقشه آرسنیک در خاک به روش کریجینگ شاخص براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم که شاخص آستانه برای محصولات کشاورزی است (مجدی و دونالد، ۲۰۰۱) برای خاک سطحی و عمقی تهیه شد (شکل‌های ۸ و ۹). نقشه خطای کریجینگ برای خاک سطحی و عمقی هم تهیه شد (شکل‌های ۱۰ و ۱۱).



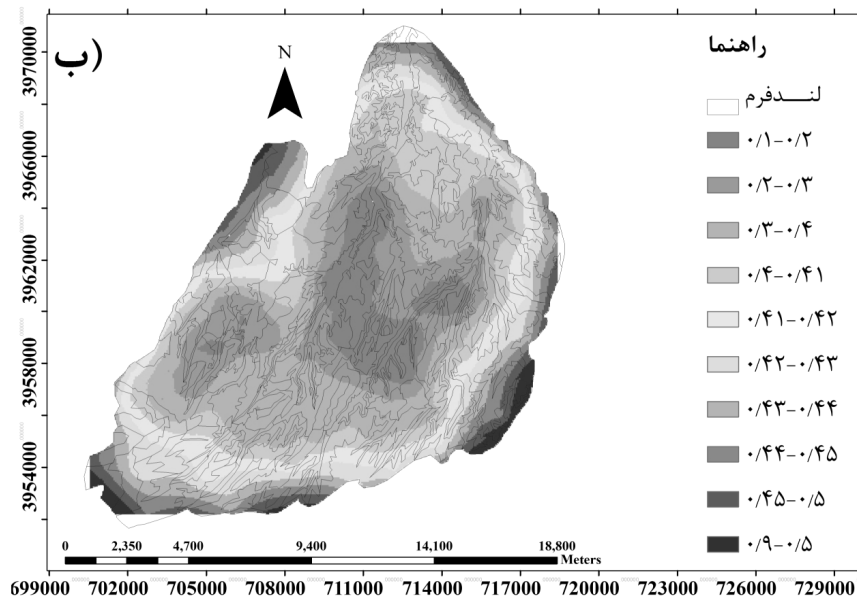
شکل ۸- نقشه مقادیر محتمل آرسنیک در خاک سطحی براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم.



شکل ۹- نقشه مقادیر محتمل آرسنیک در خاک عمقی براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم.



شکل ۱۰- نقشه خطای مقادیر محتمل آرسنیک در خاک سطحی براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم.



شکل ۱۱- نقشه خطای مقادیر محتمل آرسنیک در خاک عمقی براساس شاخص آستانه ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم.

آنالیز مکانی آرسنیک خاک در ارتباط با شاخص آستانه مجاز آرسنیک خاک: در جدول ۶ پارامترهای مدل‌های برازش داده شده به واریوگرام شاخص غلظت آرسنیک برای دو شاخص آستانه مجاز آرسنیک ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم آمده است. از این مدل‌ها و پارامترهای آن‌ها برای تخمین متغیر شاخص در نقاط نمونه‌برداری نشده استفاده شده است. نتایج به‌دست آمده از متغیر شاخص براساس شاخص آستانه به‌دست آمده نشان می‌دهد که قسمت عمده‌ای از منطقه براساس شاخص ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم آلوده به آرسنیک می‌باشد. خاک‌های با چنین غلظت‌هایی از آرسنیک برای انسان و اکوسیستم خطرناک می‌باشد. به تصویر کشیدن دقیق توزیع مکانی فلزات سنگین به‌دلیل همگن نبودن محیط خاک مشکل می‌باشد (کارلون، ۲۰۰۱). بیش‌تر مطالعات انجام شده در ارتباط با توزیع مکانی فلزات سنگین در مناطق آلوده اشاره بر این دارد که توزیع مکانی خصوصیات مرتبط با فلزات سنگین متنوع می‌باشند (کیم، ۲۰۰۳؛ بروکر، ۲۰۰۱). به‌طورکلی غلظت آلاینده‌ها الگوی مکانی پیچیده‌ای با ضریب تغییرات زیاد دارند. بنابراین شناسایی مناطق با آلودگی بالای حد مجاز مشکل می‌باشد حتی اگر شمار نمونه‌های برداشت شده از منطقه زیاد باشد. نشان داده شده است که بیش‌تر خصوصیات

