دوماهنامه طبّ جنوب
پژوهشکده زیست- پزشکی خلیج فارس
دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی بوشهر
سال بیستم، شماره ۶، صفحه ۵۹۴ - ۵۸۴ (بهمن و اسفند ۱۳۹۶)

Iran South Med J 2018;20(6): 584-594

مدلسازی پراکندگی فضایی آلاینده آرسنیک در منطقه جنوب کرمان با استفاده از رویکرد بیزین

ملیحه عباس‌زاده (PhD)[1*]، سعید سلطانی محمدی (PhD)[1]، مهیار یوسفی (PhD)[2]

[1] گروه مهندسی معدن، دانشکده مهندسی، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران
[2] گروه مهندسی معدن، دانشکده مهندسی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

(دریافت مقاله: ۹۵/۱۲/۱۲- پذیرش مقاله: ۹۶/۳/۲۲)

چکیده

زمینه: آرسنیک از دسته عناصری به‌شمار می‌آید که در پوسته زمین نسبتاً فراوان است. علی‌رغم کاربردهای متنوع در بخش‌های مختلف همچون صنعت، کشاورزی و داروسازی، آرسنیک تأثیرات خطرناکی نیز بر موجودات زنده و از جمله انسان دارد. دو منشأ انسانی (ناشی از فعالیت‌های انسانی همچون صنعت، معدن و کشاورزی) و طبیعی برای ایجاد آلودگی این عنصر در محیط زیست شناخته شده است. در این مقاله با تهیه نقشه توزیع این آلاینده در بخش جنوبی کرمان منشأ احتمالی این آلودگی بررسی شده است.

مواد و روش‌ها: در این مقاله از آنالیز آرسنیک در ۱۸۰۴ نمونه رسوبات آبراهه‌ای در جنوب استان کرمان جهت مدلسازی فضایی آلایندگی این عنصر استفاده شده است. به منظور تخمین میزان آلاینده در نقاطی که از آنها نمونه‌ای برداشت نشده است، از روش مدلسازی کریگینگ بیزین تجربی استفاده شده است.

یافته‌ها: غلظت آلاینده آرسنیک در برخی از بخش‌های غربی منطقه از حد استاندارد فراتر بوده و لازم است تا مطالعات لازم در خصوص سطح مخاطرات مرتبط با این آلاینده و تأثیر آن بر رواج بیماری‌های مرتبط همچون سرطان پوست، مثانه و ریه، دیابت و بیماری‌های قلبی و عروقی در این بخش‌ها مورد بررسی قرار گیرد.

نتیجه‌گیری: بررسی تطبیقی نقشه آلاینده و موقعیت کانسارها، معادن، صنایع شیمیایی و زمین‌های کشاورزی نشان داد که عمده آلودگی آرسنیک در این منطقه ناشی از صنعت و کشاورزی نبوده و به احتمال زیاد منشأ ژئوژنیک دارد. با توجه به اینکه مدلسازی صورت گرفته بر اساس نمونه‌های رسوبات آبراهه‌ای می‌باشد، لازم است تا در گام بعد، مطالعات بر اساس نمونه‌های خاک و آب‌های سطحی و زیرزمینی و نمونه‌های انسانی در مناطق آلوده صورت پذیرد.

واژگان کلیدی: سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی، کریگینگ بیزین، عدم قطعیت، آلودگی، آرسنیک

[*] کاشان، گروه معدن، دانشکده مهندسی، دانشگاه کاشان، اصفهان، ایران

Email: Abbaszadeh@kashanu.ac.ir

مقدمه

اکثر کشورهای صنعتی با مشکل مناطق آلوده دست به گریبان بوده و این مناطق در حال تبدیل به یک مشکل بزرگ در اقتصادهای در حال توسعه می‌باشد. امروزه اکثر کشورهای پیشرو، پاکسازی زمین را به عنوان یک الزام پذیرفته‌اند. برای مثال در چین، مناطق آلوده ناشی از فعالیت‌های معدنکاری تا پایان سال ۲۰۰۴ درحدود ۳/۲ میلیون هکتار بوده است و با یک نرخ رشد ۴۶۷۰۰ هکتار بر سال در حال افزایش می‌باشد (۱). به طور مشابه وسعت مناطق آلوده موجود در اروپا توسط آژانس محیط زیست اروپا بیش از ۳ میلیون هکتار تخمین زده شده است (۲). مناطق حدفاصل شمال فرانسه تا آلمان مهم‌ترین و آلوده‌ترین مناطق در شمال غرب اروپا محسوب می‌شوند، که بر اساس بررسی‌های صورت گرفته دو عامل تراکم بالای مناطق شهری و فعالیت‌های صنعتی مهم‌ترین فاکتورهای آلاینده در این مناطق محسوب می‌شوند (۳ و ۴).

آرسنیک با غلظت متوسط ۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم در پوسته زمین به عنوان بیستمین عنصر فراوان شناخته می‌شود و عموماً غلظت‌های بالاتری از آن در سنگ‌های رسوبی نسبت به سنگ‌های آذرین ثبت شده است (۵). آرسنیک معمولاً با کانی‌های سولفیدی همراه است و حتی مقدار کمی از آن باعث آلودگی محیط‌زیست می‌شود (۶ و ۷). به علت مسمومیت حاد و مزمن و اثرات سرطان‌زای این عنصر بر روی انسان و حیوانات، آرسنیک به عنوان یک آلاینده خطرناک شناخته می‌شود (۸).

