

پهنه‌بندی برخی از عناصر سمی در انباشتگاه باطله شرقی معدن سرب و روی انگوران با رویکرد زمین‌آماري

عباس شرفی^۱، حامد بیگی^۲، فرامرز دولتی ارده‌جانی^{۳*}، بهرام رضایی^۴، جعفر سرقینی^۵

۱. دانشجوی دکتری مهندسی معدن (فرآوری مواد معدنی)، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، Abbas.sharafi@gmail.com

۲. کارشناس ارشد مهندسی معدن (اکتشاف)، دانشکده مهندسی معدن، پردیس دانشکده‌های فنی دانشگاه تهران، hamedbeigi94@ut.ac.ir

۳. استاد مهندسی معدن (هیدروژئولوژی زیست‌محیطی)، دانشکده مهندسی معدن، پردیس دانشکده‌های فنی دانشگاه تهران، fdoulati@ut.ac.ir

۴. استاد مهندسی معدن (فرآوری مواد معدنی)، دانشکده مهندسی معدن و متالورژی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، B.Rezai@aut.ac.ir

۵. استادیار مهندسی معدن (فرآوری مواد معدنی)، دانشگاه آزاد اسلامی - واحد تهران جنوب، j_sargheini@azad.ac.ir

(دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۰۲ - پذیرش: ۱۳۹۸/۰۹/۲۳)

چکیده

تعیین توزیع فضایی عناصر سمی در محل انباشت باطله‌های معدن نیازمند ارزیابی خطرات و ارزیابی راهکارهای زیست‌محیطی است. برای رسیدن به این هدف، از انباشتگاه باطله شرقی معدن انگوران به مساحت ۳۰۰۰۰۰ مترمربع نمونه‌برداری انجام شد. برای این منظور، ۳۸ نمونه خاک برای مطالعه، آنالیز و مدلسازی انتخاب شد. مطالعات آماری مجموعه داده‌ها برای برخی از عناصر سمی شامل As, Cd, Cu و Co انجام گرفت. از نظر زمین‌آماري، برای حذف داده‌های خارج از ردیف از روش نمودار Q-Q plot استفاده شد که این امر افزایش ضریب همبستگی نتایج را به همراه داشت. در مرحله بعد، مطالعات زمین‌آماري از جمله پارامترهای واریوگرام شامل دامنه، سقف، اثر قطعه‌ای و آزمون برای عناصر سمی مورد مطالعه محاسبه و توزیع پراکندگی این عناصر بر اساس روش شبیه‌سازی گوسی متوالی (SGS) مدلسازی شد که نتایج حاصل نشان‌دهنده مقادیر بالای As در نواحی جنوب، غرب و شمال انباشتگاه باطله است. همچنین، مقادیر بالای Cd در نواحی جنوب غربی و شمال شرقی انباشتگاه باطله تعیین شد. نتایج نشان داد که مقادیر بالای Co و Cu در نواحی غرب، جنوب و شمال انباشتگاه باطله تجمع پیدا کرده‌اند. برای اعتبارسنجی واریوگرام‌ها از روش اعتبارسنجی متقابل استفاده شد که یک روش اساسی برای مقایسه تاثیر مدل واریوگرام‌های مختلف و روش‌های شبیه‌سازی در نتایج درونیابی است. ضریب همبستگی برای عناصر As, Cd, Cu و Co به ترتیب ۰/۸۸۵، ۰/۸۰۵۶، ۰/۶۸۶۷ و ۰/۹۷۹۲ محاسبه شد که نشان‌دهنده اعتبار بالای نتایج شبیه‌سازی است. نتایج حاصل از مطالعه حاضر می‌تواند در ارزیابی راهکارهای مدیریت زیست‌محیطی باطله‌های معدنی برای کنترل آلاینده‌های سمی مورد استفاده قرار گیرد.

کلمات کلیدی

شبیه‌سازی گوسی متوالی، مدل واریوگرام، داده‌های خارج از ردیف، عناصر خطرناک، انباشتگاه باطله.

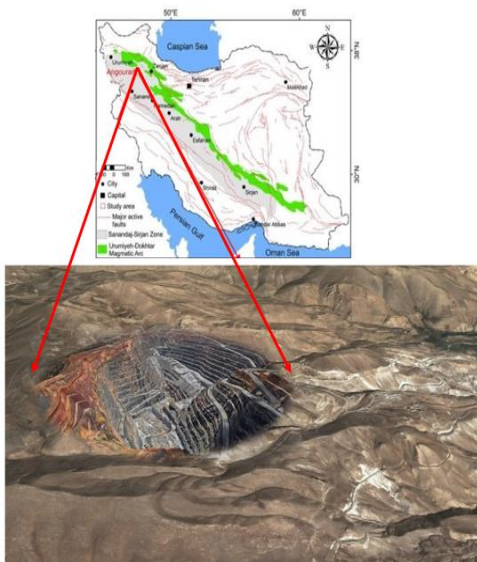
۱- مقدمه

آوردن درک بیشتر و داشتن ایده‌های بهتر در ارزیابی عدم قطعیت انجام شده است، مشکلاتی شامل تفسیر اشتباه مناطق احتمالی آلوده مربوط به فعالیت‌های معدنی به طور کامل حل نشده است و تحقیقات زیادتری در این زمینه نیاز است. این مقاله تلاش می‌کند تا مدل‌های فضایی را برای تعدادی عناصر سمی شامل As, Cd, Cu و Co بررسی و تعیین کند. نقشه‌هایی که توزیع پراکندگی عناصر سمی را نشان می‌دهند، می‌توانند به عنوان ابزار مدیریتی اصلاح محیط زیست در نظر گرفته شوند و در سایر مناطق معدنی هم به کار برده شوند.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

معدن فعال سرب و روی انگوران یکی از بزرگترین معادن تولیدی در کشور ایران است که در استان زنجان و در فاصله ۱۲۵ کیلومتری غرب شهر زنجان و در فاصله ۴۶۰ کیلومتری شمال غرب تهران واقع شده است (شکل ۱). در این معدن توسط شرکت سرب و روی ایران ۷ نوع ماده معدنی جداگانه شامل ماده معدنی کربناته سخت، ماده معدنی کربناته نرم، کربنات برشی، کالامین، ماده معدنی بسیار کم عیار، ماده معدنی سولفیدی و مخلوط سولفیدی کربناته تشخیص داده شده است.