خاک می‌توانند بر روی توزیع مکانی فلزات سنگین مؤثر باشند (بنات و همکاران، ۲۰۰۵؛ لو و همکاران، ۲۰۰۳) و به نظر می‌رسد این خصوصیات هم در ارتباط با همدیگر باشند (کاستریگانو و همکاران، ۲۰۰۰). به‌طور کلی براساس نقشه زمین‌آماری به‌دست آمده منشاء آلودگی منطقه ژئوژنیک بوده و لندفرم‌های با سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ مهم‌ترین منابع آلاینده منطقه بوده و نوع مواد مادری همراه با خصوصیات خاک هم‌چون رس، اکسید آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی در توزیع مکانی آرسنیک خاک منطقه مؤثر هستند. البته انجام پژوهش‌هایی مانند تعیین میزان دسترسی زیستی آرسنیک در خاک، تعیین گونه‌های شیمیایی آرسنیک در خاک (آرسنیک سه ظرفیتی سمیت بیشتری نسبت به آرسنیک پنج ظرفیتی دارد) و... برای تعیین میزان نیازهای لازم برای اصلاح این مناطق لازم است.

ارزیابی صحت نقشه‌های به‌دست آمده از کریجینگ شاخص از طریق نتایج اعتبارسنجی متقاطع و با استفاده از پارامتر میانگین خطای کریجینگ<sup>۱</sup> صورت گرفت. مقدار میانگین خطای کریجینگ باید بین صفر و یک باشد به‌طوری‌که هرچه میانگین خطای کریجینگ به عدد صفر نزدیک باشد دقت نقشه هم بیشتر است که طبق جدول ۶ این پارامتر نزدیک به صفر می‌باشد. چن و همکاران (۲۰۰۴) هم از این پارامتر برای ارزیابی صحت نقشه‌های به‌دست آمده از کریجینگ شاخص استفاده کردند.

جدول ۶- پارامترهای مدل‌های برازش داده شده به واریوگرام شاخص غلظت آرسنیک برای شاخص ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم.

مدل	KME	دامنه	آستانه	اثر قطعه‌ای	
کروی	۰/۰۰۶۱	۱۰۱۰۰	۰/۱۶	۰/۰۵	خاک سطحی
کروی	۰/۰۰۵۴	۱۰۲۰۰	۰/۱۵	۰/۰۴	خاک زیری

### نتیجه‌گیری

در این مطالعه نقش خصوصیات خاک در سطوح مختلف ژئومورفولوژیکی اراضی بر توزیع مکانی آرسنیک خاک در منطقه بیجار بررسی شد. غلظت آرسنیک خاک سطحی و زیری از نظر آماری همبستگی معنی‌داری را با رس، شن، سیلت، ظرفیت تبادل کاتیونی و اکسیدهای آهن در سطح ۱ درصد نشان داد. در لندفرم‌های منشاء آرسنیک با سنگ‌های آذرین غنی از آهن و گل‌سنگ تفاوت‌های