مطالعات صورت گرفته توسط سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی ایران آلودگی به آرسنیک را در بخش‌هایی از ایران تأیید کرده و بخش‌هایی را نیز به عنوان مناطق با پتانسیل بالای آلودگی معرفی نموده است. پیش از این آلودگی آرسنیک در بخش‌هایی از ایران همچون آذربایجان غربی شهرستان تکاب، آذربایجان شرقی شهرستان هشترود (۹)، کردستان شهرستان قروه و بیجار (۱۰)، خراسان رضوی شهرستان کاشمر (۱۱) و استان فارس در اطراف دریاچه مهارلو (۱۲) گزارش شده است. دو عامل میکروارگانیسم‌ها و فعالیت‌های انسانی از مهم‌ترین عوامل آزادسازی و افزایش غلظت این آلانیده در محیط زیست به شمار می‌روند (۱۵-۱۳). حضور عامل انسانی در این مسأله ناشی از عواملی همچون معدنکاری، آلودگی محیط‌های رودخانه‌ای و آتشفشانی، دفع زباله، استفاده بی‌رویه از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها و در نهایت صنایع شیمیایی و نشت مواد شیمیایی می‌باشد (۱۶). از آنجا که در ایران تمامی عوامل آلاینده فوق محیط زیست را تهدید می‌نماید، لازم است تا وسعت زمین‌های آلوده به این آلاینده به صورت منطقه‌ای و به تفصیل صورت گیرد. استان کرمان به‌دلیل دارا بودن کانسارهای متنوع (مس، آهن، زغال سنگ، کرومیت و غیره) و معادن عظیم (همچون سرچشمه، میدوک، گل گهر و غیره.) به عنوان یکی از مراکز عمده صنعت معدنکاری در ایران محسوب می‌شود. در این مطالعه منطقه‌ای به وسعت ۵۰۰۰ کیلومتر مربع واقع در بخش جنوبی کمربند ارومیه دختر در استان کرمان (بر گرفته از نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ ساردوئیه و بافت) مورد مطالعه قرار گرفته است. در این مقاله تلاش شده است تا براساس مدلسازی آلودگی‌ها در منطقه، بخش‌های نیازمند بهسازی زمین مشخص شده و در اختیار تصمیم‌گیران برای برنامه‌ریزی جهت بهسازی قرار داده شود. برای این منظور از تکنیک‌های زمین آماری برای توصیف و مدلسازی پراکندگی فضایی و تغییرپذیری آلودگی‌ها به عنوان یک فاکتور ارزیابی ریسک استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

کریگینگ متداول‌ترین تخمین‌گر زمین آماری است که در حال حاضر در مطالعات زیست محیطی، ارزیابی منابع طبیعی، ارزیابی ذخائر معدنی، هواشناسی و جغرافیا استفاده می‌شود. در این روش مقدار متغیر برای نقاطی که از آنها نمونه‌ای در دست نیست، بر مبنای تابع کواریانس و مقادیر اندازه‌گیری شده در نمونه‌ها، تخمین زده می‌شود (۱۷).

روش‌های کریگینگ متنوعی تاکنون ارائه شده است که شناخته شده‌ترین آنها عبارتند از: کریگینگ ساده، کریگینگ معمولی و کریگینگ عام. اساس گزینش هر یک از آنها به مبانی به کار رفته در توسعه آنها باز می‌گردد. به عنوان مثال کریگینگ ساده در شرایطی استفاده می‌شود که میانگین متغیر ناحیه‌ای معلوم است، کریگینگ معمولی در شرایطی که میانگین مجهول است و کریگینگ عام نیز در شرایطی که روند وجود دارد استفاده می‌شود. یکی از روش‌های ارائه شده در این زمینه، کریگینگ بیزین تجربی است که اجازه می‌دهد تا عدم قطعیت توأم با پارامترهای مدل واریوگرام بر روی تخمین مقدار متغیر مورد نظر نشان داده شود (۱۸). علاوه بر این، این روش قادر است دشوارترین مرحله در سایر روش‌های معمول کریگینگ برای دستیابی به یک مدل معتبر، یعنی آنالیز ساختاری، را به صورت اتوماتیک انجام می‌دهد، این قابلیت، نوعی ساده سازی برای کاربر به شمار می‌آید (۱۹). برای تعریف کریگینگ بیزین می‌توان از تعریف مسأله صورت گرفته توسط دیگل (Diggle) و ریبریو (Ribeiro) بر اساس یک مدل کریگینگ عام استفاده نمود (۱۸). فرض کنید که (ui ،Y(ui)) نشان دهنده مقادیر اندازه‌گیری شده از متغیر تصادفی Y(ui) در نمونه‌های واقع در موقعیت ui باشد. یک نسخه ساده سازی شده از این مدل که در آن یک فرآیند فضایی ناشناخته با اثر قطعه‌ای (صفر) لحاظ شده است، را می‌توان در یک چارچوب سلسله مراتبی به صورت زیر بیان نمود:

سطح اول: $Y(u) = X\beta + S(u)$

سطح دوم: $S(u) \sim N(0, \sigma^2 R(h, \varphi))$

سطح سوم: $prior(\beta, \sigma^2, \varphi)$

در سطح اول X نشانگر برداری فضایی مرتبط با متغیر تصادفی در موقعیت‌های ui=(x1i ،x2i) و β یک پارامتر برداری است. روند به صورت خطی فرض شده است و در نتیجه سطر i ام X به صورت Xi=(1 ،x1i ،x2i) خواهد بود. در سطح دوم، S (u) یک فرآیند گوسین پایا با میانگین صفر، واریانس σ 2 و تابع همبستگی R (h;φ) است که φ پارامتر همبستگی و h بردار فاصله میان دو موقعیت است. در اینجا از یک همبستگی نمایی با رابطه زیر استفاده شده است:

$$R(h, \varphi) = \exp(-\frac{h}{\varphi})$$

در سطح سوم یک تابع توزیع احتمال پیشین برای پارامترهای مدل شامل β , σ 2, φ ارائه شده است (۲۰). بر اساس این پارامترها، غلظت آلاینده در یک موقعیت خاص بر اساس تخمین‌گر مورد نظر تخمین زده می‌شود. غلظت آلاینده‌ها همواره عددی مثبت بوده و از آنجا که معمولاً دارای چولگی از راست هستند، فرض تبعیت داده‌ها از مدل گوسین در مورد آنها صادق نیست. در نتیجه لازم است یکی از تبدیلات متداول برای نرمال‌سازی داده‌ها استفاده شود (۲۱). کریگینگ بیزین از این نظر که اجازه می‌دهد پارامترها دارای یک تابع توزیع احتمال پیشین باشند، بر کریگینگ معمولی غیر بیزین ارجحیت دارد (۲۲). در نرم‌افزار ArcGIS، به منظور تنظیم پارامترهای مدل واریوگرام در کریگینگ بیزین تجربی از بیشترین درست‌نمایی محدود شده استفاده می‌شود (۱۹). به دلیل محدودیت‌های محاسباتی برای کاربرد بیشترین درست‌نمایی محدود شده در مجموعه داده‌های بزرگ، در ابتدا مجموعه داده‌ها به یک سری زیرمجموعه‌های دارای هم‌پوشانی تقسیم شده و برای هریک از این زیر مجموعه‌ها، گام‌های زیر تکرار می‌شود:

۱-برای داده‌های این زیرمجموعه، یک واریوگرام تخمین زده می‌شود.

