

تعیین غلظت و پراکنش تغییرات مکانی فلزات جیوه، سرب و کادمیوم در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو با استفاده از زمین‌آمار در محیط GIS

محمد طاهری^۱، علیرضا ریاحی بختیاری^{۲*}، بابک نعیمی^۳، مهدی غلامعلی‌فرد^۴

m.taheri677@yahoo.com

۱. کارشناس ارشد محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

۲. دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

۳. استادیار گروه سنجش از دور و سیستم اطلاعات جغرافیایی، دانشکده محیط‌زیست و انرژی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران
naimi.b@gmail.com

m.gholamalifard@modares.ac.ir

۴. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۱۲/۵

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۱

چکیده

فلزات سمی به علت پایداری بالا و آثار فیزیولوژیکی شان بر موجودات زنده، حتی در غلظت‌های بسیار کم نیز حائز اهمیت‌اند. رسوبات دریایی اغلب مخزن نهایی برای تجمع فلزات سنگین محیط‌زیست‌های ساحلی در نظر گرفته می‌شوند. از حساس‌ترین اکوسیستم‌ها در خلیج فارس، می‌توان به جنگل‌های مانگرو اشاره کرد که آلاینده‌های فلزی وارد شده از نگرانی‌های مهم و عمده برای این اکوسیستم‌ها به شمار می‌روند. ارزیابی فضایی آلاینده‌ها برای درک بهتر از تهدیداتی که منابع آلاینده می‌توانند داشته باشند، مهم است. به منظور مطالعه و بررسی میزان غلظت سه فلز سرب، جیوه و کادمیوم در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو و دستیابی به الگوی توزیع مکانی صحیح از این آلاینده‌ها، نمونه‌برداری از ۴۲ ایستگاه در سه قسمت بندر خمیر با ۷ ایستگاه، بخش میانی با ۱۷ ایستگاه و جزیره قشم با ۱۸ ایستگاه از لایه سطحی ۰-۵ سانتی‌متری رسوبات در فروردین ۱۳۹۰ صورت گرفت. پس از انجام آنالیزهای آزمایشگاهی، به منظور مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت فلزات در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو، از ۷ روش مختلف زمین‌آمار و وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس، کریجینگ ساده، کریجینگ معمولی، کریجینگ جامع، توابع پایه شعاعی، درون‌یابی چندجمله‌ای موضعی و عمومی بهره گرفته شد. نتایج حاصل از آنالیزها نشان داد که بیشترین مقادیر غلظت برای فلزات سرب و کادمیوم در بخش قشم و برای فلز جیوه در بندر خمیر است. در نهایت روش کریجینگ ساده به علت داشتن پایین‌ترین مقادیر RMSE و MAE و نزدیکی بسیار زیاد آماره MBE به صفر، به‌منزله بهترین روش برای مدل‌سازی الگوی توزیع و پراکنش فلزات سرب، کادمیوم و جیوه به ترتیب با مدل‌های نمایی، دایره‌ای و گوسین انتخاب شد. نقشه‌های ترسیم‌شده نشان دادند که الگوی توزیع مکانی سرب و کادمیوم مشابه یکدیگرند و تمرکز غلظتی این دو فلز بیشتر متمایل به غرب بخش میانی و بندر خمیر است، در حالی که جیوه الگوی توزیع مکانی متفاوتی نشان داد. جیوه الگوی توزیع و پراکنش نامنظم نقطه‌ای از خود بروز داد که گرایش خاصی به سمت مشخصی ارائه نمی‌کرد.

کلیدواژه

رسوب، زمین‌آمار، فلزات سمی، مانگرو، مدل‌سازی.

فلزات سمی به علت پایداری بالا و آثار فیزیولوژیکی‌شان روی موجودات زنده، حتی در غلظت‌های بسیار کم نیز حائز اهمیت‌اند (وهاب‌زاده، ۱۳۷۲). خاصیت تجمع‌پذیری

۱. سرآغاز

آلاینده‌های محیط‌زیستی از جمله عوامل مختل‌کننده اکوسیستم‌های طبیعی به شمار می‌روند و از میان آن‌ها

و تغلیظ زیستی این آلاینده‌ها در بافت‌های مختلف موجودات زنده، همچنین تجزیه‌نشدن بیولوژیکی‌شان موجب می‌شود تا غلظت این فلزات در زنجیره‌های غذایی به سمت رأس هرم افزایش یابد (zamani-Ahmadmahmoodi, et al., 2013). به همین علت آلودگی فلزات در رسوبات، خاک و آب‌های زیرزمینی از بزرگ‌ترین نگرانی‌های محیط‌زیست و سلامت بشری به حساب می‌آید (Wang, et al., 2010). رسوبات جزئی تفکیک‌ناپذیر از اکوسیستم‌های آبی به شمار می‌روند و اغلب به‌منزله مخزن نهایی برای تجمع فلزات سمی محیط‌زیست‌های ساحلی در نظر گرفته می‌شوند (Sin, et al., 2001). وقتی عناصر فلزی به محیط‌های ساحلی وارد می‌شوند، به صورت مجموعه‌هایی به یکدیگر می‌پیوندند و در نهایت در رسوبات تجمع می‌یابند و هنگامی که تعادل بین رسوبات و آب پوشاننده روی آن شکسته می‌شود، رسوبات سریع و تصاعدی، عناصر سمی را در زنجیره غذایی وارد می‌کنند و در نتیجه تغییرات بنیادی در اکوسیستم که می‌تواند برای سلامت بشر مضر باشد رخ می‌دهد (Malferrari, et al., 2009). در مجموع می‌توان گفت رسوبات به‌منزله معرف و شناساگر مهمی برای آلودگی مطرح‌اند و می‌توانند برای برآورد میزان آلودگی در محیط‌زیست و خصوصاً محیط‌های آبی استفاده شوند (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۵).

منطقه خلیج فارس به علت تأمین بخش مهمی از انرژی نفت و گاز جهان، به‌منزله منطقه دریایی بالقوه در معرض آلودگی نفتی شناخته می‌شود. از آنجا که فقط یک ارتباط تبدالی باریک یعنی تنگه هرمز بین خلیج فارس و دریای عمان وجود دارد، زمان کافی برای اینکه کل آب خلیج فارس به آب‌های آزاد راه یابد حدود ۳ تا ۵/۵ سال تخمین زده می‌شود (Sheppard., 1993). فلزات سمی از راه‌های مختلفی از جمله تولید و صادرات نفت، اکتشافات

دریایی، نیروگاه‌های تولید برق، کشاورزی، ماهی‌گیری، بهره‌برداری از معادن، حمل و نقل‌های دریایی، تجارت و صنایع وارد خلیج فارس می‌شوند (de Mora., 2004). از مهم‌ترین و حساس‌ترین اکوسیستم‌های خلیج فارس می‌توان به جنگل‌های مانگرو جنوب ایران اشاره کرد. این جنگل‌ها در نوار ساحلی خلیج فارس و دریای عمان، آخرین حد پراکنش جنگل‌های مانگرو در جنوب‌غربی آسیا به شمار می‌روند. بر اساس برآورد سازمان حفاظت محیط‌زیست در سال ۱۳۶۹، وسعت رویشگاه‌های مانگروی ایران ۲۰۲۶۷ هکتار عنوان شده که از این میزان ۹۰۲۶ هکتار مربوط به جزیره قشم و بندر خمیر است. این جنگل‌ها از یک و گاهی دو گونه مانگرو تشکیل شده‌اند و فراوان‌ترین گونه آن حرا (*Avicennia marina*) است که در منطقه حفاظت‌شده حرا به تنهایی حضور دارد. این منطقه بین جزیره قشم و بندر خمیر واقع و از سال ۱۳۵۱ به‌منزله منطقه حفاظت‌شده انتخاب شده است. منطقه حفاظت‌شده حرا تنها نمونه حفاظت‌شده از سیستم جنگل‌های مانگروی کشور محسوب می‌شود و به علت اهمیت و خصوصیات ویژه و منحصر به فرد خود از عنوان جهانی ذخیره‌گاه زیست‌کره نیز برخوردار شده است (زهزاد، ۱۳۷۶). اکوسیستم‌های مانگرو کارکردهای زیست‌محیطی و اقتصادی-اجتماعی فراوانی دارند. این اکوسیستم‌ها به لحاظ تنوع زیستی بسیار غنی هستند و زیستگاه مهم بسیاری از گونه‌ها محسوب می‌شوند (Nagelkerken, et al., 2008). از جمله کارکردهای این اکوسیستم‌ها می‌توان به کنترل فرسایش ساحلی، تثبیت رسوب‌گذاری، حفاظت از آب‌سنگ‌های مرجانی، حفاظت از کاربری‌های ساحلی و تأمین نیازهای زیستگاهی جانداران اشاره کرد (زهزاد و همکاران، ۱۳۷۶). از سوی دیگر، اهمیت اکولوژیکی این جنگل‌ها به علت خصوصیات خاصی مثل تولید بالا، ریزه‌خواران فراوان و سطوح بالای کربن آلی ممکن است این مکان را به جایگاهی ویژه برای گرفتن و نگهداری آلاینده‌ها تبدیل کند (Bernard, et al., 1996). به