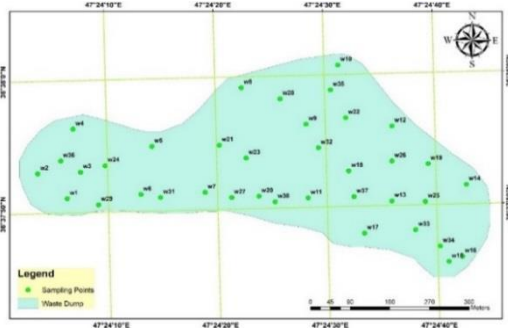


شکل ۱- موقعیت معدن انگوران در نقشه زمین‌شناسی ساختاری ایران، اصلاح شده از [۳۴].

مشخصات ژئوشیمیایی دو تیپ سولفیدی و غیرسولفیدی (کربناته) در جدول ۱ ارایه شده است [۲۸-۳۰].

فعالیت‌های متعدد معادن سولفیدی و زغال‌سنگ و تولید مقادیر زیاد باطله و مواد معدنی کم عیار به محیط‌زیست آسیب جدی می‌رساند. از آنجایی که برای کاهش هزینه‌های حمل و نقل، باطله‌های معدنی تا حد ممکن در مجاور سایت‌های معدنی تخلیه و انباشت می‌شوند، بنابراین اکسایش کانی‌های سولفیدی موجود در درون این گونه مواد باعث ایجاد محلول‌های اسیدی همراه با فلزات سمی می‌شود که آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی، مناطق و دشت‌های محدوده اطراف را در بر می‌گیرد [۶-۱]. شدت آلودگی خاک و آب در طول عملیات معدنکاری بستگی به پارامترهایی از قبیل نوع عملیات، فرسایش خاک و سنگ‌های باطله، وجود کانی‌های خطرناک و عناصر کمیاب در ماده معدنی، مقدار کانی‌های سولفیدی، هیدروژن‌پولوزی و عامل آب و هوایی دارد [۷-۱۰]. خاک‌ها شامل ویژگی‌های متغیر فضایی‌اند و بنابراین یک مدل فضایی وابسته به نمونه‌های خاک مورد نیاز است که به طور جامع روابط پیچیده بین خواص خاک و عوامل زیست‌محیطی را توصیف کند [۱۱-۱۳]. با توجه به اینکه روش‌های آماری متعددی وجود دارد که داده‌ها در آن همبستگی فضایی ندارند، بنابراین نمی‌توان توزیع آلودگی خاک را به صورت نقشه‌های زیست‌محیطی مشخص کرد. از سویی دیگر، روش‌های تخمین و شبیه‌سازی زمین‌آماری، همبستگی فضایی متغیرهای ناحیه‌ای را به وسیله مدل‌سازی واریوگرام محاسبه می‌کنند. علاوه بر این، این روش‌ها می‌توانند تمرکز متغیرهای ناحیه‌ای در برخی نواحی که نمونه‌برداری انجام نشده را پیش‌بینی کنند [۱۴]. در گذشته روش‌های زمین‌آماری قطعی و احتمالی مختلف، برای مدل‌سازی و تولید نقشه‌های فضایی ناهمگنی توزیع فلزات سنگین و خاک در نواحی آلوده خاک استفاده شده است. تحقیقات نشان داده است که روش‌های تخمین آلودگی بر اساس روش کریجینگ برای استفاده در طراحی راهبردهای مناسب تصفیه در سایت‌های دفن باطله و مناطق اطراف معادن موفق بوده‌اند [۱۱، ۱۵-۲۳]. به دلیل این که کاربرد روش‌های کریجینگ مرسوم برای بررسی مناطق آلوده باعث تولید اثر هموارشدگی می‌شود و در نهایت موجب عدم دقت تفسیر نقشه‌های مربوطه می‌شود، به همین دلیل رویکردهای شبیه‌سازی زمین‌آماری مانند SGS و SIS برای ارزیابی عدم قطعیت در توصیف مکان‌های دفن باطله و خاک‌های آلوده به عناصر سمی مورد استفاده قرار گرفته‌اند [۲۴-۲۷]. بررسی‌ها نشان می‌دهد که با وجود تلاش‌هایی که برای کاربرد روش‌های زمین‌آماری مختلف در اهداف محیط‌زیستی به ویژه تعیین مناطق آلوده از مکان‌های غیرآلوده و به دست

فرآوری مواد معدنی ایران فرستاده شد. موقعیت انباشتگاه باطله و نمونه‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. در جدول ۱ بیشترین و کمترین غلظت برخی از عناصر سمی در نمونه‌های انباشتگاه باطله مورد بررسی ارایه شده است.



شکل ۲- انباشتگاه باطله معدن و موقعیت نقاط نمونه‌برداری.

۳- مطالعات آماری

بررسی آماری داده‌هایی که در شبیه‌سازی شرکت می‌کنند و شناخت ویژگی‌های آماری جامعه داده‌های خام، به ویژه ماهیت تابع توزیع آن‌ها کمک زیادی به نحوه صحیح به کار بردن آن‌ها و تجزیه و تحلیل نتایج حاصل از شبیه‌سازی می‌کند. برای این منظور شناخت پارامترهای آماری جامعه شامل میانگین، پراش، ضریب تغییرات و به ویژه چولگی که دلالت بر نرمال بودن یا غیرنرمال بودن تابع توزیع داده‌ها دارد، مفید است. در بین همه این عوامل، شکل تابع توزیع و میزان انحراف آن از توزیع نرمال و امکان تبدیل داده‌ها به توزیع نرمال در فرآیند شبیه‌سازی اهمیت فوق‌العاده‌ای دارد. هرچه تابع توزیع به نرمال نزدیک‌تر باشد، امکان بروز خطای سیستماتیک در فرآیند شبیه‌سازی کاهش می‌یابد. بررسی آماری داده‌ها از این نظر نیز که آیا می‌توان آن‌ها را به عنوان یک جامعه آماری در نظر گرفت یا داده‌ها خصلت چند جامعه ای دارند (با چند مد ظاهر می‌شوند) حایز اهمیت است [۳۴]. بررسی‌های آماری انجام شده بر روی داده‌های خام نشان می‌دهد که توزیع فضایی داده‌ها در محدوده انباشتگاه باطله دارای توزیع استاندارد نرمال نیست، بنابراین داده‌ها با استفاده از تابع تبدیل گوسی، نرمال شدند. داده‌های نرمال دارای واریانس ۱، انحراف معیار ۱، چولگی صفر و میانگین صفرند [۳۵]. در شکل ۳ هیستوگرام فراوانی داده‌های خام و نرمال نشان داده شده است. عناصر As و Cd تغییرپذیری زیادی را به دلیل مقدار CV بزرگتر از ۹۰ درصد نشان می‌دهند [۱۸، ۳۶ و ۳۷]. مقدار CV برای عناصری که تحت تاثیر عوامل طبیعی قرار دارند، نسبتاً کم است در حالی که اندازه CV