۲- براساس این واریوگرام، داده‌های جدیدی در هر یک از مجموعه نقاط این زیرمجموعه به صورت غیرشرطی تخمین زده می‌شود.

۳- یک واریوگرام جدید براساس داده‌های شبیه‌سازی شده تخمین زده می‌شود.

۴- گام‌های ۲ و ۳ به تعداد مشخصی مرتبه تکرار می‌شود. در هر تکرار، از واریوگرام تخمینی در گام ۱ برای

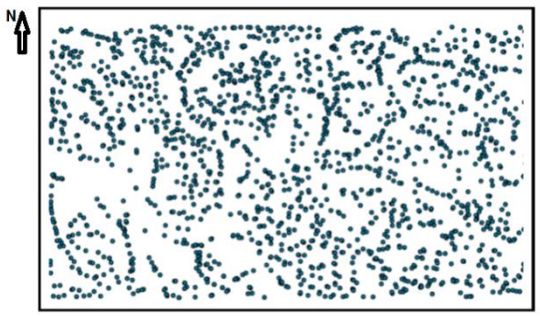
شبیه‌سازی مجموعه‌ای جدید از داده‌ها در نقاط ورودی استفاده می‌شود و از داده‌های شبیه‌سازی شده برای تخمین یک واریوگرام جدید استفاده می‌شود (۱۹).

داده‌ها و محدوده مورد بررسی

منطقه مورد مطالعه با مساحت تقریباً ۵۰۰۰ کیلومترمربع، در بخش جنوبی کمربند ارومیه دختر در استان کرمان (بر گرفته از نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ ساردوئیه و بافت) قرار گرفته است. این زون از پتانسیل بسیار بالایی برای اکتشاف ذخایر مس برخوردار است (۲۳ و ۲۴). واحدهای سنگ‌شناسی در این منطقه به هشت کلاس تقسیم می‌شوند. سنگ‌های متامورفیک پالئوزوئیک شامل فیلیت‌ها، شیست‌های سریسیتی و مرمر و آمیزه‌های کرتاسه شامل دیابازها، توف‌های اسپیلیتی، چرت‌ها، سرپانتین، هارزبورژیت، ماسه سنگ، گابرو و کراتوفیرها قدیمی‌ترین واحدهای سنگ‌شناسی در منطقه مورد مطالعه هستند. سنگ‌های ولکانیکی ائوسن به وسیله پیروکلاستیک‌ها، آندزیت‌های تراکیتی، بازالت‌های تراکیتی، آندزیت – بازالت‌ها، لاواهای آندزیتی، رسوبات توفی، ریولیت‌ها، توف‌های ریولیتی، توف‌های کلوخه‌ای، ایگنمبریت‌ها، سنگ‌های بازالتی و آندزیت‌ها مشخص می‌شوند. سنگ‌های رسوبی ائوسن در کمپلکس ولکانیکی- رسوبی عمدتاً شامل ماسه سنگ‌ها، سیلت استون‌ها، کنگلومراها و سنگ‌های آهک هستند. سنگ‌های نفوذی شامل گراندیوریت‌ها، کوارتز دیوریت‌ها، دیوریت‌ها، دیوریت– پورفیری، گرانیت پورفیری و گرانیت‌های با سن کرتاسه، ائوسن، الیگوسن– میوسن و نئوژن هستند. رسوبات الیگوسن– میوسن عمدتاً شامل کنگلومراها، سیلت استون‌ها و ماسه سنگ‌ها هستند. سنگ‌های ولکانیکی نئوژن عمدتاً شامل پیروکلاستیک‌ها، آگلومراهای آندزیتی، داسیت‌ها، داسیت‌های ریولیتی و آندزیت‌هایی هستند که سنگ‌های رسوبی- ولکانیکی ائوسن را پوشانده‌اند. نهشته‌های آبرفتی کواترنر، تراس‌ها، رس‌ها و مخروط افکنه‌های گراولی جوان‌ترین واحدهای سنگ‌شناسی در منطقه هستند (۲۳).

مدلسازی آلودگی آرسنیک با استفاده از روش بیزین کریگینگ

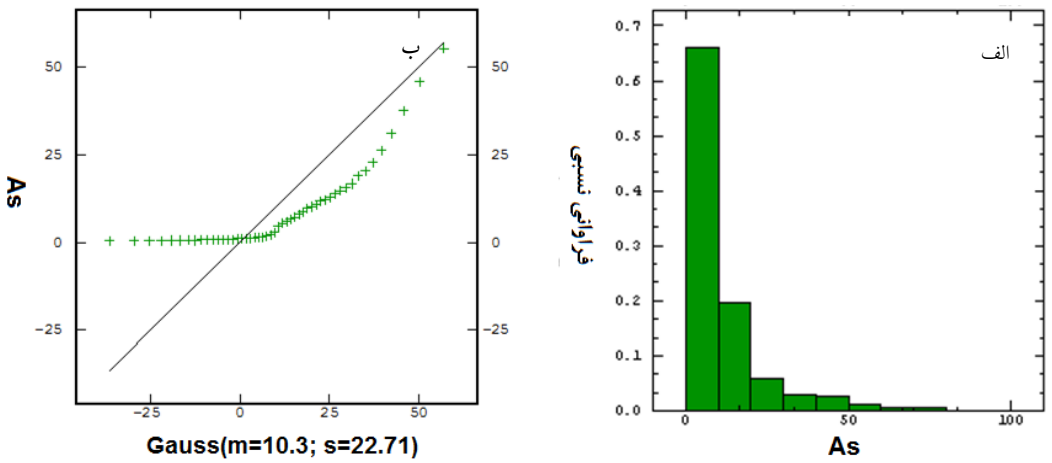
در این مطالعه در منطقه‌ای به وسعت تقریباً ۵۰۰۰ کیلومتر مربع در استان کرمان تعداد ۱۸۰۴ نمونه ژئوشیمیایی از رسوبات آبراهه‌ای برداشت و مورد آنالیز شیمیایی برای عناصر مختلف از جمله آرسنیک قرار گرفته است. در شکل ۱ موقعیت این نمونه‌ها بر روی نقشه نشان داده شده است. از آنجایی که بررسی آماری پایه و ارزیابی توزیع عیار، اولین تحلیل کمی بر روی نمونه‌های برداشت شده از منطقه و گامی ضروری در فرآیند مدلسازی داده‌ها می‌باشد، در جدول ۱ پارامترهای آماری محاسبه شده برای این آلاینده ارائه شده است. همچنین هیستوگرام و نمودار چندک- چندک (Q-Q) نیز در شکل ۲ نشان داده شده است.