Guangdong در چین انجام دادند، از تکنیک‌های کریجینگ و وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس (IDW)^۷ به‌منزله دو روش درونیابی برای نشان‌دادن توزیع و تغییرات فضایی انواع پارامترهای فلزات استفاده کردند. از مطالعات مشابه انجام‌شده در کشورمان نیز می‌توان به تحقیق حسینی و همکاران (۱۳۹۰) به منظور ارزیابی آلودگی رسوبات سواحل دریای خزر به جیوه با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی و زمین‌آمار اشاره کرد. آن‌ها در این مطالعه از تخمین‌گر زمین‌آمار معکوس فاصله‌وزنی (IDW) استفاده کردند و به تهیه نقشه توزیع مکانی فلز جیوه در رسوبات سواحل جنوبی دریای خزر پرداختند.

هدف از پژوهش حاضر، مطالعه و بررسی میزان غلظت فلزات سرب، جیوه و کادمیوم در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو است و به منظور دستیابی به الگوی توزیع مکانی صحیح از این آلاینده‌ها در این اکوسیستم بسیار حساس و مدل‌سازی پراکنش مکانی این سه فلز، از GIS و اصول زمین‌آمار استفاده خواهد شد.

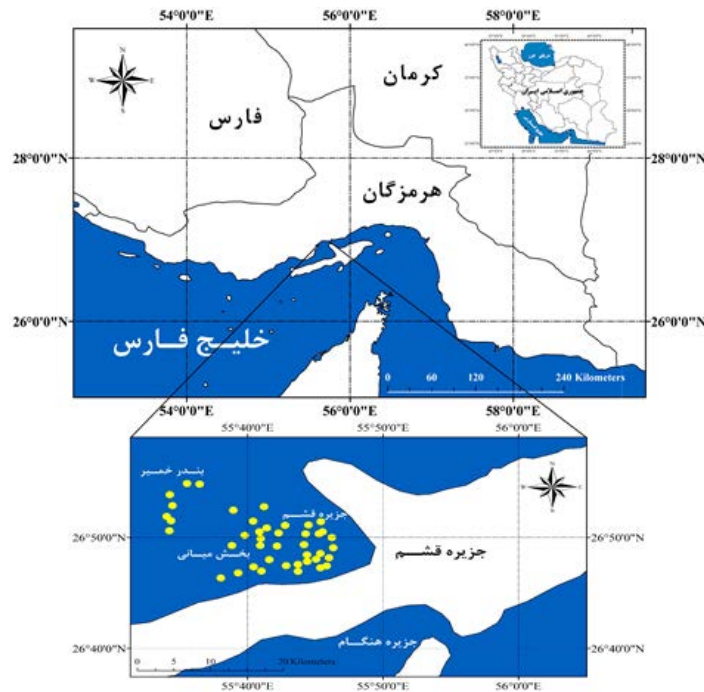
۲. مواد و روش بررسی

۱.۲. منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه جنگل‌های مانگرو در استان هرمزگان را در بر می‌گیرد که در موقعیت جغرافیایی بین طول‌های جغرافیایی ۲۳° ۲۳' تا ۲۳° ۳۳' و عرض‌های جغرافیایی ۲۱° ۲۱' تا ۲۶° ۴۹' قرار دارد. نمونه‌برداری از ۴۲ ایستگاه در سه قسمت بندر خمیر با ۷ ایستگاه، بخش میانی با ۱۷ ایستگاه و جزیره قشم با ۱۸ ایستگاه از لایه سطحی ۰-۵ سانتی‌متری رسوبات در فروردین ۱۳۹۰ صورت گرفت و موقعیت جغرافیایی و مشخصات هر ایستگاه نیز ثبت شد و نمونه‌ها در کلمن‌های محتوی یخ به آزمایشگاه انتقال داده شدند. شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده را نشان می‌دهد.

همین دلیل آلاینده‌های فلزی واردشده به خلیج فارس به خصوص از طریق اکتشافات نفتی و حمل و نقل نفت‌کش‌ها به علت سمی‌بودن و دسترسی زیستی بالا، از نگرانی‌های مهم و عمده برای این اکوسیستم‌ها به حساب می‌آیند (Tam & Wong., 2000).

توزیع مکانی فلزات سمی در رسوبات دریایی در تبیین سابقه آلودگی اکوسیستم‌های آبی و موقعیت مکانی منابع آلودگی بسیار مهم و مؤثر است (Rubio, et al., 2001; Liu, et al., 2003). ارزیابی فضایی و تجسمی از آلاینده‌ها برای درک بهتر تهدیدات منابع آلاینده اهمیت دارد (Bieñ, et al., 2005) و این، دلیل استفاده از GIS^۱ در مطالعات مربوط به توزیع آلاینده‌ها در محیط‌زیست است (Matějčiček, et al., 2006; Zhou, et al., 2007). یکی از مشکلات اصلی بررسی الگوی توزیع مکانی فلزات در ارزیابی وضعیت آلودگی منطقه، ناممکن بودن نمونه‌برداری از تمامی نقاط است. اصول زمین‌آمار^۲، امکان پردازش داده‌ها و توصیف مکانی آن‌ها را فراهم می‌آورد. به کمک زمین‌آمار، علاوه بر توصیف و مشاهده الگوی تغییرات مکانی داده‌ها، می‌توان به تخمین و تهیه نقشه‌های کمی پراکنش آلودگی با حداقل واریانس اقدام کرد (Webster & Oliver., 2007). پژوهش‌های متعدد بسیاری در این زمینه انجام شده است که می‌توان به مطالعه Kazemi و Hosseini (۲۰۱۱) با عنوان مقایسه تکنیک‌های درونیابی مکانی برای تخمین میزان فلزات سمی در رسوبات دریای خزر اشاره کرد که از روش‌های کریجینگ معمولی (OK)^۳، الگوریتم ژنتیک با مبنای شبکه عصبی مصنوعی (GA-ANN)^۴، سیستم استنتاجی فازی شبکه تطبیقی (ANFIS)^۵ و شبیه‌سازی مشروط (CS)^۶ برای مدل‌سازی الگوی پراکنش فلزات در رسوبات دریای خزر استفاده کردند. همچنین، Gu و همکاران (۲۰۱۲) طی مطالعه‌ای که برای شناسایی منشأ و آثار انسانی فلزات در رسوبات سواحل



شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده

انجمادی^۹ قرار داده شدند. سپس، نمونه‌ها آسیاب و آماده آنالیز شدند. برای اندازه‌گیری جیوه کل، میزان ۰/۰۳ تا ۰/۰۵ گرم از هر نمونه مستقیماً در دستگاه Advanced Mercury Analyzer که به صورت اختصاصی برای تعیین غلظت جیوه در نمونه‌های مایع و جامدات طراحی شده است، قرار گرفت و غلظت‌ها خوانده شدند (Maggi, et al., 2009).

۳.۲. آنالیزهای آماری

پس از بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف^{۱۰} و همگنی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لیون^{۱۱}، برای آنالیز اختلاف معنی‌داری بین غلظت فلزات در سه قسمت تحت بررسی جنگل‌های مانگرو، از تجزیه واریانس یک‌طرفه و آزمون دانکن استفاده شد (زارع چاهوکی، ۱۳۹۰).

