

ارزیابی خطر بوم‌شناختی عناصر سمی در خاک سطحی برای برخی از گروه‌های جانوری (مطالعه موردی: استان گلستان)

روح‌اله میرزایی^{۱*}، هادی قربانی^۲، ناصر حافظی مقدس^۳، ندا روان‌خواه^۴

۱ و ۴. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان

۲. گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود

۳. گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۱/۱۶ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۵/۲۵)

چکیده

روش‌های ارزیابی خطر بوم‌شناختی متعددی طی دهه‌های گذشته در سراسر جهان به‌منظور ارزیابی آثار آلاینده‌ها بر پذیرنده‌های مختلف مانند گونه‌های مختلف حیات وحش توسعه یافته‌اند اما تا کنون چنین روش‌هایی به‌ندرت برای تعیین خطرهای بالقوه بوم‌شناختی در ایران استفاده شده‌اند. بنابراین، در این مطالعه یکی از این روش‌ها (Eco-SSLs) به‌منظور تعیین خطر بوم‌شناختی برای گروه‌های مختلف حیات وحش استفاده می‌شود. به همین منظور ۲۱۶ نمونه خاک سطحی (عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر) از سطح استان گلستان در شمال ایران با توجه به نقشه‌های خاک‌شناسی، زمین‌شناسی، کاربری اراضی، و نیز توزیع منابع آلاینده شامل موقعیت معادن، صنایع، شبکه جاده‌های اصلی، محل‌های دفن زباله، زمین‌های کشاورزی جمع‌آوری شد و برای تعیین غلظت کل آرسنیک، کادمیوم، مس، منگنز و روی هضم شد. کریجینگ معمولی برای تخمین غلظت فلزات استفاده شد. سپس نقشه‌های غلظت عناصر به‌منظور تهیه نقشه خطر بوم‌شناختی فلزات سنگین براساس روش Eco-SSLs سازمان حفاظت از محیط زیست آمریکا به‌منظور ارزیابی خطرهای بوم‌شناختی این فلزات برای گیاهان، بی‌مهرگان و مهره‌داران استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت میانگین آرسنیک، کادمیوم، مس، منگنز و روی در خاک گلستان به‌ترتیب عبارت‌اند از: ۹/۱، ۰/۱۲، ۲۴/۴۲، ۷۰۰/۳۱ و ۸۲/۰۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است، که بیشتر از غلظت‌های پایه در استان هستند و میانگین غلظت‌ها کمتر از سطوح بالقوه اثرگذارند. در میان عناصر، منگنز و روی خطر بوم‌شناختی بیشتری نسبت به سایر عناصر داشتند. ارزیابی خطر بوم‌شناختی نشان داد که استان گلستان خطر بوم‌شناختی جدی ندارد. اگرچه نقشه‌های خطر مبتنی بر روش Eco-SSLs نشان داد که حیات وحش ممکن است تا حدودی در خطر باشند، کارایی روش Eco-SSLs مورد تردید است و اگرچه این روش استاندارد علمی خوبی دارد، به نظر می‌رسد قبل از استفاده در ایران به اصلاح نیاز دارد.

کلیدواژگان: ارزیابی خطر بوم‌شناختی، استان گلستان، بوم‌سم‌شناسی، عناصر سمی.

۱. مقدمه

انسان‌ها معمولاً بوم‌سازگان‌ها را دستخوش تغییرات می‌کنند و از این طریق آثار مضر بر فون و فلور و در نهایت سلامت بوم‌سازگان وارد می‌کنند. یکی از این آثار مضر ناشی از ورود آلاینده‌های مختلف مانند فلزات سنگین به محیط است. اثر فلزات سنگین بر جانوران به عواملی مانند خواص فیزیکوشیمیایی آلاینده، شدت مواجهه، مدت زمان، قابلیت دسترسی زیستی و ویژگی‌های گونه‌ها بستگی دارد. بنابراین، براساس شدت مسمومیت، ناتوانی در زادآوری، مرگ‌ومیر زیاد جنین، جهش، ناهنجاری در فرزندان و رفتارهای زادآوری از مهم‌ترین پیامدهای مسمومیت با فلزات سنگین در جانوران است. به‌طور مثال جانوران بر اثر مسمومیت کادمیوم دچار فقر آهن خون، بیماری کبدی و آسیب‌های مغزی-عصبی می‌شوند. همچنین استنشاق کادمیوم سبب آسیب به کلیه‌ها می‌شود و سیستم دفاعی بدن را در موش‌های خانگی و صحرایی تغییر می‌دهد و با آثاری بر تولید مثل همراه است (Esmaili-Sari, 2003). از این‌رو مطالعاتی بر توسعه ارزیابی خطر بوم‌شناختی (ERA) این آلاینده‌ها تمرکز کرده‌اند. ارزیابی خطر بوم‌شناختی، مجموعه‌ای از روش‌های علمی است که برای تعیین و برآورد آثار نامطلوب بر گیاهان، حیوانات و یا محیط زیست یک منطقه توسط عوامل مختل‌کننده و دفعات قرارگرفتن در معرض این عوامل به کار گرفته می‌شود. ارزیابی خطر بوم‌شناختی با استفاده از روش‌های تجزیه و تحلیل به ادغام جنبه‌های بوم‌شناختی، شیمی محیط زیست، سم‌شناسی محیط زیست و دیگر علوم زمین به‌منظور برآورد احتمال وقوع آثار بوم‌شناختی نامطلوب می‌پردازد (Brix et al., 2010).