شکل ۱) موقعیت نمونه‌های آبراهه‌ای برداشت شده در منطقه مورد مطالعه

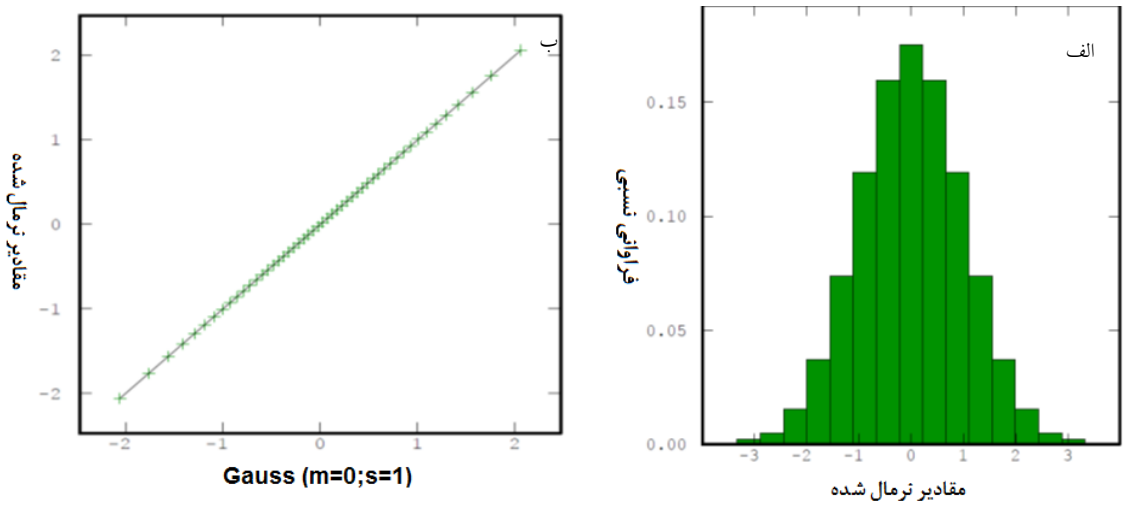
جدول ۱) چکیده پارامترهای آماری غلظت آلاینده آرسنیک

تعداد داده‌ها	کمینه	بیشینه	میانگین	انحراف استاندارد	واریانس
۱۸۰۴	۰/۰۹	۷۴۳	۱۰/۳	۲۲/۷۱	۵۱۵/۶۴



شکل ۲) نمودار هیستوگرام (الف) و چندک–چندک (ب) آلاینده آرسنیک

همان‌گونه که در شکل ۲ مشاهده می‌شود توزیع غلظت این آلاینده از توزیع نرمال تبعیت نمی‌نماید و دارای چولگی مثبت می‌باشد. از اینرو بایستی پیش از هر گونه پردازش آماری داده‌ها، توزیع داده‌ها به نرمال تبدیل شود. در این خصوص انواع توابع تبدیل وجود دارند که از جملهٔ آنها می‌توان به تبدیل لگاریتمی، تبدیل لگاریتمی سه پارامتری، تبدیل کاکس و باکس و امتیازات نرمال اشاره نمود. در این تحقیق از روش تبدیل امتیازات نرمال برای این منظور استفاده شده است. در شکل ۳ نمودارهای هیستوگرام و چندک- چندک داده‌ها پس از نرمال‌سازی نشان داده شده است.

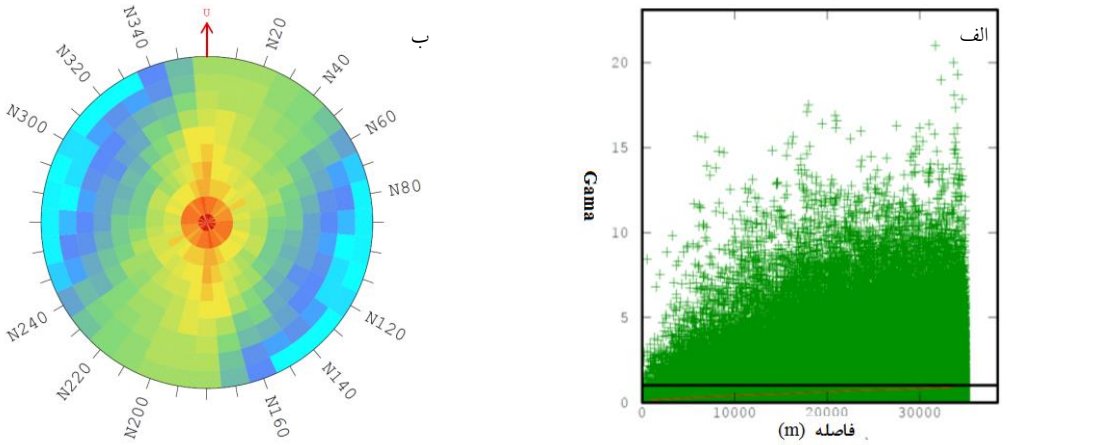


شکل ۳) نمودار هیستوگرام (الف) و چندک–چندک (ب) مقادیر پس از نرمال‌سازی

اگرچه مقدار آلاینده آرسنیک در ۱۸۰۴ نمونه اندازه‌گیری شده است، ولی مقدار آن برای سایر نقاط مجهول بوده و لازم است تا با استفاده از تخمین‌گرهای مختلف از جمله تخمین‌گرهای زمین آماری مقدار آن در سایر نقاط نیز تخمین زده و براساس آن توزیع آلاینده در منطقه مدل‌سازی شود. لازمه استفاده از روش‌های زمین آماری انجام آنالیز ساختاری داده‌ها می‌باشد. در شکل ۴- الف ابرواریوگرام داده‌ها نشان داده شده است. ابرواریوگرام نشانگر همبستگی