۴.۲. مقایسه غلظت فلزات با استانداردها

برای تعیین میزان آلودگی رسوبات سطحی جنگل‌های

۲.۲. آنالیزهای آزمایشگاهی

برای آنالیز فلزات Pb و Cd، نمونه‌های رسوب در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد برای حداقل ۱۶ ساعت در آون گذاشته شدند تا به وزن ثابتی برسند (Tanner, et al., 2000). سپس، نمونه‌ها در هاون سنگی کوبیده و به صورت پودر درآورده شدند. حدود ۱ گرم از هر نمونه خشک‌شده با ترکیبی از اسید نیتریک (۶۹ درصد) و اسید پرکلریک (۶۰ درصد) به نسبت ۱:۴ روی دستگاه هضم‌کننده ابتدا در دمای پایین (۴۰ درجه) به مدت ۱ ساعت، سپس در دمای ۱۴۰ درجه به مدت ۳ ساعت هضم شد. نمونه‌های هضم‌شده با حجم مشخصی آب مقطر دو بار تقطیر و رقیق شدند. سپس، نمونه‌ها با کاغذ صافی واتمن شماره ۱ فیلتر و محلول صاف‌شده در ظروف پلی‌اتیلنی مخصوص جمع‌آوری و در یخچال قرار داده شدند. پس از فیلترکردن برای تعیین غلظت از دستگاه اسپکترومتر جذب اتمی^{۱۲} مجهز به کوره گرافیتی مدل AA-670G استفاده شد (Yap, et al., 2002). برای تعیین غلظت Hg نیز نمونه‌ها برای خشک شدن به مدت ۴۸ ساعت در دستگاه خشک‌کننده

- وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس

فرضیه اصلی این روش بدین گونه است که نقاط نمونه برداری شده نزدیک به نمونه برداری نشده، ارزش‌های مشابه و نزدیک تری را نسبت به نقاط نمونه برداری شده دورتر ارائه می‌دهند. بنابراین، IDW روش تخمین متغیرها در نقاط نمونه برداری نشده با استفاده از ترکیب خطی ارزش متغیرها در نقاط نمونه برداری شده است که بر اساس تابع معکوس فاصله از نقاط نمونه برداری شده، وزن‌دهی می‌شود (محمدی، ۱۳۸۵). رابطه مربوط به بیان آماری روش وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس به صورت زیر است:

$$Z(x_0) = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i} Z(x_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i}} \quad (1)$$

که در آن $Z(x_0)$ مقدار تخمینی متغیر مورد نظر در نقطه x_0 است. d_i عبارت از فاصله بین نقطه تخمین تا هر کدام از نقطه‌های واقع در همسایگی آن و $Z(x_i)$ مقدار واقع در همسایگی محل تخمین است.

- کریجینگ

کریجینگ تخمین‌گر ترکیب خطی وزن‌دار است و به منزله تابعی خطی از مجموعه مشاهدات واقع در همسایگی محل مورد تخمین شناخته می‌شود. هدف اصلی کریجینگ، یافتن اوزان آماری مشاهدات و نمونه‌هاست، به گونه‌ای که علاوه بر نارایب بودن تخمین، واریانس تخمین نیز حداقل شود. به همین دلیل کریجینگ را گاهی اوقات «تخمین‌گر آبی» به معنای بهترین تخمین‌گر خطی نارایب^{۱۴} می‌گویند (حسینی‌پاک، ۱۳۷۷). کریجینگ برای اندازه‌گیری تغییرپذیری مکانی متغیر ناحیه‌ای از روش‌های واریوگرام^{۱۵} استفاده می‌کند (Webster & Oliver., 2007). هدف اصلی از محاسبه واریوگرام، بررسی تغییرپذیری متغیر تحت بررسی نسبت به فاصله مکانی یا زمانی است. عملکرد تابع واریوگرام به شکل زیر است:

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

مانگرو به فلزات سرب، جیوه و کادمیوم، میانگین مقادیر غلظت محاسبه شده برای این سه فلز با استانداردهای SQGs^{۱۶} و NOAA^{۱۷} مقایسه شد. این استانداردها برای ارزیابی درجه آلودگی و بررسی میزان تأثیر آلاینده‌ها روی موجودات زنده استفاده می‌شوند. در واقع این استانداردها غلظتی از آلاینده‌ها را نشان می‌دهند که در مقادیر پایین‌تر از آن، آثار بیولوژیکی به ندرت مشاهده می‌شوند. از طرفی اگر غلظت آلاینده بیشتر از این مقادیر باشد، آثار بیولوژیکی مغایر به فراوانی رخ خواهد داد. استاندارد SQGs با دو شاخص TEC و PEC و استاندارد NOAA با شاخص‌های ERL و ERM نشان داده می‌شوند (Long, et al., 1996; NIU, et al., 2009). به منظور تعیین اختلاف معنی‌دار غلظت فلزات تحت بررسی در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو با استانداردهای NOAA و SQGs از آزمون One Sample t.test استفاده شد (زارع چاهوکی، ۱۳۹۰).

۵.۲. آنالیزهای زمین آماری

به منظور مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت سه فلز سمی جیوه، سرب و کادمیوم در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو، از ۷ روش مختلف زمین آماری بهره گرفته شد. این روش‌ها عبارت‌اند بودند از: وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس (با توان‌های ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵)، کریجینگ ساده، کریجینگ معمولی و کریجینگ جامع (با مدل‌های دایره‌ای، کروی، نمایی و گوسین)، توابع پایه شعاعی (با تابع‌های نوار باریک منظم، نوار باریک کششی، چندربعی، چندربعی معکوس و نوار کم‌ضخامت)، درونیابی چندجمله‌ای موضعی (با توان‌های ۱، ۲ و ۳) و درونیابی چندجمله‌ای عمومی (با توان‌های ۱، ۲ و ۳). کلیه روش‌های زمین آماری استفاده شده پژوهش حاضر در محیط نرم‌افزار Arc GIS 9.3 انجام شدند. در ادامه به معرفی اجمالی هر کدام از این روش‌ها پرداخته شده است:

- درون‌یابی چندجمله‌ای عمومی^{۱۸}

این روش، سطح روان و پیوسته‌ای را برای داده‌های ورودی از طریق توابع ریاضی چندجمله‌ای برازش می‌دهد. سطح تولیدشده از طریق روش درون‌یابی چندجمله‌ای عمومی، به آرامی تغییرات را نشان می‌دهد و الگوهای زیر و خشن را در داده‌های موجود حذف می‌کند. این روند برای تمامی نقاط مشاهده‌ای صورت می‌گیرد تا در نهایت به تعداد نقاط مشاهده‌ای، نقاط تخمینی نیز موجود باشند.

برای مقایسه روش‌های استفاده‌شده در این مطالعه و انتخاب مناسب‌ترین روش زمین‌آماری از تکنیک اعتبارسنجی توأم استفاده شد که در هر مرحله یک نقطه مشاهده‌ای حذف و به وسیله سایر نقاط مشاهده‌ای تخمین برای آن نقطه انجام می‌شود. این روند برای تمامی نقاط مشاهده‌ای صورت می‌گیرد تا در نهایت به تعداد نقاط نمونه‌برداری‌شده، نقاط تخمینی نیز موجود باشند (Hooker & Nathanail., 2006). برای ارزیابی کارایی روش‌های زمین‌آماری به کار بسته شده نیز از مدل‌های آماری ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)^{۱۹}، میانگین خطای قدر مطلق (MAE)^{۲۰} و میانگین خطای انحراف (MBE)^{۲۱} استفاده شد (Wakernagel., 2002). معادلات مربوطه در زیر آورده شده‌اند:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [Z^*(x_i) - Z(x_i)]^2}{n}} \quad (۶)$$

$$MBE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [Z^*(x_i) - Z(x_i)] \quad (۷)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |Z^*(x_i) - Z(x_i)| \quad (۸)$$

که در آن‌ها $Z^*(x_i)$ مقدار برآوردی در نقطه x_i ، $Z(x_i)$ مقدار مشاهده‌ای در نقطه x_i و n تعداد نمونه است. بالتبع هرچه مقادیر RMSE و MAE کوچک‌تر باشد، بیانگر این است که مقادیر محاسبه‌شده با مدل به مقادیر حقیقی نزدیک‌ترند و در نتیجه مدل، خطای کمتری دارد و هرچه MBE به صفر نزدیک‌تر باشد، مؤید این مطلب است که متوسط مقادیر مشاهده‌شده و برآوردشده اختلاف کمتری

که در این رابطه $\gamma(h)$ مقدار تغییر نما، $N(h)$ تعداد جفت نمونه‌های جداشده از طریق فاصله h ، $Z(x_i)$ مقدار متغیر اندازه‌گیری‌شده در نقطه x_i و $Z(x_i + h)$ مقدار متغیر اندازه‌گیری‌شده در موقعیت مکانی $x(i + h)$ است. روش کریجینگ دارای الگوریتم‌های مختلفی است، اما رابطه‌های کلی آن به صورت زیر است:

$$P(u) = \sum_{i=1}^N W_a(u)P(u) + \left[1 - \sum_{a=1}^N W_a(u)P(u) \right] m \quad (۳)$$

$$\sum_{B=1}^N W_a(u)C(u_B - u_a) = C(u - u_a) \quad (۴)$$

که در آن m میانگین متغیر تصادفی، P_0 متغیر تصادفی محاسبه‌شده، P متغیر تصادفی واقعی، W وزن‌های مربوطه و C کواریانس بین دو نقطه است (Issaks & Srivastava., 1989).