به‌طور کلی، می‌توان تمام مطالعات صورت‌گرفته در زمینه ارزیابی خطر بوم‌شناختی به‌ویژه عناصر کمیاب در خاک و رسوب را به دو گروه کلی تقسیم کرد: الف) مطالعاتی که تنها مبتنی بر بخش خطر و غلظت آلاینده هستند. در این

روش‌ها معمولاً از غلظت‌هایی از فلزات به‌منزله غلظت پایه یا رفرنس استفاده می‌شود و غلظت‌های به‌دست‌آمده با آن‌ها سنجیده می‌شود و میزان خطر برآورد می‌شود. در این روش‌ها خطر به‌صورت کلی و برای تمام فون و فلور، بوم‌سازگان یا محیط زیست تعریف می‌شود. در این ارتباط تا کنون شاخص‌های گوناگونی معرفی شده است که می‌توان به شاخص‌های ضریب آلودگی^۱ (CF)، شاخص بار آلودگی^۲ (PLI)، شاخص زمین انباشتگی^۳ (Igeo) و عامل غنی‌سازی^۴ (EF) اشاره کرد (Yuan et al., 2014؛ ب) مطالعاتی که سعی دارند به مفهوم واقعی خطر بوم‌شناختی نزدیک شوند. چنین مطالعاتی معمولاً هم غلظت آلاینده‌ها را مشخص می‌کنند هم گونه‌های هدف را تعیین می‌کنند و هم مواجهه آن‌ها را با آلاینده‌ها مشخص می‌کنند و با ترکیب آن‌ها ارزیابی خطر بوم‌شناختی را انجام می‌دهند. چنین مطالعاتی اگرچه روزبه‌روز در حال توسعه هستند، از یک مشکل بزرگ یعنی نیاز اطلاعاتی زیاد رنج می‌برند. از مهم‌ترین مطالعاتی که در این گروه قرار می‌گیرند می‌توان به مطالعات Chow و همکاران (2005) و Scott و همکاران (2010) اشاره کرد.

گروه سوم را نیز می‌توان تعریف کرد که سعی در دستیابی به اهداف گروه دوم با شرط داشتن جامعیت گروه اول دارند. از این مطالعات نیز می‌توان به خطر نسبی بوم‌شناختی^۵ (EcoRR) اشاره کرد که یک روش کمی در چارچوب استاندارد ارزیابی خطر است اما عواملی مانند تنوع زیستی بوم‌سازگان‌ها، غلظت یک ماده، ماندگاری آن، تجمع‌پذیری و احتمال قرارگرفتن در معرض چندین محیط (آب، رسوب، خاک، پوشش گیاهی، هوا) را در نظر می‌گیرد (Sanchez-Bayo et al., 2002). رویکرد دیگر، روشی است که توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا در حال

1. Contamination Factor
2. Pollution Load Index
3. Geopaccumulation index
4. Enrichment Factor
5. Ecological Relative Risk