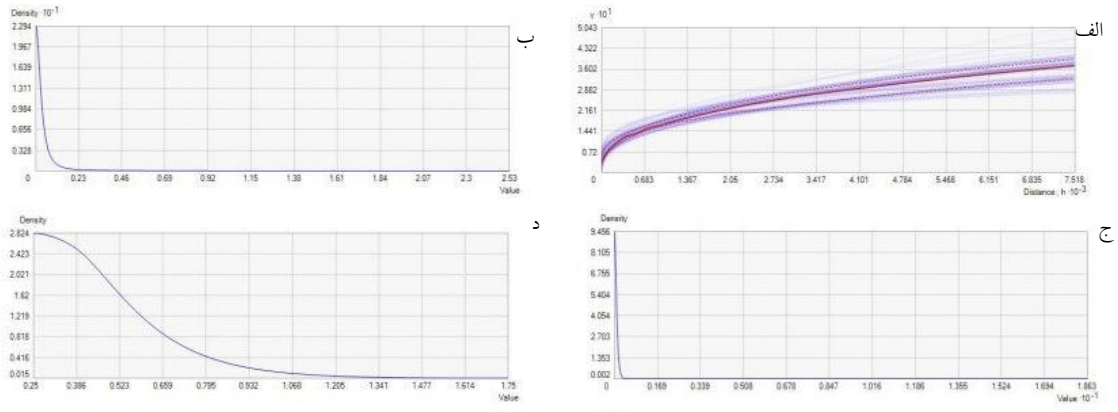
بین غلظت اندازه‌گیری شده آرسنیک در نمونه‌های واقع در فواصل مختلف می‌باشد. هر یک از نقاط در شکل ۴- الف نمایانگر یک جفت نمونه در بین داده‌ها می‌باشد. مقادیر واریوگرام معادل با این جفت نقطه از توان دوم اختلاف غلظت آلاینده درهر یک از این جفت‌ها اندازه‌گیری می‌شود و در روی محور y متناسب با فاصله مکانی این نمونه‌ها از یکدیگر که در محور x نشان داده شده است، ترسیم می‌شود. در شکل ۴- ب نقشه واریوگرام آلاینده آرسنیک نشان داده شده است که می‌توان از آن در شناسایی ناهسانگردی موجود در منطقه استفاده کرد. همان‌گونه که از ابرواریوگرام ترسیمی مشاهده می‌شود عدم قطعیت بسیار بالایی در برازش یک مدل واریوگرام قطعی به داده‌ها وجود خواهد داشت. از این رو، بر اساس الگوریتم کریگینگ بیزین تجربی، اقدام به تقسیم مجموعه داده به ۳۰۰ سری زیرمجموعه دارای هم پوشانی شده است. برای هر یک از این زیر مجموعه‌ها، گام‌های تخمین واریوگرام، تخمین غیر شرطی و تخمین واریوگرام جدید صورت پذیرفت. مدل برازش یافته به این واریوگرام‌ها، مدل خطی تعمیم یافته است که از رابطه زیر تبعیت می‌کند:

$$\gamma(h) = c_0 + bh^{\alpha}$$



شکل ۴) ابرواریوگرام (الف) و نقشه واریوگرام (ب) برای آلاینده پس از نرمالسازی

که در آن c_0 اثر قطعه‌ای، b شیب و α پارامتر توان خواهد بود. عدم قطعیت مرتبط با رفتار مدل در نزدیکی مبدأ و نوع مدل واریروگرام، با تغییر پارامتر توان در بازه ۰/۲۵ تا ۱/۷۵ قابل مدل‌سازی است. در نتیجه تعداد زیادی واریوگرام برای هر زیرمجموعه تولید می‌شود، که نتیجه ترسیم تمامی آنها با هم، یک توزیع از واریوگرام‌هاست (۱۹). برای هر گره از شبکه، تخمین با استفاده از یک توزیع واریوگرام جدید که بر اساس نمونه‌برداری درست‌نمایی محور واریوگرام‌های منفرد طیف واریوگرام در نقاط واقع در همسایگی صورت می‌پذیرد. برای مثال اگر برای گره مورد نظر، داده‌های واقع در همسایگی در سه زیر مجموعه مختلف واقع شده باشند، تخمین بر اساس تعدادی از واریوگرام‌های شبیه‌سازی شده برای هر یک از این سه زیر مجموعه صورت می‌پذیرد. انتخاب این واریوگرام‌ها به صورت تصادفی و بر اساس مقدار درست‌نمایی آنها صورت می‌پذیرد. به عنوان نمونه در شکل ۵ طیف واریوگرام حاصله و پارامترهای آنها برای یک از داده‌ها نشان داده شده است. در مرحله بعد با استفاده از کریگینگ بیزین تجربی، نقشه پراکندگی آلاینده آرسنیک تهیه شده است.