- توابع پایه شعاعی^{۱۶}

از آن دسته روش‌های درون‌یابی است که در آن سطح تخمین از مقادیر مشاهده‌ای عبور می‌کند. از ویژگی‌های مهم این روش می‌توان به این مسئله اشاره کرد که مقادیر بیشتر از حداکثر مشاهده‌ای یا کمتر از حداقل مشاهده‌ای در سطح تخمین وجود دارند. این روش بر اساس پنج تابع مختلف، درون‌یابی را انجام می‌دهد که هسته اصلی توابع، مجموع مقادیر مجذورات $(h^2 + R^2)$ است. مقادیر R و h به ترتیب فاکتور هموارکننده و ترسیم ناهمسان‌گرد مرتبط با فاصله نقطه تا گره است (Carlson & Foley., 1991).

- درون‌یابی چندجمله‌ای موضعی^{۱۷}

این روش حداقل مجذورات متناسب بین گره‌های شناسایی‌شده در محدوده بیضوی شکل را به منزله وزن گره تخصیص می‌دهد. در این روش بر اساس ضرایب تخصیص داده‌شده، با به دست آوردن رابطه درجه اول، دوم یا سوم بین مقادیر x ، y و z و حداقل‌سازی اطلاعات محاسبه‌شده، درون‌یابی صورت می‌گیرد.

$$\sum_{i=1}^N W_i [F(x_i, y_i) - z_i]^2 = \text{Minimize} \quad (۵)$$

سرب، کادمیوم و جیوه به ترتیب ۲۰/۰۰، ۰/۰۹۸ و ۰/۰۰ میکروگرم بر گرم است (Taylor & McLenna, 1995). این در حالی است که میانگین غلظت همین فلزات در رسوبات طبیعی اکوسیستم‌های آبی معمولاً ۳۱ میکروگرم بر گرم برای سرب، ۰/۴۶ میکروگرم بر گرم برای کادمیوم و ۰/۴۹ میکروگرم بر گرم برای جیوه در نظر گرفته می‌شود (Rippey, et al., 2008). مقدار ارزش background این فلزات در رسوبات خلیج فارس در دست نیست تا مقایسه دقیق‌تری با ارزش‌های به‌دست‌آمده صورت گیرد، اما سایر مطالعات موردی انجام‌شده در خلیج فارس مقدار سرب، کادمیوم و جیوه را به ترتیب بین ۱۰-۲۵، ۰/۱۹ و ۰/۱۶۵ میکروگرم بر گرم گزارش کرده‌اند (Abdollahi, et al., 2013; Abaychi & Douabul, 1986).

به منظور درک و بررسی میزان آلودگی رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو به فلزات جیوه، سرب و کادمیوم، مقادیر غلظت به‌دست‌آمده برای این فلزات با استانداردهای SQGs و NOAA به وسیله آزمون آماری One sample t.test مقایسه شد. همان‌طور که نتایج جدول ۲ نشان می‌دهد، مقادیر غلظت تمامی فلزات تحت بررسی در منطقه مورد مطالعه در مقایسه با این استانداردها اختلاف معنی‌داری دارند ($P < 0.05$). پایین‌تر بودن میانگین غلظت فلزات جیوه، سرب و کادمیوم نسبت به استانداردهای مورد مقایسه، نشان‌دهنده نبود آلودگی یا آلودگی کم منطقه به این فلزات است. به منظور مدل‌سازی و بررسی تغییرات مکانی متغیرهای تحت بررسی که هدف اصلی این پژوهش بود، قبل از هرگونه محاسبه، آزمون نرمال‌بودن روی جامعه داده‌ها صورت گرفت و نتایج حاصل نشان داد که به غیر از فلز کادمیوم، سایر متغیرها از توزیع نرمال پیروی می‌کردند. به منظور نرمال‌سازی داده‌های مربوط به فلز کادمیوم از آن‌ها نیز لگاریتم گرفته شد تا از این طریق از توزیع نرمال تبعیت کنند. داده‌ها به لگاریتم داده‌های مربوط به فلز کادمیوم نیز منتقل شدند تا از این طریق از توزیع نرمال تبعیت کنند.

دارند و در نتیجه مدل، فضای مورد مطالعه را با انحراف کمتری برآورد می‌کند.

۳. نتایج

نتایج حاصل از آنالیز رسوبات در ایستگاه‌های تحت بررسی از نظر میزان غلظت فلزات سمی سرب، جیوه و کادمیوم در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱. خصوصیات آمار توصیفی غلظت فلزات سمی

آماره‌ها	سرب (Pb) ($\mu\text{g/g}$)	جیوه (Hg) (ng/g)	کادمیم (Cd) ($\mu\text{g/g}$)	
میانگین	۱/۷۵	۸/۳۳	۰/۱۹	میانگین انحراف معیار حداقل حداکثر
انحراف	۰/۵۸	۲/۱۹	۰/۰۹۷	
معیار	۰/۶۲	۶/۳۰	۰/۰۹۸	
حداقل	۲/۵۵	۱۲/۶۷	۰/۳۶	
حداکثر				میانگین انحراف معیار حداقل حداکثر
میانگین	۱/۹۱	۸/۲۷	۰/۲۱	
انحراف	۰/۷۵	۱/۸۱	۰/۳۰	
معیار	۰/۲۸	۵/۸۴	۰/۰۰	
حداقل	۳/۱۱	۱۲/۰۸	۱/۰۷	میانگین انحراف معیار حداقل حداکثر
حداکثر				
میانگین	۱/۹۲	۷/۶۰	۰/۲۴	
انحراف	۰/۷۵	۱/۸۶	۰/۲۵	
معیار	۰/۲۵	۴/۳۱	۰/۰۶	میانگین کل
حداقل	۳/۰۵	۱۱/۴۷	۱/۰۷	
حداکثر				
میانگین کل	۱/۸۶	۸/۰۴	۰/۲۱	

همان‌طور که جدول ۱ نشان می‌دهد، بیشترین مقادیر غلظت برای فلزات سرب و کادمیوم در بخش قشم و برای فلز جیوه در بندر خمیر به دست آمد، هرچند نتایج آزمون دانکن (پس از بررسی نرمال‌بودن توزیع داده‌ها) در سطح احتمال ۱ درصد، حاکی از نبود تفاوت معنی‌دار بین غلظت‌های برآوردشده برای هر فلز در سه بخش بود. همچنین، میانگین کل غلظت برای فلزات سرب و کادمیوم در سطح جنگل‌های مانگرو به ترتیب ۱/۸۶ و ۰/۲۱ میکروگرم بر گرم و برای فلز جیوه، ۸/۰۴ نانوگرم بر گرم محاسبه شد. میانگین غلظت پوسته زمین برای فلزات

جدول ۲. مقایسه مقادیر غلظت فلزات سمی با استانداردهای SQGs و NOAA

منبع	روی	مس	کادمیوم	سرب	جیوه	شاخص	استاندارد
(Long و همکاران، ۱۹۹۶)	۱۵۰	۳۴	۱/۲	۴۷	۰/۱۵	ERL	NOAA
	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	Sig	
(Long و همکاران، ۱۹۹۶)	۴۱۰	۲۷۰	۹/۶	۲۱۸	۰/۷۱	ERM	
	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	Sig	
(NIU و همکاران، ۲۰۰۹)	۱۲۱	۳۱/۶	۰/۹۹	۳۵/۸	-	TEC	SQGs
	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	Sig	
(NIU و همکاران، ۲۰۰۹)	۴۵۹	۱۴۹	۴/۹۸	۱۲۸	-	PEC	
	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	Sig	
(میکروگرم بر گرم)	۵۵/۱۰	۱۰/۶۰	۰/۱۷	۱/۸۹	۰/۰۰۸	میانگین فلزات در رسوبات	

جیوه به ترتیب با مدل‌های نمایی، دایره‌ای و گوسین انتخاب شد.