جدول ۱- مشخصات ژئوشیمیایی کانه‌های سولفیدی و غیرسولفیدی معدن سرب و روی انگوران (میلی‌گرم / کیلوگرم).

عنصر	Zn	Pb	As	Cd	Co	Cu
سولفیدی	۳۷۷۰۰۰	۱۰۰۰۰	۷۶۰	-	۴۰۳	۲۵۰
غیر سولفیدی	۲۶۶۰۰۰	۵۲۰۰۰	۶۱۰۰	-	۴۹۰	۴۰۰

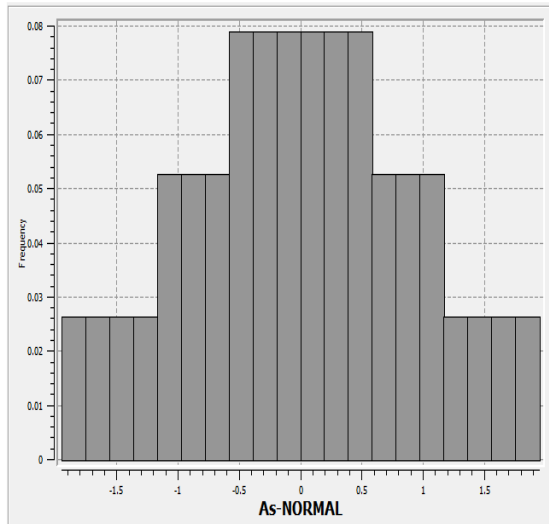
اسفالریت (۴۶/۱ درصد)، گالن (۳۱/۲ درصد)، اسمیت زونیت (۱۷/۱ درصد) و کوارتز (۵/۵ درصد) مهم‌ترین کانی‌های کانسنگ سولفیدی‌اند. کانسنگ غیرسولفیدی نیز شامل کانی‌های اسمیت زونیت، آرسنو پیریت، گالن، گرینوکایت، کبالت-آرسنوپیریت، سروزیت، پیرومورفیت، آرسنات روی، هیدروکسیدهای سرب و منگنز، همی‌مورفیت، کانی‌های رسی و آپاتیت‌اند [۳۱].

بهره‌برداری از معدن انگوران با روش استخراج روباز در بخش کربناته و با روش استخراج زیرزمینی در بخش سولفور انجام می‌شود. ارتفاع بالاترین پله معدن روباز ۳۰۲۰ متر و ارتفاع پایین‌ترین پله استخراجی ۲۸۲۰ متر در سال ۲۰۱۷ میلادی است. در پایان سال ۲۰۱۲ میلادی ذخیره قطعی و ممکن بخش غیرسولفیدی انگوران به ترتیب ۹ و ۱۳ میلیون تن بوده است. ذخیره بخش سولفیدی حدود ۱/۹۶ میلیون تن تخمین زده شده است [۳۲]. باطله‌های معدن سرب و روی انگوران در اطراف کاواک معدن انباشت می‌شوند. از میان آن‌ها بر اساس ترکیب کانی‌شناسی انباشتگاه باطله شرق معدن پتانسیل تولید اسید زیادی دارد که به همین دلیل این انباشتگاه باطله برای مطالعه انتخاب شد. انباشتگاه مورد مطالعه به دلیل تجمع باطله از ناحیه‌های مختلف معدن مانند روباره و مناطق عیار پایین ناهمگن و کانی‌های اصلی تشکیل‌دهنده باطله‌ها شامل پیریت، کوارتز، موسکویت، ایلیت، کائولونیت، اورتوز، آلبیت، کلریت و اپیدوت است [۳۱].

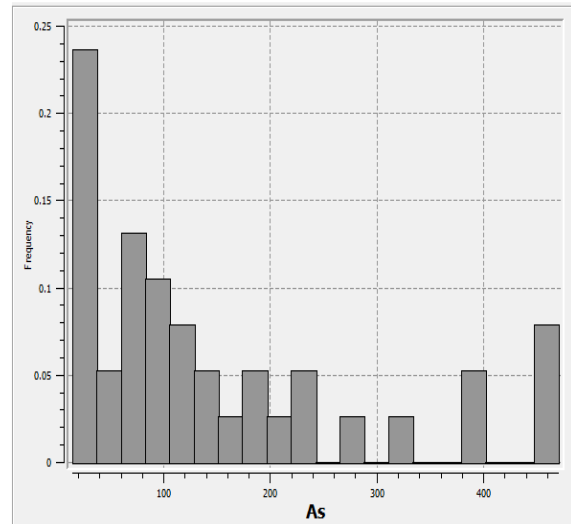
۲-۲- نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها

نمونه‌برداری نیاز به آگاهی کامل از اصول نمونه‌برداری، آماده‌سازی و نگه‌داری دارد تا بتوان با استفاده از نتایج حاصل از آنالیز داده‌ها از اثرات منفی ورود مواد اسیدی و آلاینده‌های زیست‌محیطی اطلاع حاصل کرد [۳۳]. برای اجرای تحقیق حاضر، نمونه‌برداری تصادفی از مساحت ۳۰۰۰۰۰ متر مربع از سطح انباشتگاه باطله انجام گرفت. در مجموع ۳۸ نمونه با استفاده از بیل مکانیکی از عمق نیم تا یک متری جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک با وزن اولیه ۴ کیلوگرم پس از مرحله گرفتن نمونه، در کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلن غیرقابل نفوذ در مقابل هوا به آزمایشگاه مرکزی کارخانه کالسیمین- مرکز

(از مرحله نمونه‌برداری تا ورود اطلاعات به نرم‌افزار) ممکن است روی دهد و در نتیجه به دست آمده تاثیر زیادی داشته باشد [۳۹]، با استفاده از روش نمودار Q-Q plot داده‌های خارج از ردیف بررسی و حذف شدند.