شکل ۵) طیف مدل‌های واریوگرام محاسبه شده به وسیله الگوریتم کریگینگ بیزین تجربی (الف) و تابع چگالی اثرقطعه‌ای (ب) شیب (ج) و توان (د) هر یک از مدل‌ها

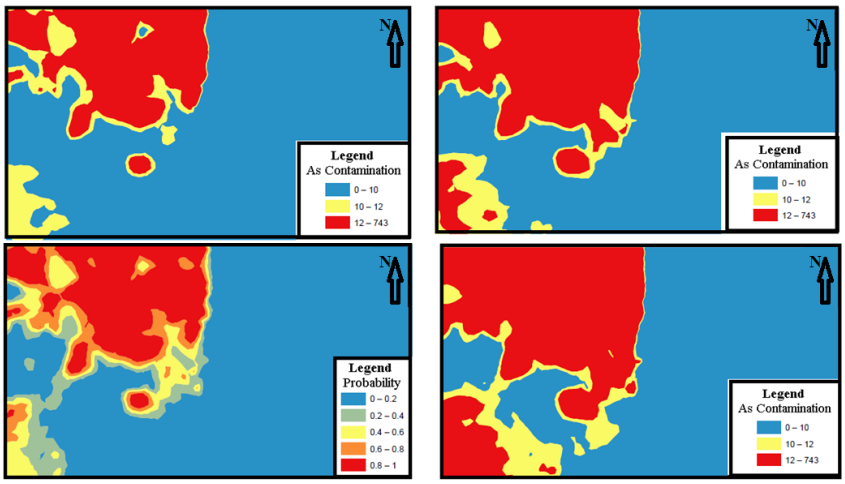
بحث

مطالعات اپیدمولوژی صورت گرفته در مورد اثرات آرسنیک در انسان نشان داده که بدون توجه به شیوه ورود آرسنیک به بدن (تماس، تنفس و یا خوردن)، آرسنیک عنصری سمی است که به عنوان عاملی برای ابتلا به سرطان‌هایی همچون پوست، ریه، مثانه و کبد شناخته می‌شود (۲۷-۲۵). ورود آرسنیک به بدن به صورت آرسنات یا آرسنیت بسیار سمی می‌باشد. در صورت ورود آرسنیک به بدن به صورت آرسنات، بدلیل شباهت بسیار زیاد آرسنیک به ترکیبات فسفات‌دار، در داخل سلول به جای فسفات موجود در ترکیب آدنوزن تری فسفات قرار می‌گیرد و از تولید انرژی در داخل سلول جلوگیری می‌کند، همچنین اگر به صورت آرسنیت وارد بدن شود به دلیل تمایل قوی بر روی آنزیم‌ها اثر می‌گذارد (۲۸).

قرارگیری طولانی مدت در معرض آرسنیک می‌تواند ابتلا به فشار خون (۲۹ و ۳۰). در مادران باردار اختلال در رشد جنین (۳۱) و حتی ایجاد نقص یا اختلالات روانی در زمان نوجوانی (۳۲) گردد. در صورت قرارگیری افراد با سن پایین در معرض آن خطر کاهش بهره هوشی را می‌تواند در پی داشته باشد.

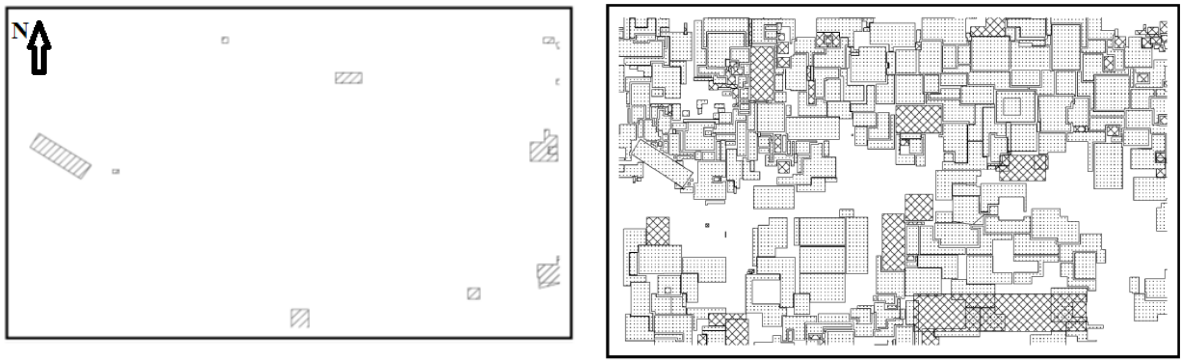
بر اساس استانداردهای بین المللی حد مجازی از غلظت آلاینده‌ها تعریف می‌شود که باعث محافظت حساس‌ترین افراد جامعه می‌شود (۳۳). این مقدار برای عنصر آرسنیک معادل ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعریف شده است.

خروجی‌های مهم روش کریگینگ بیزین را می‌توان به ۳ دسته تقسیم نمود: ۱) نقشه میانه آلاینده (شکل ۶-الف)، ۲) نقشه چارک‌های اول و سوم (شکل ۶-ب و ۶-ج)، ۴) نقشه احتمال تجاوز از حدود آستانه (شکل ۶-د).



شکل ۶) خروجی‌های حاصل از تخمین به روش کریگینگ بیزین تجربی. الف) نقشه میانه آلاینده، ب) نقشه چارک اول، ج) نقشه چارک سوم، د) نقشه احتمال تجاوز از حدود آستانه ۱۲ppm

البته این روش، همچون روش کریگینگ قادر به ارائه نقشه خطای استاندارد تخمین نیز به عنوان یکی از خروجی‌های مورد استفاده در مطالعات عدم قطعیت می‌باشد. از آنجا که روش‌های کریگینگ کلاسیک قادر به ارائه خروجی ۲ و۳ نیستند ، تنوع خروجی‌ها نیز یکی دیگر از مزیت‌های روش کریگینگ بیزین به شمار می‌آید. در شکل ۶-الف نقشه توزیع آلاینده در منطقه نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود تقریباً تمامی محدوده‌هایی که در آنها غلظت آلاینده آرسنیک از حد استاندارد ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیشتر است در بخش غربی محدوده واقع شده است. به منظور بررسی ارتباط میان مناطق آلوده و کانسارهای مس، اقدام به بررسی موقعیت کانسارها و معادن این منطقه بر روی نقشه شد. در شکل ۷-الف موقعیت گواهی‌های اکتشاف صادره توسط اداره صنعت، معدن و تجارت به عنوان نقشه کانسارهای موجود در منطقه و در شکل ۷-ب نقشه گواهی‌های بهره‌برداری صادره به عنوان موقعیت معادن این منطقه نشان داده شده است. مقایسه شکل ۶ و ۷ بیانگر وجود ارتباطی بین کانسارها و یا معادن با محدوده‌های آلوده نیست و فرضیه وابستگی این آلایندگی را به فعالیت معادن رد شد. بنابراین باید منشأ دیگری برای این آلایندگی جستجو کرد. در گام بعدی موقعیت زمین‌های کشاورزی و صنایع شیمیایی موجود در منطقه نیز با آلودگی‌های ثبت شده مقایسه و مشخص شد که اگر چه برخی از آلودگی‌های محلی و کوچک همچون اطراف شهر بافت را می‌توان به این عامل مرتبط دانست ولی در بخش شمال غربی چنین عواملی که مرتبط با آلاینده باشد وجود ندارد. از این رو فرضیه پذیرفته شده برای بخش شمال غربی را می‌توان، وابستگی آلودگی با واحدهای رسوبی ائوسن و میوسن موجود در منطقه مرتبط دانست.