1- Krijing Mean Error

معنی‌داری میان درصد رس، اکسیدهای آهن، ظرفیت تبادل کاتیونی و آرسنیک خاک در مقایسه با سایر لندفرم‌ها مشاهده گردید. مقدار آرسنیک در کلاس بافت خاک رسی در مقایسه با سایر کلاس‌ها بیش‌تر بود. مقدار آرسنیک نمونه‌های آب در لندفرم‌های که در بالادست لندفرم‌های منشاء آرسنیک واقع شده‌اند کم‌تر از حد مجاز استاندارد سازمان سلامت جهانی و در لندفرم‌های پایین‌دست لندفرم‌های منشاء آرسنیک بیش‌تر بود. براساس نقشه زمین‌آماری به‌دست آمده منشاء آلودگی منطقه ژئوژنیک بوده و لندفرم‌های با سنگ‌های غنی از آهن و گل‌سنگ مهم‌ترین منابع آلاینده منطقه بوده و نوع مواد مادری همراه با خصوصیات خاک هم‌چون رس، اکسید آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی در توزیع مکانی آرسنیک خاک منطقه مؤثر هستند.

#### منابع

1. Adriano, D.C. 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environment, Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metal. 2nd ed. Springer-Verlag, New York. 867p.
2. Anawar, H.M., Garcia-Sanchez, A., Murciego, A., and Buyolo, T. 2006. Exposure and bioavailability of arsenic in contaminated soils from the La Parrilla mine, Spain. *Environ Geo.* 50: 170-179.
3. Banat, K.M., Howari, F.M., and Al-Hamad, A.A. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks. *Environ Res.* 97: 258-273.
4. Barati, A., Maleki, A., and Alasvand, M. 2010. Multi-trace elements level in drinking water and the prevalence of multi-chronic arsenical poisoning in residents in the west area of Iran. *Science Total Environ.* 408: 1523-1529.
5. Black, C.A. 1982. Method of soil analysis, (Vol. 2), Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, INC. 995p.
6. Boyle, R.W., and Jonasson, I.R. 1973. The geochemistry of As and its use as an indicator element in geochemical prospecting. *Geochem Explor.* 2: 251-296.
7. Bower, C.A., Reitmair, R.F., and Fireman, M. 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 251-261.
8. Brooker, P.I. 2001. Modelling spatial variability using soil profiles in Riverland of South Australia. *Environment International.* 27: 121-126.
9. Burgos, P., Madejon, E., Prez-de-Mora, A., and Cabera, F. 2006. Spatial variability of the chemical characteristics of a trace-element-contamination soil before and after remediation. *Geoderma.* 130: 157-175.
10. Carlon, C., Critto, A., Marcomini, A., and Nathanail, P. 2001. Risk based characterization of contaminated industrial site using multivariate and geostatistical tools. *Environ Pollut.* 111: 417-427.