عناصری که تحت تاثیر عوامل انسانی‌اند، زیاد است [۳۸]. در این مقاله مقادیر CV نشان می‌دهد که این عناصر تحت تاثیر عوامل انسانی‌اند. جدول ۲ پارامترهای آماری داده‌های خام را نشان می‌دهد. همچنین، با توجه به اینکه خطاهای مختلفی



شکل ۳- هیستوگرام داده‌های As قبل (سمت راست) و بعد از تبدیل نرمال (سمت چپ).

است، داده‌ها نرمال شده و در پایان عکس تبدیل نرمال بر روی نتایج اعمال شود. این روش یک روش شبیه‌سازی تصادفی است که برای داده‌های پیوسته به کار می‌رود. بر اساس داده‌های ورودی مشابه و با تغییر در مسیر شبیه‌سازی سلول‌ها، تعداد زیادی شبیه‌سازی می‌تواند انجام شود [۴۱]. الگوریتم این روش مطابق زیر است:

- یک نقطه انتخاب می‌شود.
- یک مسیر انتخابی مشخص می‌شود.
- برای نقطه انتخابی مقدار کمیت و واریانس خطای تخمین آن با استفاده از کریجینگ ساده محاسبه می‌شود.
- یک توزیع نرمال تجمعی با میانگین صفر و واریانس خطای تخمین نقطه ایجاد می‌شود.
- یک عدد به صورت تصادفی از بازه [۰-۱] توزیع یاد شده انتخاب می‌شود و مقدار معادل این عدد از روی توزیع تجمعی مشخص می‌شود.
- مقدار شبیه‌سازی برابر مقدار تخمین به اضافه عدد تصادفی است.
- نقطه بعدی انتخاب می‌شود.
- بازگشت به مرحله سوم
- شبکه به صورت کامل با مقادیر شبیه‌سازی شده و برای تحقق بعدی به مرحله اول بر می‌گردد [۴۲].

جدول ۲- پارامترهای آماری عناصر در انباشتگاه‌های باطله.

	As	Cd	Cu	Co
میانگین	۵۰٫۷۷	۲٫۳۹	۴۳۲٫۵۶	۳۰٫۷۷
میانه	۳۰٫۴	۱٫۳	۳۷۵	۳۴
انحراف معیار	۴۸٫۰۵	۲٫۶۵	۲۸۴٫۷۶	۱۱٫۶۹
واریانس	۱۵۴۸	۳٫۸۳	۱۹۵٫۵۲	۱۶۲٫۷۳
چولگی	۲٫۲۵	۳٫۳۲	۱٫۷۲	۰٫۵۸
کشیدگی	۴٫۶۳	۷٫۰۵	۲٫۳۳	۱٫۶۳
مینیمم	۱۴٫۶	۰	۵۴	۵
ماکزیمم	۴۷۰	۰٫۴	۱۷۰۰	۹۸
ضریب تغییرات	۰٫۹۲	۱٫۳۱	۰٫۴۳	۰٫۳۳۳

۴- بررسی‌های زمین‌آماري

۴-۱- روش شبیه‌سازی گوسی متوالی

روش‌های مختلفی برای شبیه‌سازی وجود دارد که هر کدام از آن‌ها مبتنی بر الگوریتم‌های خاصی است. از بین تمامی روش‌های شبیه‌سازی، بهترین روش شناخته شده، روش شبیه‌سازی گوسی متوالی است که از اوایل دهه ۱۹۹۰ مورد استفاده قرار گرفت [۴۰]. این روش به علت کم کردن زمان انجام عملیات و سادگی، کاربرد زیادی دارد. در این روش لازم

۴-۲- مدل واریوگرام

واریوگرافی، اولین قدم در تحلیل‌های زمین‌آماری است که شامل محاسبه و مدلسازی واریوگرام است. همچنین، روش‌های زمین‌آماری از مدل واریوگرام برای توصیف همبستگی فضایی متغیرهای ناحیه‌ای استفاده می‌کنند. تابع واریوگرام، توصیفی برای تغییرپذیری متغیر، با فاصله و جهت بین نقاط نمونه ارایه می‌دهد [۱۱، ۴۳ و ۴۴]. تابع واریوگرام به صورت رابطه ۱ ارایه می‌شود:

$$2\gamma(h) = \frac{1}{N(h)} [Z(X+h) - Z(X)]^2 \quad (1)$$

که در آن:

γ_h سمی واریوگرام (نیمه واریوگرام)

$Z(X)$ و $Z(X+h)$ متغیرهای ناحیه‌ای در مکان‌های X و $X+h$ که به اندازه h واحد از هم فاصله دارند.

h فاصله و جهت بین دو نقطه

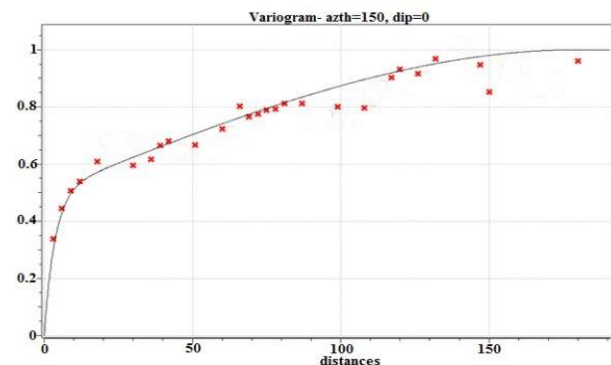
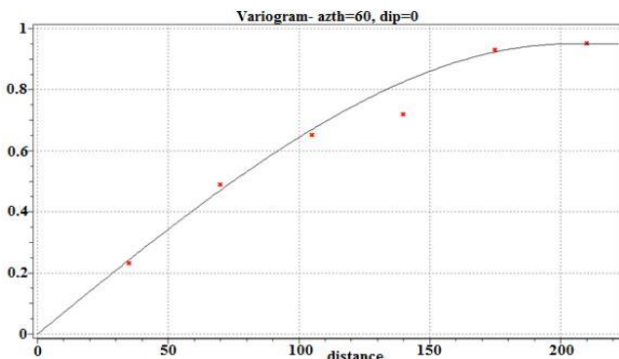
$N(h)$ تعداد جفت نقاط جدا شده با فاصله h