درجه و ۵۰ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۱۸ دقیقه طول شرقی واقع شده است. این استان به سه بخش جلگه‌ای، کوهپایه‌ای و کوهستانی تقسیم شده است و تنوع آب و هوایی خشک و نیمه‌خشک، معتدل و کوهستانی دارد. میانگین بارندگی سالانه استان ۴۵۰ میلی‌متر است که این میزان در نواحی شمالی آن، به کمتر از ۲۰۰ میلی‌متر هم می‌رسد. میانگین تبخیر سالانه در نواحی جنوبی و ارتفاعات ۸۰۰ میلی‌متر و در نواحی شمالی تا ۲ هزار میلی‌متر نیز می‌رسد (Mirzaei *et al.*, 2013). تنوع آب و هوایی، تشکیلات زمین‌شناسی و پوشش گیاهی، موجب پیدایش شکل‌های مختلف اراضی در منطقه مورد مطالعه شده است. با توجه به استانداردها و دستورالعمل‌های موجود در کشور، کلیه منابع اراضی منطقه مطالعه‌شده از نظر شکل ظاهری و فیزیوگرافی به تیپ‌های اصلی تپه‌ها، فلات‌ها و تراس‌های فوقانی، دشت‌های دامنه‌ای، دشت‌های آبرفتی رودخانه‌ای و اراضی پست تقسیم‌بندی می‌شود. از نظر خاک‌شناسی، چهار رده خاک‌های انتی‌سول، اینسپتی سول، اریدی سول و مولی سل در استان شناسایی شده است. بافت خاک در مناطق مختلف استان متفاوت است و محدوده گسترده‌ای از انواع بافت‌ها را در بر می‌گیرد؛ اما می‌توان گفت که بافت غالب در منطقه کلی، کلی لوم و سیلتی کلی لوم است. مقادیر pH خاک منطقه مطالعه‌شده در محدوده خنثی، کم‌قلیایی و نسبتاً قلیایی است؛ در نتیجه تغییرات خیلی شدیدی در ارتباط میزان اسیدیته خاک مشاهده نمی‌شود. EC خاک منطقه، بیانگر محدوده تغییرات گسترده‌ای برای این پارامتر است اما میانگین آن برابر ۷Xs/m است. میانگین مقدار ماده آلی و درصد آهک خاک سطحی استان به ترتیب برابر ۱/۱ درصد و ۱۶/۷ است (Hafezi Moghaddas *et al.*, 2013).

۲.۲. روش

روش نمونه‌برداری و تحلیل آزمایشگاهی برای نمونه‌برداری از سطح استان ابتدا محدوده مطالعه‌شده به شبکه‌های منظم مربع‌شکل با ابعاد

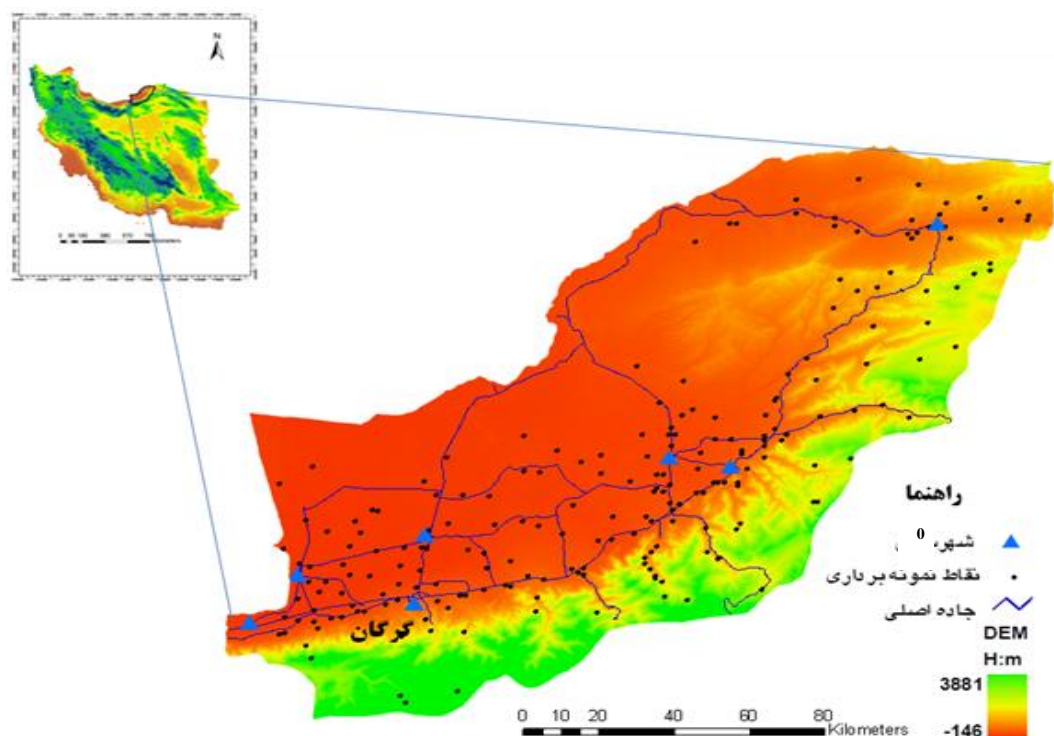
توسعه است و ۱ Eco-SSLs نام دارد. شاخص خطر به‌صورت نسبتی از غلظت کل پیش‌بینی شده از فلزات در خاک تقسیم بر مقدار Eco-SSL به دست می‌آید. مهم‌ترین مزیت این روش، تعریف گروه‌های هدف مانند پرندگان حشره‌خوار به جای گونه‌های مجزای هدف است از این‌رو جامعیت بهتری نسبت به گروه دوم دارد و نسبت به گروه اول تمرکز بیشتری بر بخش بوم‌شناختی یا گونه‌های پذیرنده در ارزیابی خطر بوم‌شناختی کرده است.