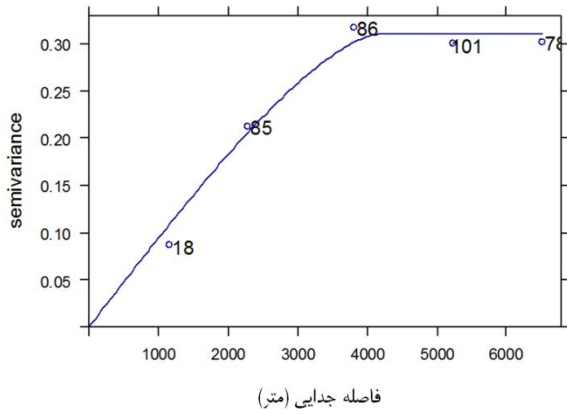
علت برتری روش‌های کریجینگ را می‌توان به دلیل ماهیت این روش‌ها در به حداقل رساندن واریانس تخمین و استفاده از تکنیک‌های واریوگرام در مدل‌سازی الگوی توزیع مکانی آلاینده‌ها دانست (حسنی‌پاک، ۱۳۷۷). نمودارهای تغییرنمای مربوط به هر کدام از متغیرها در شکل‌های ۲، ۳ و ۴ آورده شده است. بهترین تغییرنماهای تجربی هر یک از این فلزات سمی پس از برازش و بررسی انواع مدل‌ها ترسیم شده است. یعنی انتخاب مدل‌های اجرا شده روی هر واریوگرام و پارامترهای معرف هر کدام (اثر قطعه‌ای^{۲۲}، آستانه^{۲۳} و دامنه^{۲۴}) پس از انجام آزمون و خطای متعدد و برازش مدل‌های مختلف صورت گرفته است.

نقشه‌های الگوی توزیع مکانی غلظت فلزات سرب، جیوه و کادمیوم در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو که حاصل کار مدل‌سازی با روش‌های برگزیده شده است نیز به ترتیب در شکل‌های ۵، ۶ و ۷ آورده شده است.

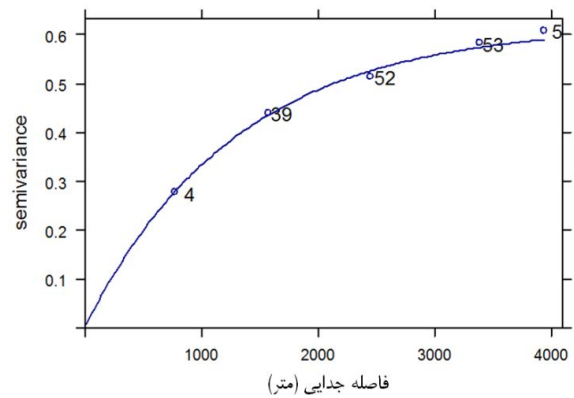
نتایج حاصل از مدل‌سازی الگوی توزیع مکانی فلزات سرب، جیوه و کادمیوم با استفاده از روش‌های مختلف زمین‌آماري در جدول ۳ آورده شده است. این نتایج نشان می‌دهد که برای فلز سرب، آزمون دانکن در سطح معنی‌دار ۵ درصد، اختلاف معنی‌داری بین نتایج حاصل از روش‌های مختلف زمین‌آماري نشان نداد، اما انواع روش‌های کریجینگ و روش چندجمله‌ای عمومی به‌منزله بهترین تخمین‌گرهای پراکنش برای این فلز محسوب می‌شوند. به همین ترتیب برای فلزات کادمیوم و جیوه نیز به‌رغم اختلاف معنی‌دار بین نتایج حاصل از روش‌های مختلف زمین‌آماري در سطح معنی‌دار ۵ درصد، به ترتیب روش‌های مختلف کریجینگ، توابع پایه شعاعی و وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس برای فلز کادمیوم و روش‌های کریجینگ ساده، معمولی و وزن‌دهی فاصله‌ای معکوس برای فلز جیوه به‌منزله بهترین روش‌های تخمین الگوی توزیع مکانی برگزیده شدند. در نهایت روش کریجینگ ساده به علت داشتن پایین‌ترین مقادیر RMSE و MAE و نزدیکی بسیار زیاد آماره MBE به صفر، به‌منزله بهترین روش برای مدل‌سازی الگوی توزیع و پراکنش فلزات سرب، کادمیوم و

جدول ۳. نتایج حاصل از مدل‌سازی الگوی توزیع مکانی فلزات سرب، جیوه و کادمیوم با استفاده از روش‌های مختلف زمین‌آماري