برای بررسی انیزوتروپی و بیضوی تخمین اولین مرحله

انجام واریوگرافی داده‌ها است. بدین منظور واریوگرام‌های جهتی با طول گام‌های مختلف در آزمون‌ها و شیب‌های مختلف ترسیم می‌شوند. اگر مدل واریوگرام در جهت‌های مختلف رفتار متفاوت نشان دهد، شاید بتوان گفت انباشتگاه‌های باطله ناهمگن و در غیر این صورت همگن است [۴۵]. در این مطالعه، انباشتگاه‌های باطله ناهمگن‌اند و یک مدل کروی بر واریوگرام‌های تجربی برازش شدند و به عنوان مثال، برای عنصر As برای طول گام ۳۰ متر و تلورانس ۱۵ متر بیشترین مقدار دامنه در آزمون ۶۰ درجه و شیب ۵۰ درجه و کمترین مقدار دامنه در آزمون ۱۵۰ درجه مطابق شکل ۴ محاسبه شد. در واریوگرافی اثر قطعه‌ای پایین نشان دهنده انتخاب طول گام مناسب و خطای نمونه‌برداری پایین است [۳۲]. در این پژوهش، مقدار اثر قطعه‌ای برای عناصر سمی تقریباً پایین نشان داده شد. دامنه (a) تقریباً فاصله بین نمونه‌ها را نشان می‌دهد و متغیرها برای فاصله‌های بزرگتر از a رفتار مستقل دارند. به عبارت دیگر، واریانس بین نمونه‌ها ثابت باقی می‌ماند [۴۶]. پارامترهای اثر قطعه‌ای، دامنه، سقف و آزمون برای چهار متغیر As، Cd، Cu و Co محاسبه شد که مقادیر آن در جدول ۳ ارایه شده است.

جدول ۳- پارامترهای واریوگرام عناصر خطرناک انباشتگاه باطله مورد مطالعه.

متغیر	جهت محور اصلی				جهت محور فرعی			
	آزمون	اثر قطعه‌ای	سقف	دامنه	آزمون	اثر قطعه‌ای	سقف	دامنه
As	۶۰	۰	۱	۲۰۰	۱۵۰	۰	۱	۱۶۰
Cd	۷۵	۰٫۲۵	۰٫۷۵	۱۷۰	۱۶۵	۰٫۲۵	۰٫۷۵	۱۲۰
Cu	۸۵	۰٫۲	۰٫۸	۱۳۵	۱۷۵	۰٫۲	۰٫۸	۹۵
Co	۸۰	۰٫۰۷	۰٫۹۳	۳۰۰	۱۷۰	۰٫۰۷	۰٫۹۳	۱۰۵

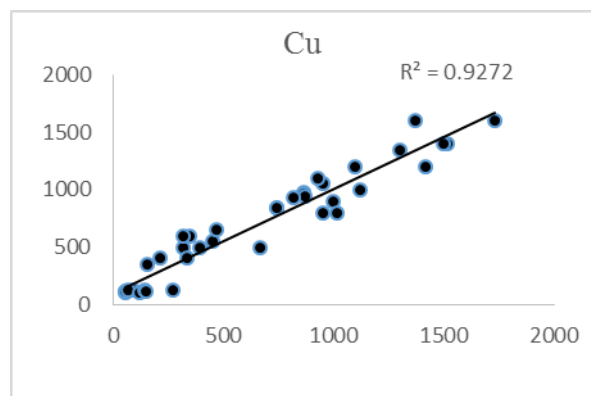
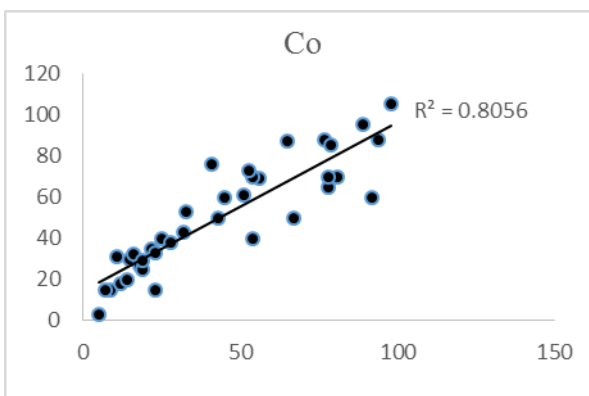
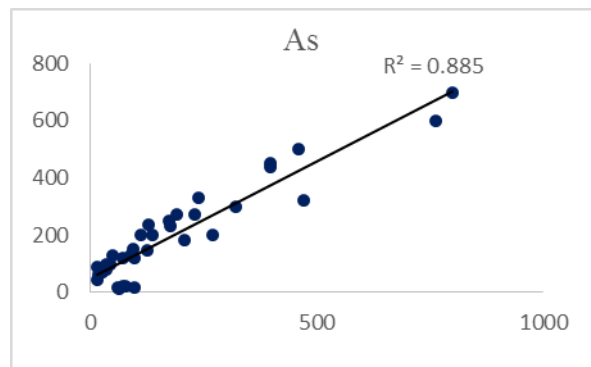
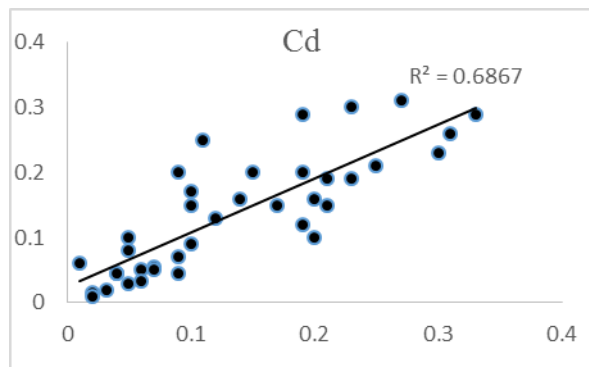


شکل ۴- مدل واریوگرام در جهت‌های اصلی و فرعی.