در ایران با وجود اهمیت عناصر سنگین در خاک، در بسیاری از استان‌های کشور، مطالعات متعددی از آلودگی فلزات سنگین در خاک انجام شده است اما پژوهش‌های متعددی مبنی بر ارزیابی خطر فلزات سنگین در خاک صورت نگرفته است. بنابراین، فقدان مطالعاتی که بتواند خطر بوم‌شناختی آلودگی خاک را به فلزات سنگین نشان دهد، به چشم می‌خورد. به نظر می‌رسد یکی از روش‌های آسان، استفاده از سایر روش‌های ارزیابی خطر بوم‌شناختی استفاده‌شده در سایر کشورهاست. از این‌رو در این پژوهش ارزیابی خطر بوم‌شناختی مکانی با استفاده از روش Eco-SSLs برای کادمیوم، سرب، نیکل، مس و روی برای گروه‌های گیاهان، بی‌مهرگان خاک، پرندگان حشره‌خوار (مانند قرقاول) و پستانداران کوچک علف‌خوار (مانند ول) و حشره‌خوار (مانند خارپشت) در استان گلستان انجام می‌شود و کارایی آن مورد بحث قرار می‌گیرد.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. منطقه مطالعه‌شده

استان گلستان با مساحتی بالغ بر ۲۰۳۸۷ کیلومترمربع در جنوب شرقی دریای خزر واقع شده است و حدود ۱/۳ درصد از مساحت کل کشور را شامل می‌شود (شکل ۱). این استان بین ۳۶ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۸ دقیقه عرض شمالی و ۵۳



شکل ۱. منطقه مطالعه شده و موقعیت نقاط نمونه برداری

روی آن‌ها انجام شد و به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شدند و بعد غلظت عناصر موجود در نمونه‌های خاک با دستگاه پلاسما جفت‌شده القایی (ICP) اندازه‌گیری شدند. خاک استاندارد SRM 2711 Montana II برای کنترل کیفیت و بررسی صحت اندازه‌گیری مقدار فلزات سنگین کل در نمونه‌ها استفاده شد. هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه‌ها یک نمونه شاهد تهیه و همراه با سایر نمونه‌ها آنالیز شد. درصد بازیابی برای فلزات مختلف بین ۸۱/۶ تا ۹۸/۵ درصد قرار دارد که نشان از صحت خوب روش تجزیه‌ای به کاررفته در این پژوهش دارد.

تحلیل زمین آماری

پارامترهای آمار توصیفی شامل میانگین، واریانس، ماکزیمم، مینیمم، کشیدگی و چولگی غلظت فلزات سنگین کل توسط نرم‌افزار SPSS به دست آمد. نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون کولموگروف

۲/۵ کیلومتر و جمعاً ۱۷۰۰ شبکه تقسیم شد. سپس با توجه به نقشه‌های خاک‌شناسی، زمین‌شناسی، کاربری اراضی، و نیز توزیع منابع آلاینده شامل موقعیت معادن، صنایع، شبکه جاده‌های اصلی، محل‌های دفن زباله، زمین‌های کشاورزی آبی و دیم و غیره شبکه‌های با شرایط یکسان در هم ادغام شد و در نهایت از ۲۳۰ شبکه باقی‌مانده، ۲۱۶ نمونه خاک سطحی از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متر تهیه شد. در شبکه‌هایی که هر سه نوع آلودگی احتمالی وجود دارد ۱۶ نمونه، در شبکه‌های با دو نوع آلودگی احتمالی چهار نمونه، در شبکه‌های با یک نوع آلودگی یک نمونه و در شبکه‌های بدون آلودگی مهم به‌ازای هر چهار شبکه یک نمونه برداشت شده است. در شکل ۱ موقعیت و تعداد نقاط نمونه‌گیری در منطقه مطالعه شده آورده شده است. نمونه‌ها پس از خشک‌شدن در هوای آزاد (هوا خشک)، کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس هضم اسیدی

بوم‌شناختی گوناگون می‌شوند که لازم است مناطق با خطرپذیری بیشتر مشخص شود؛ از این رو میزان خطر در شش طبقه $>0/1$ ، $0/1-0/5$ ، $0/5-1$ ، $1-2$ ، $2-5$ و <5 تعریف شد و براساس آن، نقشه خطر بوم‌شناختی هر عنصر برای هر گروه جانوری طبقه‌بندی شد. مقادیر پیشنهادی Eco-SSLs برای عناصر مورد نظر در جدول ۱ آورده شده است.