شکل ۷) موقعیت گواهی‌های کشف صادره به عنوان نشانه‌ای از کانسارهای موجود در منطقه (الف) و موقعیت معادن موجود در منطقه. چند ضلعی‌های هاشور خورده توسط نقاط نشان دهنده محدوده‌های ثبت شده برای کانسارهای فلزی و چندضلعی‌های هاشور خورده با خطوط متقاطع مورب نشان دهنده محدوده‌های ثبت شده برای کانسارهای غیرفلزی است.

در شکل ۶-د نقشه احتمال تجاوز غلظت آرسنیک از حد استاندارد ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای منطقه نشان داده شده است. همان‌طور که انتظار می‌رود در بخش‌های غربی منطقه احتمال تجاوز از حد استاندارد بالاتر بوده است. با توجه به اینکه ارسنیک از راه‌های مختلف آب، غذا و هوا می‌تواند به بدن انسان ورود کرده و منشأ برخی از بیماری‌ها تنفسی (برونشیت ، لارنژیت و تورم غشاء مخاطی)، قلبی– عروقی (همچون آرسنیکوزیس)، روده‌ای – معدی و خونی شناخته می‌شود ضروری است تا بررسی‌های دقیق در زمینه کنترل منابع ورود این الاینده به بدن صورت پذیرد. علاوه بر این، از آنجا که این مطالعه محدود به نمونه‌های برداشت شده از رسوبات ابراهه‌ای بوده است، مطالعات تکمیلی‌تر بر اساس نمونه‌برداری از سنگ، خاک و آب در مناطق با احتمال بالای آلودگی ضروری است.

نتیجه‌گیری

بر اساس نقشه‌های تهیه شده از توزیع آلاینده آرسنیک در منطقه، مشاهده می‌شود که احتمال آلودگی در بخش‌های غربی منطقه بسیار بالاست و لازم است تا برای این بخش‌ها اقدامات مختلفی صورت پذیرد. در گام نخست لازم است تا بر اساس بررسی نمونه‌های برداشت شده از خاک، آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی و نمونه‌های انسانی مخاطرات این آلاینده در منطقه مورد بررسی قرار گیرد. همچنین لازم است تا مطالعات جامع زمین‌شناسی پزشکی در زمینه فراوانی علائم و بیماری‌های مختلف مرتبط با این آلاینده در این مناطق صورت پذیرد.

سپاس و قدردانی

این مقاله حاصل مطالعه‌ای است که در چارچوب گرنت تحقیقاتی به شماره (۶۸۲۷۰۳) مصوب دانشگاه کاشان انجام شده است. بدینوسیله نویسندگان مراتب تشکر و قدردانی خود را از این دانشگاه اعلام می‌نمایند.

تضاد منافع

هیچ‌گونه تعارض منابع توسط نویسندگان بیان نشده است.

References:

1.Li, MS, Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: a review of research and practice. Sci. Total Environ.2006; 357(1): 38–53.

2.The European environment – state and outlook 2010: Soil. European Environment Agency, Copenhagen. (https://www.eea.europa.eu/soer/europe/soil)

3.European Soil Bureau Network of the European Commission, 2005. Soil atlas of Europe. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

4.Finzgar N, Jez E, Voglar D, et al. Spatial distribution of metal contamination before and after remediation in the Meza Valley, Slovenia. Geoderma 2014; 217-218: 135-43.

5.Butcher DJ. Environmental Applications of Arsenic Speciation Using Atomic Spectrometry Detection". Applied Spectroscopy Reviews 2007; 42(1): 1-22.

6.Antunes, I.M.H.R, Albuquerque, M.T.D. Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). Science of the Total Environment 2013; 442. 545–52.

7.Pais I, Jones JB .The Handbook of Trace Elements. CRC press, Boca Raton, USA. 2000; 240.

8.Duan L, Song J, Yuan H, et al. Spatio-temporal distribution and environmental risk of arsenic in sediments of the East China Sea. Chemical Geology 2013; 340: 21-31.

9.Mosaferi M, Taghipour H, Hassani AM, et al. Study of Arsenic Presence in Drinking Water Sources: A Case Study. Iran. J. Health & Environ 2008; 15: 1(1): 19-28. (Persian)

10.Mosaferi M, Yunesian M, Dastgiri S, et al. Prevalence of skin lesions and exposure to arsenic in drinking water in Iran. Science of The Total Environment. 2008; 390(1): 69 -76.

11.Babaei Y, AlaviMoghaddam MR, Ghasem Zadeh F, et al. Study of arsenic contamination of surface waters in the area of Kashmar Koohsorkh. *Environ Sci Technol.* 2008;10(3):29–35.

12.Hatami Manesh, M, Mirzayi M, Bandegani M, et al. Determination of mercury, lead, arsenic, cadmium and chromium in salt and water of Maharloo Lake, Iran, in different seasons. J-Mazand-Univ-Med-Sci 2014; 23(108): 91-8. (Persian)

13.Bell FG. Environmental geology: principles and practice. Wiley-Blackwell, 1998; 487–500.

14.Nealson KH. Sediment bacteria: who's there, what are they doing, and what's new? Annu Rev Earth Planet Sci 1997; 25: 403– 34.

15.Nriagu Jo, Bhattacharya P, Mukhergee AB, et al. Arsenic in soil and groundwater: an overview. Trace Metals and other contamints in the Environment 2007; 9: 3-60

16.Duker AA, Carranza EJM, Hale M. Arsenic geochemistry and health. Environment International 31(5): 631-41.