۵- اعتبارسنجی

دارد [۴۷-۴۹]. در این مطالعه، اعتبار مدل‌های واریوگرام با روش اعتبارسنجی متقابل بررسی شد. ضریب رگرسیون نشان داده شده در شکل ۵ قابلیت اطمینان مدل‌های واریوگرام پذیرفته شده و همچنین قابلیت اطمینان مقادیر تخمینی را نشان می‌دهد. برای مثال، ضریب رگرسیون ۱، تفاوت‌های نامعلوم بین مقادیر تخمینی و مشاهده‌ای و همچنین، تفاوت بین مقدار یک و ضریب رگرسیون محاسبه شده درجه مطمئن بودن نتایج شبیه‌سازی گوسی متوالی را نشان می‌دهد [۵۰].

اعتبارسنجی متقابل یک روش اساسی برای مقایسه تاثیر مدل واریوگرام‌های مختلف و روش‌های شبیه‌سازی در نتایج درونیابی است. در این روش مقدار واقعی یک نقطه از مجموع نقاط حذف می‌شود و سپس به وسیله مدل واریوگرام تخمین زده می‌شود. این روند برای تمام نقاط تکرار می‌شود. در آخر ضریب همبستگی بین مقادیر تخمینی و مقادیر واقعی محاسبه می‌شود. هر چه مقدار ضریب همبستگی بالاتر باشد، مدل واریوگرام اعتبار بیشتری

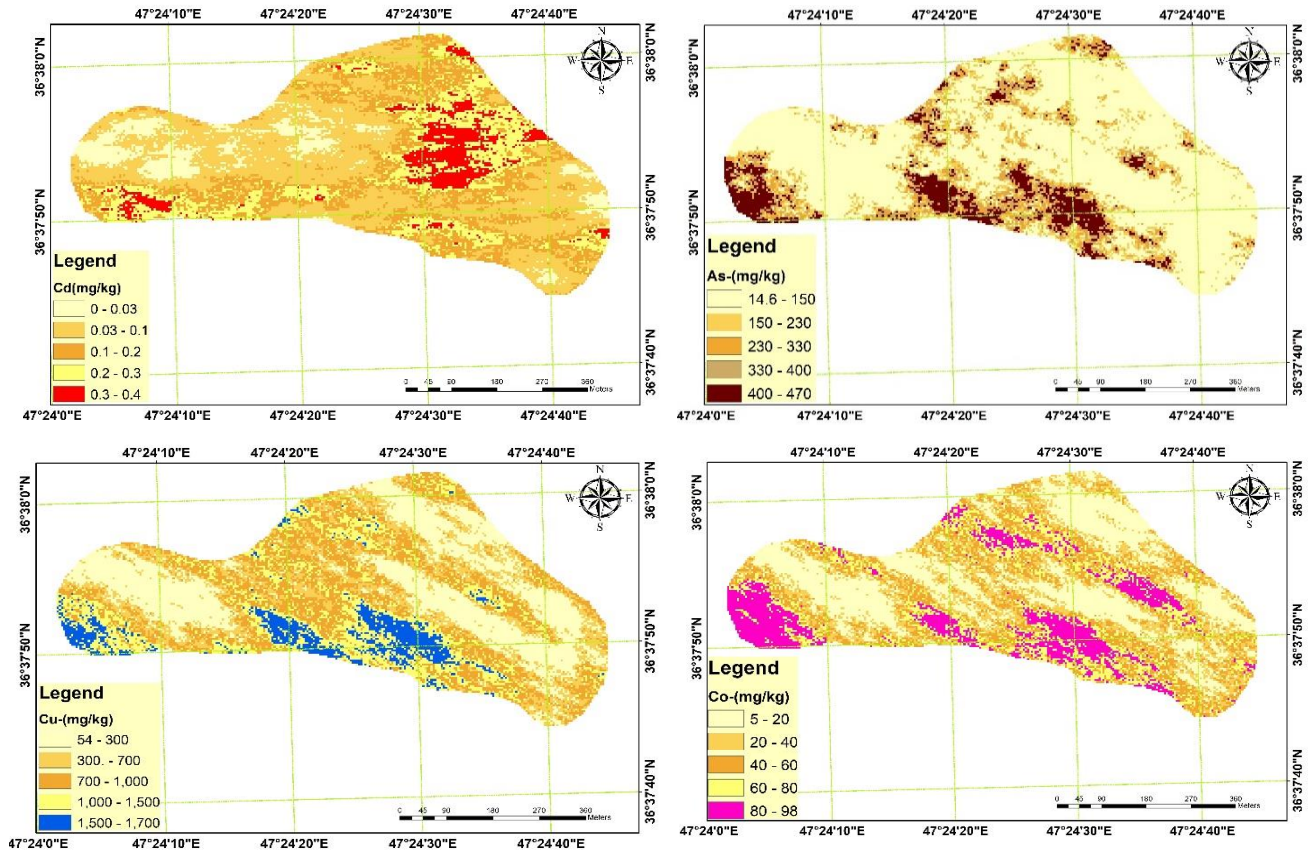


شکل ۵- نتایج اعتبارسنجی متقابل پارامترهای واریوگرام تجربی برازش شده برای عناصر As، Cd، و Co.

۶- مدلسازی

مدل نهایی به صورت نقشه‌های شکل ۶ برای عناصر سمی ارایه شده است. در این شکل، مقادیر بالای As در نواحی جنوب، غرب و شمال انباشتگاه باطله دیده می‌شود و مقادیر بالای Cd در نواحی جنوب غربی و شمال شرقی انباشتگاه باطله قابل رویت است. همچنین، مقادیر بالای Co و Cu در نواحی غرب، جنوب و شمال انباشتگاه باطله تجمع پیدا کرده‌اند. در نقشه های شکل ۶ عناصر آرسنیک، مس و کبالت از لحاظ توزیع مکانی مشابه‌اند که به دلیل پارائز بودن این عناصر است.