11. Castrignano, A., Giugliarini, L., Risaliti, R., and Martinelli, N. 2000. Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. *Geoderma*. 97: 39-60.
12. Chen, W.L., Cheng-Shin, J., and Chung-Min, L. 2004. Evaluation of arsenic concentration potential using indicator kriging in the Yun-Lin aquifer (Taiwan). *Sci Total Environ*. 321: 173-188.
13. Dhankher, O.P., Li, Y., Rosen, B.P., Shi, J., Salt, D., Senecoff, J.F., Sashti, N.A., and Meagher, R.B. 2002. Engineering tolerance and hyperaccumulation of arsenic in plants by combining arsenate reductase and G-glutamylcysteine synthetase expression. *Nat Biotechnol*. 20: 140-145.
14. Gee, G., and Bauder, J.W. 1986. Particle size distribution analysis. P 383-411, In: Klute, A. (eds.), *Method of soil analysis. Part 1, second ed. Agron. Monogr. Soil Science Society of American Book Series 5, Madison, Wisconsin, USA.*
15. Glenn, S.M., and James, L.L. 2010. An Analysis of the Relationship between Land Use and Arsenic, Vanadium, Nitrate and Boron Contamination in the Gulf Coast Aquifer of Texas. *J. Hydrol*. 389: 214-226.
16. Hasan, M.A., Prosun, B., Ondra, S., Kazi, M.A., Mattias, V.B., and Gunnar, J. 2009. Geological controls on groundwater chemistry and arsenic mobilization: Hydrogeochemical study along an E-W transect in the Meghna basin Bangladesh. *J. Hydrol*. 378: 105-118.
17. Issaks, E.H., and Srivastava, R.M. 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York, Pp: 540-556.
18. Jain, C.K., and Ali, I. 2000. Arsenic: occurrence, toxicity, and speciation techniques. *Water Research*. 34: 4304-4312.
19. Kim, K.H. 2003. Relationships between spatial and temporal variabilities in airborne metal distribution in won Ju City, Korea. *Environment International*. 29: 901-906.
20. Kim, K.W., Bang, S., Zhu, Y., Meharg, A.A., and Bhattacharya, P. 2009. Arsenic geochemistry, transport mechanism in the soil-plant system, human and animal health issues. *Environment international*. 35: 453-455.
21. Kinniburgh, D.G., Jackson, M.L., and Syers, J.K. 1976. Adsorption of alkaline earth transition, and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 796-799.
22. Liao, X.Y., Chen, T.B., Xie, H., and Liu, Y.R. 2005. Soil As contamination and its risk assessment in areas near the industrial districts of Chenzhou City, Southern China. *Environment International*. 31: 791-798.
23. Lu, Y., Gong, Z.T., Zhang, G.L., and Burghardt, W. 2003. Concentrations and chemical speciation of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma*. 115: 101-111.
24. Mahimairaja, S., Bolan, N.S., and Adriano, D.C. 2005. Arsenic Contaminatin and its risk management in complex environmental settings. *Adv Agron*. 86: 1-82.



25. Majdi, S.H., and Donald, L.S. 2001. Heavy metals release in soils. Lewis, London, Pp: 207-234.
26. Matera, V., Hecho, I.L., Laboudigue, A., Thomas, P., Tellier, S., and Astruc, M. 2005. A methodological approach for the identification of arsenic bearing phases in polluted soils. *Environ Pollut.* 126: 51-64.
27. Matschullat, J. 2000. Arsenic in the geosphere. *Sci Total Environ.* 249: 297-312.
28. Mohammadi, J. 2006. *Spatial Statistics (Geo statistics)*. Pelk. Press, 453p.
29. Mitsuo, M. 2006. Amount of amorphous materials in relationship to arsenic, antimony, and bismuth concentrations in a brown forest soil. *Geoderma.* 136: 75-86.
30. Navas, A., and Machin, J. 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Appl Geochem.* 17: 961-973.
31. Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Department of Agriculture Circular 939, USDA, Washington, DC. Pp: 1-19.
32. Plant, J.A., Kinniburgh, D.G., Smedley, P.L., Fordyce, F.M., and Klinck, B.A. 2004. Arsenic and Selenium. P 17-66, In: Lollar, B.L. (eds.), *Treatise on Geochemistry, Environmental Geochemistry*, UK, Elsevier, London.
33. Polemio, M., Senesi, N., and Bufo, S.A. 1982. A survey in industrial and rural areas of southern Italy. *Sci Total Environ.* 25: 71-79.
34. Reis, A.P., Sousa, A.J., Ferreira Da, S.E., and Cardoso, F.E. 2005. Application of geostatistics methods to arsenic data from soil samples of the Cova dos Mouros mine (Vila Verde-Pottugal. *Environ. Geochem. Health.* 27: 259-270.
35. Richards, L.A. 1954. *Diagnosis and Improvement of saline and Alkali Soils*. USDA Handbook No. 60. U. S. Government Printing Office. Washington, DC. 166p.
36. Schulin, R., Curchod, F., Mondeshka, M., Daskalova, A., and Keller, A. 2007. Heavy metal contamination along a soil transect in the vicinity of the iron smelter of Kremikovtzi (Bulgaria). *Geoderma.* 140: 52-61.
37. Shi, K., Liu, C.Q., Ai, N.S., and Zhang, X.H. 2008. Using three methods to investigate time-scaling properties in air pollution indexes time series. *Nonlinear Analysis: Real. World Application.* 9: 693-707.
38. Smedley, P.L., and Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Geoderma.* 17: 517-568.
39. Smith, E., Naidu, R., and Alston, A.M. 2002. Chemistry of Inorganic Arsenic in Soils: II. Effect of Phosphorus, Sodium and Calcium on Arsenic Sorption. *J. Environ.* 31: 557-563.
40. Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Leoppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, G.T., and Summer, M.E. 1996. *Methods of soil analysis, part 3*, Soil Science Society of American Journal, Madison, Wisconsin.