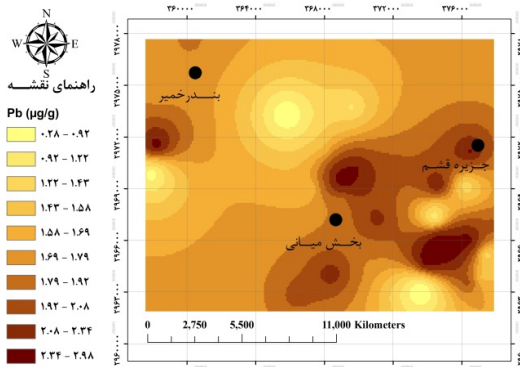
MBE			MAE			RMSE			مدل	روش
Hg	Cd	Pb	Hg	Cd	Pb	Hg	Cd	Pb		
۰/۰۰۳۱	-۰/۰۲۰۸	-۰/۰۰۹۴	۱/۳۸۴۵	۰/۱۵۳۶	۰/۵۷۹۴	۱/۸۴۵	۰/۲۳۴۹	۰/۷۴۲۹	توان ۱	وزندگی فاصله‌ای معکوس
-۰/۰۶۴۲	-۰/۰۱۹۲	-۰/۰۰۶۰	۱/۳۸۸۷	۰/۱۵۹۷	۰/۶۲۰۱	۱/۸۳۶	۰/۲۴۳۲	۰/۸۲۹۴	توان ۲	
-۰/۰۱۰۸۷	-۰/۰۱۸۳	-۰/۰۰۵۷	۱/۴۵۴۳	۰/۱۶۸۰	۰/۶۶۵۲	۱/۹۰۵	۰/۲۵۷۰	۰/۹۰۷۷	توان ۳	
-۰/۰۱۱۷۵	-۰/۰۱۷۵	-۰/۰۰۴۰	۱/۵۷۳۶	۰/۱۷۵۷	۰/۶۹۸۹	۲/۰۲۰	۰/۲۷۳۱	۰/۹۵۰۴	توان ۴	
-۰/۰۱۰۷۸	-۰/۰۱۷۶	-۰/۰۰۱۵	۱/۶۵۸۰	۰/۱۸۰۶	۰/۷۲۱۲	۲/۱۰۲	۰/۲۸۶۳	۰/۹۷۳۳	توان ۵	
-۰/۰۱۸۵	-۰/۰۰۷۲	۰/۰۰	۱/۳۶۵۴	۰/۱۵۰۵	۰/۵۵۳۹	۱/۷۷۸	۰/۲۳۲۹	۰/۶۹۶۸	دایره‌ای	گریجینگ ساده
-۰/۰۲۰۲	-۰/۰۰۶۷	۰/۰۰	۱/۳۶۴۵	۰/۱۵۱۲	۰/۵۵۳۹	۱/۷۶۸	۰/۲۳۳۳	۰/۶۹۶۸	کروی	
-۰/۰۱۶۰	-۰/۰۰۶۸	۰/۰۰	۱/۳۸۹۲	۰/۱۵۴۷	۰/۵۵۳۹	۱/۷۵۸	۰/۲۳۵۷	۰/۶۹۶۸	نمایی	
-۰/۰۰۹۰	-۰/۰۰۵۰	۰/۰۰	۱/۳۷۲۴	۰/۱۵۰۶	۰/۵۵۳۹	۱/۷۸۲	۰/۲۳۱۸	۰/۶۹۶۸	گوسین	
-۰/۰۸۲۴	-۰/۰۰۴۶	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۹۸۸	۰/۱۵۲۸	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۹	۰/۲۳۵۴	۰/۷۱۲۱	دایره‌ای	گریجینگ معمولی
-۰/۰۸۲۴	-۰/۰۰۴۴	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۹۸۸	۰/۱۵۳۷	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۹	۰/۲۳۵۶	۰/۷۱۲۱	کروی	
-۰/۰۲۴۵	-۰/۰۰۵۰	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۸۶۹	۰/۱۵۵۴	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۴	۰/۲۳۶۷	۰/۷۱۲۱	نمایی	
-۰/۰۷۸۳	-۰/۰۰۳۲	-۰/۰۲۲۶	۱/۴۰۴۴	۰/۱۵۲۶	۰/۵۶۴۵	۱/۸۷۴	۰/۲۳۳۹	۰/۷۱۲۱	گوسین	
-۰/۰۸۲۴	-۰/۰۰۴۶	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۹۸۸	۰/۱۵۲۸	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۹	۰/۲۳۵۴	۰/۷۱۲۱	دایره‌ای	گریجینگ جامع
-۰/۰۸۲۴	-۰/۰۰۴۴	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۹۸۸	۰/۱۵۳۷	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۹	۰/۲۳۵۶	۰/۷۱۲۱	کروی	
-۰/۰۸۹۱	-۰/۰۰۵۰	-۰/۰۲۲۶	۱/۳۹۰۱	۰/۱۵۵۴	۰/۵۶۴۵	۱/۸۶۴	۰/۲۳۶۷	۰/۷۱۲۱	نمایی	
-۰/۰۷۸۳	-۰/۰۰۳۲	-۰/۰۲۲۶	۱/۴۰۴۴	۰/۱۵۲۶	۰/۵۶۴۵	۱/۸۷۴	۰/۲۳۳۹	۰/۷۱۲۱	گوسین	
-۰/۰۰۰۹	-۰/۰۰۲۶	-۰/۰۰۳۰	۱/۵۶۲۷	۰/۱۷۷۸	۰/۵۸۰۰	۱/۹۹۷	۰/۲۶۴۳	۰/۷۳۰۴	توان ۱	چندجمله‌ای عمومی
-۰/۰۸۱۲	-۰/۰۰۶۳	-۰/۰۰۲۲	۱/۶۷۸۳	۰/۱۷۲۲	۰/۵۹۵۵	۲/۳۲۶	۰/۲۶۱۵	۰/۷۶۵۵	توان ۲	
-۰/۰۸۴۶	-۰/۰۱۳۷	-۰/۰۳۱۴	۱/۵۳۳۷	۰/۱۸۰۲	۰/۶۶۹۰	۲/۱۳۴	۰/۲۶۸۴	۰/۸۴۴۰	توان ۳	
-۰/۳۳۹۴	۰/۰۱۳۶	-۰/۰۰۶۸	۱/۵۷۲۴	۰/۱۶۶۴	۰/۵۹۴۳	۲/۱۰۳	۰/۲۴۲۵	۰/۷۶۸۵	توان ۱	چندجمله‌ای موضعی
-۰/۱۸۴۴	۰/۰۰۹۹	-۰/۰۶۶۴	۱/۷۰۷۷	۰/۲۰۱۵	۰/۸۹۶۸	۲/۴۲۳	۰/۳۰۸۱	۱/۱۰۴	توان ۲	
-۰/۱۸۷۶	-۰/۰۱۲۳	-۰/۰۳۴۱	۱/۵۳۶۳	۰/۱۶۸۵	۰/۷۶۱۰	۲/۱۳۷	۰/۲۴۶۹	۰/۷۴۷۸	توان ۳	
-۰/۰۳۰۱	-۰/۰۱۰۶	-۰/۰۰۲۴	۱/۴۰۷۴	۰/۱۵۴۴	۰/۶۲۰۶	۱/۸۳۸	۰/۲۳۴۷	۰/۸۱۱۴	نوار باریک منظم	توزیع پایه شعاعی
-۰/۰۲۷۸	-۰/۰۱۱۶	-۰/۰۰۳۲	۱/۴۰۳۱	۰/۱۵۳۷	۰/۶۱۰۷	۱/۸۳۶	۰/۲۳۳۹	۰/۷۹۵۱	نوار باریک کشتی	
-۰/۱۲۸۹	-۰/۰۰۵۹	-۰/۰۱۵۹	۱/۵۹۳۱	۰/۱۷۱۷	۰/۷۳۶۱	۲/۰۵۳	۰/۲۴۲۰	۰/۹۱۹۰	چند ربعی	
-۰/۰۰۶۹	-۰/۰۰۸۹	-۰/۰۱۳۶	۱/۳۹۹۵	۰/۱۶۹۶	۰/۵۷۲۶	۱/۷۹۰	۰/۲۳۱۹	۰/۷۱۷۴	چند ربعی معکوس	
-۰/۱۹۶۴	-۰/۰۰۲۹	-۰/۰۴۴۲	۱/۸۵۷۵	۰/۱۷۲۰	۰/۹۱۲۵	۲/۳۲۲	۰/۲۶۲۳	۱/۰۸۸	نواری کم ضخامت	



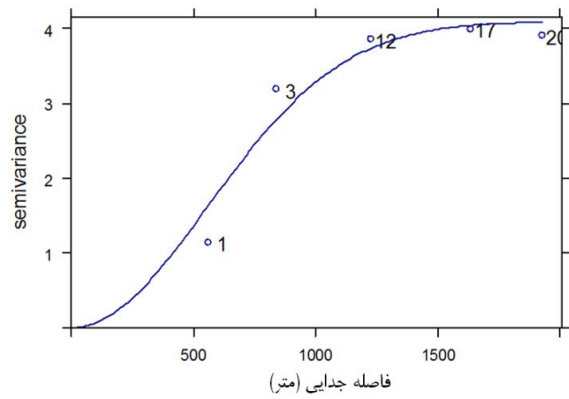
شکل ۳. تغییرنمای همسان گرد فلز کادمیوم



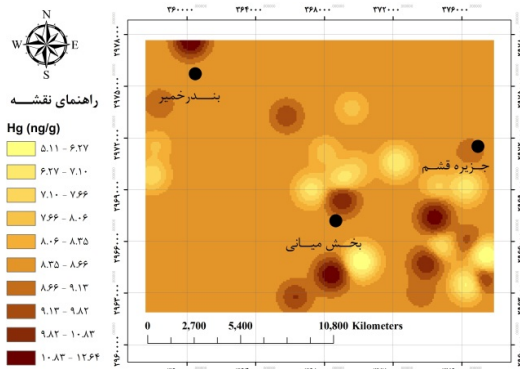
شکل ۲. تغییرنمای همسان گرد فلز سرب



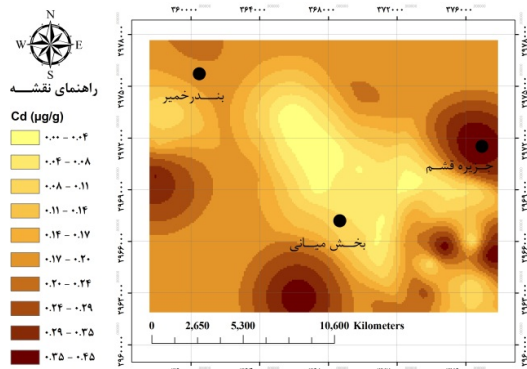
شکل ۵. نقشه توزیع مکانی فلز سرب



شکل ۴. تغییرنمای همسان گرد فلز جیوه



شکل ۷. نقشه توزیع مکانی فلز جیوه



شکل ۶. نقشه توزیع مکانی فلز کادمیوم

و آمد کشتی‌ها دریافت می‌کنند. از سوی دیگر، رسوبات این نوع جنگل‌ها، کم اکسیژن و اشباع از آب هستند که زمان تجزیه نفت را در این مناطق بالا می‌برد و حتی در بسیاری از موارد زمان ماند نفت در این زیستگاه‌های گلی و لجنی تا چندین دهه طول می‌کشد. این مسئله موجب می‌شود نفت شناور روی آب، روی ریشه‌های هوایی درختان مانگرو که اندام غذاسازی و تنفسی این گیاهان محسوب می‌شوند رسوب کند و موجب خفگی ریشه‌ها شود که این موضوع ساختارها و ارتباطات در این اکوسیستم‌ها را برهم می‌ریزد.