برای مدلسازی توزیع فضایی عناصر سمی از روش شبیه سازی گوسی استفاده شده است. قبل از انجام شبیه‌سازی، مدل بلوکی به مساحت ۳۰۰۰۰ متر مربع و ابعاد هر بلوک ۱۰×۱۰ متر ساخته شد. ابعاد در نظر گرفته شده ۱۰×۱۰ برای هر بلوک به دلیل کم شدن مقدار واریانس خطای تخمین و اعتبار بیشتر نتایج است. شبیه‌سازی انجام شده در ۱۰۰ تحقق انجام گرفت و مقدار میانگین این ۱۰۰ شبیه‌سازی در هر بلوک محاسبه شد و بعد از بازگرداندن داده‌ها به مقادیر اولیه قبل از نرمال‌سازی،



شکل ۶- نقشه مقادیر شبیه‌سازی شده برای عناصر As ، Cd ، Cu و Co در انباشتگاه باطله.

۷- نتیجه‌گیری

انباشتگاه‌های باطله، نیاز فوری به توسعه راهبردهای تصفیه و پاکسازی مناسب است. نتایج حاصل از تحقیق حاضر می‌تواند در توسعه روش‌های مناسب در مدیریت زیست‌محیطی و پاکسازی سایت‌های معدنی آلوده بسیار موثر باشد.

منابع

1. Anawar HM (2015), "Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge". *J Environ Manage* 158:111-121
2. Goovaerts P (1998), "Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties". *Biol Fertil Soils* 27:315-334
3. Jamieson HE, Walker SR, Parsons MB (2015), "Mineralogical characterization of mine waste". *Appl Geochem* 57:85-105
4. Komnitsas K, Modis K (2006), "Soil risk assessment of As and Zn contamination in a coal mining region using geostatistics". *Sci*

شناسایی توزیع فضایی عناصر سمی برای پایش خاک‌های آلوده و فراهم کردن راهکاری برای تصفیه مناسب سایت‌های انباشتگاه باطله امری ضروری است. این مقاله یک روش تحلیل آماری و زمین آماری را برای تخمین خطرات عناصر سمی انباشتگاه باطله شرقی معدن انگوران نشان می‌دهد. در این مطالعه، برای شناسایی مجموعه داده‌های خارج از ردیف از روش نمودار Q-Q استفاده شد و داده‌های خارج از ردیف از مجموعه داده‌ها حذف شدند که موجب افزایش ضریب همبستگی عناصر شد. در این بررسی، مطالعه نرمال‌سازی داده‌ها با استفاده از تبدیل گوسی انجام گرفت زیرا روش شبیه‌سازی گوسی، با فرض توزیع گوسی داده‌ها شبیه‌سازی را انجام می‌دهد. شبیه‌سازی برای ۴ عنصر سمی انجام شد و نقشه‌های حاصل، تجمع فلزات را در قسمت‌های فضایی نشان می‌دهد. موفقیت روش مبتنی بر واریوگرام با استفاده از اعتبارسنجی متقابل ارزیابی شد و ضریب رگرسیون مقادیر تخمینی و نمونه‌های مشاهده شده قابلیت اطمینان روش شبیه‌سازی را نشان می‌دهد. سرانجام پس از مشخص شدن محل‌های بیشتر آلوده

- (2017), "Factorial kriging analysis and pollution evaluation of potentially toxic elements in soils in a phosphorus-rich area, South Central China". *J Geochem Explor* 175:138–147
16. Isaaks EH and Mohan Srivastava R (1988), "Spatial continuity measures for probabilistic and deterministic geostatistics," *Math geol*, 20: 313-341
 17. Jordanova N, Petrovsky E, Kapicka A, Jordanova D, Petrov P (2017), "Application of magnetic methods for assessment of soil restoration in the vicinity of metallurgical copper-processing plant in Bulgaria". *Environ Monit Assess* 189:158
 18. Komnitsas K, Guo X, Li D (2010), "Mapping of soil nutrients in an abandoned Chinese coal mine and waste disposal site". *Miner Eng* 23:627–635
 19. Lin WC, Lin YP, Wang YC (2016), "A decision-making approach for delineating sites which are potentially contaminated by heavy metals via joint simulation". *Environ Pollut* 211:98–110
 20. Liu G, Niu J, Guo W, Zhao L, Zhang Ch, Wang M, Zhang Zh, Guo G (2017), "Assessment of terrain factors on the pattern and extent of soil contamination surrounding a chemical industry in Chongqing", *Southwest China. CATENA* 156:237–243
 21. Martin JAR, Nanos N (2016), "Soil as an archive of coal-fired power plant mercury deposition". *J Hazard Mater* 308:131–138
 22. Safikhani M, Asghari O, Emery X (2016), "Assessing the accuracy of sequential gaussian simulation through statistical testing". *Stoch Environ Res Risk Assess* 31:1–11
 23. Sun H, Li J, Mao X (2012), "Heavy metals' spatial distribution characteristics in a copper mining area of Zhejiang Province". *J Geogr Inf Syst* 4:46
 24. Ersoy A, Yunsel T, Cetin M (2004), "Characterization of land contaminated by past heavy metal mining using geostatistical methods". *Arch Environ Contam Toxicol* 46:162–17
 25. Jiang Y, Zhang Y, Wen D, Liang W (2003), "Spatial heterogeneity of exchangeable iron content in cultivated soils of Shenyang Total Environ 371:190–196
 5. Marko K, Al-Amri NS, Elfeki AM (2014), "Geostatistical analysis using GIS for mapping groundwater quality, case study in the recharge area of Wadi Usfan, western Saudi Arabia". *Arab J Geosci* 7:5239–5252
 6. Modis K, Komnitsas K (2008), "Dimensionality of heavy metal distribution in waste disposal sites using nonlinear dynamics". *J Hazard Mater* 156:285–291
 7. Juang KW, Chen YS, Lee D-Y (2004), "Using sequential indicator simulation to assess the uncertainty of delineating heavy-metal contaminated soils". *Environ Pollut* 127:229–238
 8. Barkouch Y, Pineau A (2016), "Evaluation of the impact of mine activity on surrounding soils of Draa Lasfar mine in MarrakechMorocco". *Afr J Environ Sci Technol* 10:44–49
 9. Qu M, Li W, Zhang C (2013), "Assessing the risk costs in delineating soil nickel contamination using sequential Gaussian simulation and transfer functions". *Ecol Inform* 13:99–10
 10. Van der Perk M et al (2008), "The effect of short-range spatial variability on soil sampling uncertainty". *Appl Radiat Isot* 66:1582–1587
 11. Cao S, Lu A, Wang J, Huo L (2017), "Modeling and mapping of cadmium in soils based on qualitative and quantitative auxiliary variables in a cadmium contaminated area". *Sci Total Environ* 580:430–439
 12. Franco C, Soares A, Delgado J (2006), "Geostatistical modelling of heavy metal contamination in the topsoil of Guadiamar river margins (S Spain) using a stochastic simulation technique *Geoderma*" 136:852–864.
 13. Lin YP, Chang TK, Teng TP (2001), "Characterization of soil lead by comparing sequential Gaussian simulation", simulated annealing simulation and kriging methods". *Environ Geol* 41:189–199
 14. Fu W, Zhao K, Zhang C, Wu J, Tunney H (2016), "Outlier identification of soil phosphorus and its implication for spatial structure modeling". *Precision Agric* 17:121–135
 15. Du C, Liu E, Chen N, Wang W, Gui Z, He X