17.*Webster R. Oliver MA. Geostatistics for environmental scientists. Wiley*, Chichester, 2001; 89-96.
18.Diggle PJ, Ribeiro Jr PJ. Bayesian inference in Gaussian model-based geostatistics. Geogr. Environ. Model 2002; 6(2):129–146.
19.Environmental Systems Research Institute (ESRI), (2014). ArcGIS Desktop Help 10.2 Geostatistical Analyst. http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.2/index.html
20.Aelion CM, Davis HT, Lawson AB, et al. Validation of Bayesian Kriging of Arsenic, Chromium, Lead, and Mercury Surface Soil Concentrations Based on Internode Sampling. Environmental Science & Technology 2009; 43(12): 4432-38.
21.Pilz J, Pluch P, Spock G. Bayesian Kriging with lognormal data and uncertain variogram parameters. Geostatistics for Environmental Applications 2005; 51-62.
22.Pilz, J. Spöck G. Why do we need and how should we implement Bayesian kriging methods. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 2008; 22(5): 621-32.
23.Yousefi M, Kamkar-Rouhani A, Carranza EJM. Geochemical mineralization probability index (GMPI): A new approach to generate enhanced stream sediment geochemical evidential map for increasing probability of success in mineral potential mapping". Journal of Geochemical Exploration 2012; 115. 24–35.
24.Ranjbar H., Honarmand M, Moezifar Z. Application of the Crosta technique for porphyry copper alteration mapping, using ETM data in the southern part of the Iranian volcanic sedimentary belt. Journal of Asian Earth Sciences 2004; 24(2), 237–43.
25.Biglari H, Saeidi M, Alipour V, et al. Review on hydrochemical and health effects of it in Sistan and Baluchistan groundwater's, Iran. International Journal of Pharmacy and Technology. 2016;8(3):17900-20. (Persian)
26.Ebrahimpoor S, Mohammadzadeh H, Nasseri N,. Arsenic contamination of ground waters and its effects on human health.; Proceedings of the First National Conference of Applied Research on Water Resources of Iran.; 2010; Iran. Kermanshah Regional Water Company; pp. 269–82. (Persian)
27.Chandrasekaran VRM, Muthaiyan I, Huang PC, et al. Using iron precipitants to remove arsenic from water: Is it safe? Water Research. 2010;44(19):5823-7.
28.Ahuja S. Arsenic contamination of groundwater: Mechanism, Analysis, and Remediation. John Wiley & Sons, INC. 2008; 367-376.
29.Chen CJ, Wang SH L. Chiou JM et al. *Arsenic and diabetes and hypertension in human populations*: a review, Toxicology and Applied Pharmacology, 2007; 222(3), 298–304.
30.Kwok RK., Kaufmann RB., Jakariya M. Arsenic in drinking-water and reproductive health outcomes: a study of participants in the Bangladesh Integrated Nutrition Programme, J Health Popul Nutr. 2006; 24(2): 190-205.
31.Vahter M, Health effects of early life exposure to arsenic. Basic Clin Pharmacol Toxicol 2008; 102(2): 204-11
32.Rodrı VM, Capdeville MEJ, Giordani M. The effects of arsenic exposure on the nervous system. Toxicology Letters 2003; 145(1): 1-18.
33.Dobaradaran S, Mohamadzadeh F. Servey of the oil and gas pollutant impacts on the human and environment. Iran South Med J 2014; 17 (1): 85-98

Original Article

Modelling Spatial Variation of Arsenic Pollutant Using Empirical Bayesian Kriging in the Southern Part of Kerman Province

M. Abbaszadeh (PhD) [1*], *S. Soltani- Mohammadi (PhD)* [1], *M. Yousefi (PhD)* [2]

[1] *Department of Mining Engineering, University of Kashan, Kashan, Iran*

[2] *Department of Mining Engineering, University of Malayer, Malayer, Iran*

(Received 2 Mar 2017 Accepted 12 Jan 2017)

Abstract

Background: Arsenic is one of the elements that exist naturally in the earth crust. This element has several applications in the areas such as industrial, agricultural, medicinal. However, it could be seriously harmful because of its toxic effects on live organisms, including humans. Arsene could spread into the environment via two sources, including anthropogenic (produced directly by human activities) and natural (weathering and leaching from rocks and mineral layers of the earth and sedimentation) sources. This study investigates the probable sources of arsenic contaminations by producing the arsenic distribution map in the south of Kerman Province, Iran.

Materials and Methods: We studied an area of 5000 km^2 in the south of Kerman Province. The results of assaying the 1804 stream sediment samples for arsenic contamination were used for spatially modeling. In other non-sampling areas, Empirical Bayesian Kriging (EBK) modeling was applied to assess the prediction of arsenic contamination.

Results: The level of arsenic concentration is more than the standard value (12 ppm) in the north-western part of the area. This contamination can cause several diseases such as cancer of the skin, bladder, and lung. It also could be a risk factor for diabetes and cardiovascular disorders. Therefore it is necessary to evaluate the prevalence of these diseases in the polluted areas.

Conclusion: Comparison of contaminated area map with the coordination of mineral deposits, mines, chemical industries and agricultural areas shows that the natural sources are more probable to be a source of this contamination compared to anthropogenic sources. The spatial modeling is produced based on the stream sediment samples, hence for the future studies, sampling from the soil, surface and underground water of the contaminated areas seems necessary.

Key words: Geographical information systems, Bayesian kriging, uncertainty, Arsenic, contamination

©Iran South Med J. All rights reserved.

Cite this article as: Abbaszadeh M, Soltani-Mohammadi S, Yousefi M. Modelling Spatial Variation of Arsenic Pollutant Using Empirical Bayesian Kriging in the Southern Part of Kerman Province. Iran South Med J 2018; 20(6): 584-594

Copyright © 2018 Abbaszadeh, et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-noncommercial 4.0 International License which permits copy and redistribute the material just in noncommercial usages, provided the original work is properly cited.

[*]*Address for correspondence:* Department of Mining Engineering, University of Kashan, Kashan, Iran. Email: bbaszadeh@kashanu.ac.ir