41. Tommanian, N., Jalalian, A., Khademi, H., Karimian Eghbal, M., and Papritz, A. 2006. Pedodiversity and pedogenesis in Zayandeh-rud Valley, Central Iran. *Geomorphology*. 81: 376-393.
42. Ungaro, F., Ragazzi, F., Cappellin, R., and Giandon, P. 2008. Arsenic concentration in the soils of the Brenta Plain (Northern Italy): Mapping the probability of exceeding contamination thresholds. *J. Geochem. Exp.* 96: 117-131.
43. USDA. 1993. Soil Survey Manual. United States Department of Agriculture, Handbook, vol. 18. Government Printer, Washington, DC. 437p.
44. USEPA. 1996. United States Environmental Protection Agency, Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils. SW-846, Washington D.C. 88p.
45. Zinck, J.A. 1988. Physiography and soils. Lecture notes for K6 course. Soils Division, ITC, Enschede, The Netherlands, 156p.



## **Relationship of soil characteristics in different geomorphic surfaces with spatial variability of soil arsenic (Case study: Bijar, Kurdistan Province)**

**\*K. Nabiollahi<sup>1</sup>, A. Haidari<sup>2</sup>, N. Tomanian<sup>3</sup> and Gh.R. Savaghebi<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Assistant Prof., Dept. of Soil Science Engineering, Kurdistan University,

<sup>2</sup>Associate Prof., Dept. of Soil Science Engineering, University of Tehran,

<sup>3</sup>Assistant Prof., Agriculture and Natural Resources Research Center of Isfahan,

<sup>4</sup>Professor, Dept. of Soil Science Engineering, University of Tehran

Received: 03/08/2012; Accepted: 06/17/2013

### **Abstract**

In order to investigate the sources of arsenic contamination and assessing the role of geomorphic properties on its distribution in Bijar area, 83 profiles were selected based on the prepared geopedology map and 227 soil and 20 water samples were collected. Routine physical and chemical characteristics, iron oxides and soil arsenic contents were measured in 227 samples. Arsenic probability risk was computed using indicator Kriging (IK) to assess the arsenic (As) contamination potential. Topsoil arsenic concentration showed significant correlations at the level 0.01 with clay ( $r=0.77$ ), sand ( $r=-0.45$ ), silt ( $r=-0.48$ ), CEC ( $r=0.65$ ), and Fe oxides ( $r=0.65$ ) statistically. Subsoil arsenic concentrations showed similar correlations with soil properties. Significant differences in clay, silt, sand, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> percentages and CEC in arsenic source landforms with Fe- rich rock and mud stone have led to their higher arsenic concentration compared to the other landforms. Arsenic content of water resources located at higher altitudes were lower than EPA and WHO guideline level, while the opposite was true (2-130 times) about the landforms located at lower altitudes. The distribution of high arsenic areas rasterized by IK confirmed that, from the arsenic sources (arsenic source landforms with Fe- rich rock and mud stone), the arsenic is spread to lower positions by erosion-deposition processes or soluble form. Soils with such concentrations of arsenic may be hazardous for human being and ecosystems.

**Keywords:** Arsenic, Bijar, Kriging, Geopedology

---

\* Corresponding Authors; Email: [nabiollahy\\_k@yahoo.com](mailto:nabiollahy_k@yahoo.com)