همان‌طور که آنالیزهای آزمایشگاهی نمونه‌های رسوب در مطالعه حاضر نشان داد، خوشبختانه عوامل طبیعی متعددی در کاهش تجمع آلودگی و آلاینده‌های سمی در جنگل‌های مانگرو تأثیر گذارند. اول اینکه، جریان آب در خلیج فارس به صورت پادساعت‌گرد است که این مسئله موجب می‌شود آب‌های نسبتاً تمیز از قسمت‌های شمالی جزیره قشم وارد خلیج فارس شوند و پس از عبور از بخش‌های غربی و شمال‌غربی خلیج فارس که محل تمرکز بیشترین تعداد چاه‌های نفت و عظیم‌ترین طرح‌های اکتشافات نفتی است، آلوده و از قسمت‌های جنوبی این جزیره خارج شوند. به همین دلیل انتظار می‌رود رسوبات بخش‌های شمالی جزیره قشم که جنگل‌های مانگرو نیز در این قسمت واقع شده‌اند نسبت به رسوبات بخش‌های جنوبی آلودگی کمتری داشته باشند. مطالعه‌ای که Kazemi و همکاران (۲۰۱۲) طی بررسی الگوی توزیع فلزات سمی در رسوبات سطحی مناطق جزر و مدی تنگه هرمز انجام دادند گواهی بر این ادعاست. نتایج حاصل از مطالعه آن‌ها نشان داد که میانگین غلظت فلز کادمیوم در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده جنوب جزیره قشم حدود ۵ برابر بیشتر از میانگین غلظتی بود که برای همین فلز در ایستگاه‌های شمالی جزیره قشم به دست آمد. همچنین، میانگین غلظت فلز سرب نیز در مطالعه آن‌ها در ایستگاه‌های جنوب جزیره قشم به میزان جزئی بالاتر از میانگین غلظت به دست آمده

نقشه‌های ترسیم شده نشان می‌دهند که الگوی توزیع مکانی سرب و کادمیوم مشابه است و تمرکز غلظتی این دو فلز بیشتر متمایل به غرب بخش میانی و بندر خمیر است، اما در این میان، جیوه الگوی توزیع مکانی متفاوتی نسبت به دو فلز دیگر نشان داد. جیوه الگوی توزیع و پراکنش نامنظم نقطه‌ای از خود بروز داد که گرایش خاصی به سمت مشخصی نداشت.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

مقایسه غلظت فلزات سرب، جیوه و کادمیوم به دست آمده از رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو با استفاده از آزمون‌های آماری، تفاوت معنی‌داری را در سه بخش بندر خمیر، بخش میانی و جزیره قشم نشان نداد. این مسئله در مرحله اول با توجه به ساختار یکپارچه و هموزن جنگل‌های مانگرو، این موضوع را در ذهن تداعی می‌کرد که آلاینده‌های تحت بررسی در منطقه مورد مطالعه احتمالاً از منبع واحد نظیر آب دریا یا پوسته زمین ناشی می‌شوند. مقایسه غلظت آلاینده‌های تحت بررسی با شاخص‌های استانداردهای جهانی NOAA و SQGs نیز صحت این احتمال را قوت بخشید، اما آلودگی‌های نفتی خلیج فارس و وقوع چندین جنگ بزرگ بر سر نفت در دهه‌های اخیر به خصوص جنگ خلیج، این موضوع را در ذهن تداعی می‌کرد که آیا فلزات سمی تحت بررسی در رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو می‌توانند تماماً از منشأ طبیعی ناشی شوند؟

غلظت این آلاینده‌ها در منطقه به لحاظ سمیت در محدوده تهدیدآمیزی برای موجودات زنده قرار ندارد، اما این موضوع از جدی‌ترین خطرهای تهدیدکننده اکوسیستم‌های مانگرویی خلیج فارس محسوب می‌شود. بروز آلودگی نفتی در اکوسیستم‌های مانگرویی، سلامت طیف وسیعی از موجودات زنده وابسته به این اکوسیستم‌ها را تحت الشعاع قرار می‌دهد. مانگروها نیز همانند سایر نواحی ساحلی، آلودگی‌های نفتی را از منابع متعددی از جمله رودخانه‌ها، فاضلاب‌های شهری، پالایشگاه‌ها و رفت

به منظور مدل‌سازی الگوی پراکنش فلزات سمی تحت بررسی استفاده شد. همچنین، در این مطالعه کریجینگ ساده به‌منزله بهترین تخمین‌گر با کمترین خطا انتخاب شد که می‌توانست نقاط بالفعل و بالقوه را به لحاظ آلودگی به خوبی نشان دهد. بنابراین، می‌توان گفت که با پیشرفت بشر در پردازش داده‌ها و استفاده از فنون سنجش از دور و GIS، تهیه نقشه‌های کمی آلودگی‌های اجزای تشکیل‌دهنده محیط‌زیست (آب، خاک و هوا) آسان‌تر و سریع‌تر شده است. روش‌های زمین‌آماري به علت وسعت مکانی و مشکلات مربوط به نمونه‌برداری، بسیار مفیدند و روشی مناسب برای مدل‌سازی و تهیه نقشه آلاینده‌ها به شمار می‌روند.

یادداشت‌ها

1. Geographic Information System
2. Geostatistics
3. Ordinary Kriging
4. Genetic Algorithm based on Artificial Neural Network
5. Adaptive Network Fuzzy Inference System
6. Conditional Simulation
7. Inverse Distance Weighting
8. Atomic Absorption Spectroscopy (AAS)
9. FreezeDryer
10. Kolmogorov-Smirnov
11. LevenTest
12. Sediment Quality and Administration
13. National Oceanic and Atmospheric
14. Best Linear Unbiased Estimator, BLUE
15. Variogram
16. Radial Basis Functions
17. Local Polynomial Interpolation
18. Global Polynomial Interpolation
19. Root Mean Squared Error
20. Mean Absolute Error
21. Mean Bias Error
22. Nugget
23. Sill
24. Range
25. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

در شمال جزیره قشم بود. Shirneshan و همکاران (۲۰۱۳) نیز طی مطالعه خود در اطراف جزیره قشم به منظور تعیین غلظت فلزات سمی در رسوبات و صدف دوکفه‌ای، منشأ این فلزات را در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شمال جزیره قشم اغلب از بخش پایدار و طبیعی گزارش کردند، در حالی که در ایستگاه‌های جنوبی، منشأ طبیعی این فلزات بسیار ناچیز گزارش شد.

برای دلیل دوم نیز می‌توان به این مسئله اشاره کرد که بستر جنگل‌های مانگرو مملو از میکروارگانسیم‌هایی است که ترکیبات نفتی را به مواد ساده‌تر تجزیه می‌کنند (Wafar, 1997). این مسئله موجب می‌شود که فلزات سمی در ترکیبات نفتی قبل از اینکه در رسوبات سطحی تجمع یابند، از طریق جریان‌های دریایی پادساعت‌گرد به سمت بخش‌های داخلی خلیج فارس رانده شوند و در این قسمت‌ها تجمع یابند. مطالعه‌ای که Ebrahimi-Sirizi و همکاران (۲۰۱۲) به منظور بررسی آلودگی نفتی در رسوبات جنگل‌های مانگرو انجام دادند نیز این مسئله را بیشتر آشکار می‌کند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد که غلظت ترکیبات آروماتیک حلقوی^{۲۵} در این منطقه پایین‌تر از استانداردهای جهانی بود و میزان تجمع این ترکیبات در رسوبات مانگرویی نمی‌تواند به لحاظ سمیت تهدیدآمیز باشد.

از سوی دیگر، پیکره جزیره قشم و به خصوص دماغه اسکله لافت نیز به گونه‌ای واقع شده است که به‌منزله مانع و حفاظ، بخش عظیمی از جنگل‌های مانگرو را در برابر آلاینده‌ها به طور فیزیکی حفاظت می‌کند و موجب می‌شود آلاینده‌ها قبل از اینکه فرصت کافی برای تغلیظ و تجمع در منطقه پیدا کنند، از طریق جریان آب از منطقه خارج شوند. در این مطالعه به علت نمونه‌برداری غیرمبسط از کل سطوح جنگل‌های مانگرو، از انواع روش‌های زمین‌آماري

منابع

حسنی‌پاک، ا.ع. ۱۳۷۷. زمین‌آمار (ژئواستاتستیک)، انتشارات دانشگاه تهران، ۳۱۴ ص.