- Environ 450:108–119
36. Goovaerts P (1999), "Geostatistics in soil science," state-of-the-art and perspectives. *Geoderma* 89:1–45
 37. M. Qu, W. Li, and C. Zhang, (2013), "Assessing the risk costs in delineating soil nickel contamination using sequential Gaussian simulation and transfer functions". *Ecol Inform* 13: 99-105
 38. Gama Xavier A. (1990), "Environmental biochemical aspects of heavy metals in acid mine water". *Int J Mine Water* 9 (1-4): 43-55
 39. Finzgar N, Jez E, Voglar D, Lestan D (2014), "Spatial distribution of metal contamination before and after remediation in the Meza Valley, Slovenia". *Geoderma* s217-218: 135-143
 40. Dao L, Morrison L, Kiely G, Zhang C (2013), "Spatial distribution of potentially bioavailable metals in surface soils of a contaminated sports ground in Galway", Ireland. *Environ Geochem Health* 35:227–238
 41. Modis K, Vatalis KI (2014), "Assessing the risk of soil pollution around an industrialized mining region using a geostatistical approach". *Soil Sediment Contam* 23:63–75
 42. Morrell WJ, Stewart R, Gregg P, Bolan N, Horne D (1996), "An assessment of sulphide oxidation in abandoned base-metal tailings", Te Aroha, New Zealand. *Environ Pollut* 94:217–225
 43. Marescotti P, Azzali E, Servida D, Carbone C, Grieco G, De Capitani L, Lucchetti G (2010), "Mineralogical and geochemical spatial analyses of a waste-rock dump at the Libiola Fe–Cu sulphide mine (Eastern Liguria, Italy)". *Environ Earth Sci* 61:187–199
 44. Romero A, Gonza 'lez I, Marti 'n JM, Va 'zquez MA, Ortiz P (2015), "Risk assessment of particle dispersion and trace element contamination from mine-waste dumps." *Environ Geochem Health* 37:273–286
 45. Armstrong M, (1998), "Basic linear geostatistics. Springer", Berlin
 46. Trangmar BB, Yost RS, Uehara G (1986), Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Adv Agron* 38:45–94
 47. Atteia O, Dubois J-P, Webster R (1994), "Geostatistical analysis of soil contamination suburbs". *J Soil Water Conserv* 17:119–121
 26. Li X, Yang H, Zhang Ch, Zeng G, Liu Y, Xu W, Wu Y, Lan Sh (2017), "Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in central China". *Chemosphere* 170:17–24
 27. Remy N (2005), S-GeMS: "the Stanford geostatistical modeling software: a tool for new algorithms development". In: *Geostatistics Banff 2004*. Springer, Berlin, pp 865–871
 28. Gilg, H.A., Boni, M., Balassone, G., Allen, C.R., Banks, D., Moore, F. (2006), "Marble-hosted sulfide ores in the Angouran Zn-(Pb-Ag) deposit, NW Iran: Interaction of sedimentary brines with a metamorphic core complex". *Miner. Depos.* 41, 1–16. doi:10.1007/s00126-005-0035-5
 29. Boni M, Gilg HA, Balassone G, Schneider, J, Allen CR, Moore, F (2007), "Hypogene Zn carbonate ores in the Angouran deposit, NW Iran". *Miner. Depos.* 42, 799–820. doi:10.1007/s00126-007-0144-4
 30. Boni M, Mondillo, N (2015), "The "Calamines" and the "Others": The great family of supergene nonsulfide zinc ores". *Ore Geol. Rev.* 67: 208–233.
 31. Sharafi A, Doulati Ardejani F, Rezaei B, Sargheini J (2018), "Environmental geochemistry of near-neutral waters and mineralogy of zinc and lead at the Angouran non-sulphide zinc mine, NW Iran". *J. Geochem Explor* 186, 77-93.
 32. Daliran, F., Borg, G., (2003), "A preliminary appraisal of the non-sulphide zinc deposit of Angouran, North-West Iran". *Miner. Explor. Sustain. Dev.* 65–68.
 33. Wahsha M, Nadimi-Goki M, Bini C (2016), "Land contamination by toxic elements in abandoned mine areas in Italy". *J Soils Sediments* 16:1300–1305
۳۴. شرفی، عباس؛ «مدلسازی طرح سیستم تصفیه غیرفعال پساب»، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات، تزارشد، ۱۳۹۷
35. Liu Y, Lv J, Zhang B, Bi J (2013), "Spatial multi-scale variability of soil nutrients in relation to environmental factors in a typical agricultural region, Eastern China". *Sci Total*

- risk estimation at waste disposal sites in the presence of hot spots". *J Hazard Mater* 164:1185–1190
50. Sun B, Zhou S, Zhao Q (2003), "Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China". *Geoderma* 115:85–99
- in the Swiss Jura". *Environ Pollut* 86:315–327
48. Long XH, Zhao J, Liu ZP, Rengel Z, Liu L, Shao HB, Tao Y (2014), "Applying geostatistics to determine the soil quality improvement by Jerusalem artichoke in coastal saline zone". *Ecol Eng* 70:319–326
49. Komnitsas K, Modis K (2009), "Geostatistical