- حسینی، س.م.، میرغفاری، ن.، محبوبی صوفیانی، ن.، خداکرمی، ل. ۱۳۹۰. ارزیابی آلودگی رسوبات سواحل دریای خزر با جیوه در استان مازندران با استفاده از GIS و زمین‌آمار، محیط‌زیست طبیعی، سال ۶۴، شماره ۲، ص ۱۶۹ تا ۱۸۳.
- زارع‌چاهوکی، م.ع. ۱۳۹۰. آنالیز آماری در منابع طبیعی با استفاده از نرم‌افزار SPSS، انتشارات جهاد دانشگاهی تهران، ص ۳۱۰.
- زهزاد، ب. ۱۳۷۶. شناسنامه منطقه حفاظت‌شده حرا (ذخیره‌گاه زیست‌کره)، سازمان حفاظت محیط‌زیست، اداره کل محیط‌زیست استان هرمزگان، ص ۷۰.
- کرباسی، ع.، بیاتی، آ.، نبی بیدهندی، غ. ۱۳۸۵. بررسی شدت آلودگی عناصر سنگین در رسوبات رودخانه شفاورد، محیط‌شناسی، سال ۳۹، شماره ۲، ص ۴۱ تا ۴۸.
- محمدی، ج. ۱۳۸۵. پدومتری، جلد دوم، انتشارات پلک، ص ۴۵۱.
- وهاب‌زاده، ع. ۱۳۷۲. مبانی محیط‌زیست، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، ص ۱۳۵.
- Abaychi, J. K., & Douabul, A. A. 1986. Trace element geochemical associations in the Arabian Gulf. Marine pollution bulletin, 17(8), 353-356 pp.
- Abdollahi, S., Raoufi, Z., Faghiri, I., Savari, A., Nikpour, Y., & Mansouri, A. 2013. Contamination levels and spatial distributions of heavy metals and PAHs in surface sediment of Imam Khomeini Port, Persian Gulf, Iran. Marine pollution bulletin. 71(1-2), 336-345 pp.
- Bieñ, J. D., Ter Meer, J., Rulkens, W. H., & Rijnaarts, H. H. M. 2005. A GIS-based approach for the long-term prediction of human health risks at contaminated sites. Environmental Modeling & Assessment. 9(4), 221-226 pp.
- Bernard, D., Pascaline, H., & Jeremie, J. J. 1996. Distribution and origin of hydrocarbons in sediments from lagoons with fringing mangrove communities. Marine Pollution Bulletin, 32(10). 734-739 pp.
- de Mora, S., Fowler, S. W., Wyse, E., & Azemard, S. 2004. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. Marine Pollution Bulletin. 49(5), 410-424n pp.
- Ebrahimi-Sirizi, Z., & Riyahi-Bakhtiyari, A. 2012. Petroleum pollution in mangrove forests sediments from Qeshm Island and Khamir Port—Persian Gulf, Iran. Environmental Monitoring and Assessment. 1-14 pp.
- Gu, Y. G., Wang, Z. H., Lu, S. H., Jiang, S. J., Mu, D. H., & Shu, Y. H. 2012. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China. Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987). 163, 248 pp.
- Hooker, P. J., & Nathanail, C. P. 2006. Risk-based characterisation of lead in urban soils. Chemical Geology. 226(3), 340-351 pp.
- Isaaks, E. H., & Srivastava, R. M. 1989. Applied Geostatistics (pp. xix-561). Oxford University Press.
- Kazemi, A., Bakhtiari, A. R., Kheirabadi, N., Barani, H., & Haidari, B. 2012. Distribution patterns of metals contamination in sediments based on type regional development on the intertidal coastal zones of the Persian Gulf, Iran. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 88(1), 100-103 pp.
- Kazemi, S. M., & Hosseini, S. M. 2011. Comparison of spatial interpolation methods for estimating heavy metals in sediments of Caspian Sea. Expert Systems with Applications, 38(3). 1632-1649 pp.
- Long, E. R., Robertson, A., Wolfe, D. A., Hameedi, J., & Sloane, G. M. 1996. Estimates of the spatial extent of sediment toxicity in major US estuaries. Environmental Science & Technology, 30(12). 3585-3592 pp.
- Liu, W. X., Li, X. D., Shen, Z. G., Wang, D. C., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. 2003. Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. Environmental Pollution. 121(3), 377-388 pp.
- Maggi, C., Berducci, M. T., Bianchi, J., Giani, M., & Campanella, L. 2009. Methylmercury determination in marine sediment and organisms by Direct Mercury Analyser. Analytica Chimica Acta. 641(1), 32-36 pp.
- Matějčiček, L., Engst, P., & Jaňour, Z. 2006. A GIS-based approach to spatio-temporal analysis of environmental pollution in urban areas: A case study of Prague's environment extended by LIDAR data. Ecological Modelling. 199(3), 261-277 pp.
- Malferrari, D., Brigatti, M. F., Laurora, A., & Pini, S. 2009. Heavy metals in sediments from canals for water supplying and drainage: mobilization and control strategies. Journal of Hazardous Materials, 161(2). 723-729 pp.

- Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G & Somerfield, P. J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*.89(2), 155-185 pp.
- Niu, H., Deng, W., Wu, Q., & Chen, X. 2009. Potential toxic risk of heavy metals from sediment of the Pearl River in South China. *Journal of Environmental Sciences*.21(8), 1053-1058 pp.
- Rippey, B., Rose, N., Yang, H., Harrad, S., Robson, M., & Travers, S. 2008. An assessment of toxicity in profundal lake sediment due to deposition of heavy metals and persistent organic pollutants from the atmosphere. *Environment International*, 34(3), 345-356 pp.
- Rubio, B., Pye, K., Rae, J. E., & Reay, D. 2001. Sedimentological characteristics, heavy metal distribution and magnetic properties in subtidal sediments, Ria de Pontevedra, NW Spain. *Sedimentology*, 48(6).1277-1296 pp.
- Sheppard, C. R. 1993. Physical environment of the Gulf relevant to marine pollution: an overview. *Marine Pollution Bulletin*.27, 3-8 pp.
- Shirnesan, Gh., RiyahiBakhtiari, A., Seyfabadi, S.J., & Mortazavi, S. 2013. Significant Correlation of Cd, Cu, Pb and Zn in Sediments and Oysters (*Saccostrea cucullata*) collected from the Qeshm Island – Persian Gulf, Iran: Environmental Geochemistry and Biomonitoring Agent. *Chemical Speciation and Bioavailability*. (In Press).
- Sin, S. N., Chua, H., Lo, W., & Ng, L. M. 2001. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environment International*.26(5), 297-301 pp.
- Tam, N. F. Y., & Wong, Y. S. 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*.110(2), 195-205 pp.
- Tanner, P. A., Leong, L. S., & Pan, S. M. 2000. Contamination of heavy metals in marine sediment cores from Victoria Harbour, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 40(9), 769-779 pp.
- Taylor, S. R., & McLennan, S. M. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics*, 33(2), 241-265 pp.
- Wackernagel, H. 2002. *Multivariate geostatistics*. Springer Verlag.
- Wafar, S., Untawale, A. G., & Wafar, M. 1997. Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.44(1), 111-124 pp.
- Wang, S., Jia, Y., Wang, S., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., & Liu, B. 2010. Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *Journal of Environmental Science*.22(1), 23-31 pp.
- Webster, R., & Oliver, M. A. 2007. *Geostatistics for environmental scientists*. Wiley.
- Yap, C. K., Ismail, A., Tan, S. G., & Omar, H. 2002. Concentrations of Cu and Pb in the offshore and intertidal sediments of the west coast of Peninsular Malaysia. *Environment International*.28(6), 467-479 pp.
- Zamani-Ahmadmahooodi, R., Esmaili-Sari, A., Mohammedi, J., Bakhtiari, A. R., & Savabieasfahani, M. 2013. Spatial distribution of cadmium and lead in the sediments of the western Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). *Marine pollution bulletin*, 74(1), 464-470 pp.
- Zhou, F., Guo, H., & Hao, Z. 2007. Spatial distribution of heavy metals in Hong Kong's marine sediments and their human impacts: a GIS-based chemometric approach. *Marine Pollution Bulletin*.54(9), 1372-1384 pp.