۳. نتایج

خلاصه‌ای از آمار توصیفی مربوط به غلظت فلزات سنگین مورد نظر در جدول ۲ ارائه شده است. همان طور که در جدول مشخص است میانگین غلظت کل کادمیوم، آرسنیک، مس، روی و منگنز در منطقه مطالعه شده، به ترتیب: $0/12$ ، $9/1$ ، $24/42$ ، $82/08$ و $70/31$ میلی‌گرم در کیلوگرم است و دامنه تغییرات آن‌ها هم به ترتیب عبارت از $0/35$ ، $13/47$ ، $6/11$ ، $392/4$ و 3130 است. ضریب تغییرات غلظت کادمیوم، آرسنیک، کروم و مس در منطقه به ترتیب 58 ، $24/3$ ، $34/6$ ، $37/6$ و $37/3$ درصد است که نشان از تغییرپذیری متوسط غلظت کل فلزات یادشده در منطقه دارد. ضریب تغییرات کمتر از 10 درصد نشان از تغییرپذیری کم و ضریب تغییرات بیشتر از 90 درصد نشان از تغییرپذیری زیاد دارد (Zhang et al., 2007).

اسمیرنوف بررسی شد. الگوی مکانی غلظت هر کدام از عناصر در خاک از طریق درون‌یابی تهیه شد. به این صورت که ابتدا ناهمسان‌گردی داده‌ها توسط نیم تغییرنمای سطحی بررسی شد و سپس برای بررسی توزیع مکانی غلظت کل فلزات مد نظر، از روش کریجینگ معمولی و چهار مدل برازش خطی، دایره‌ای، نمایی و گوسی استفاده شد. ارزیابی متقابل و متغیر مجموع مربع‌های باقی‌مانده (RSS)، ضریب همبستگی بین مقادیر محاسبه‌شده و مشاهده‌ای (r^2) برای ارزیابی کارایی چهار مدل نیم تغییرنمای مختلف و انتخاب بهترین مدل درون‌یابی استفاده شد. تمام این عملیات‌ها در نرم‌افزارهای ArcGIS و GS+ انجام پذیرفت.

ارزیابی خطر بوم‌شناختی

به منظور تعیین الگوی خطر بوم‌شناختی هر کدام از عناصر، حد آستانه‌های پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا و روش Eco-SSLs استفاده شد و با اعمال آن‌ها بر نقشه‌های غلظت عناصر در خاک، الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی هر کدام از عناصر مورد نظر در محیط GIS ایجاد شد. براساس غلظت عناصر مختلف در خاک سطحی و تقسیم آن‌ها بر حد آستانه‌های هر کدام از آن‌ها برای گروه‌های مختلف جانوری، نقشه خطر بوم‌شناختی برای هر گروه به دست می‌آید. بر همین اساس مناطق مختلف منطقه دارای خطر

جدول ۱. مقادیر Eco-SSLs برای کادمیوم، آرسنیک، مس، روی و منگنز برای گروه‌های گیاهان، بی‌مهرگان خاک‌زی، پرندگان علف‌خوار، پرندگان زمینی حشره‌خوار و پستانداران زمینی حشره‌خوار (mg/kg dry weight in soil)

کادمیوم	آرسنیک	مس	روی	منگنز	
۳۲	۱۸	۷۰	۱۶۰	۲۲۰	گیاهان
۱۴۰	-	۸۰	۱۲۰	۴۵۰	بی‌مهرگان خاک‌زی
۲۸	۶۷	۷۶	۹۵۰	۴۳۰۰	پرندگان علف‌خوار
۰/۷۷	۴۳	۲۸	۴۶	۴۳۰۰	پرندگان زمینی حشره‌خوار
۰/۳۶	۴۶	۴۹	۷۹	۴۰۰۰	پستانداران زمینی حشره‌خوار

جدول ۲. مشخصات آماری غلظت کل کادمیوم، آرسنیک، مس، روی و منگنز در خاک سطحی استان گلستان (غلظت برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم)

فلز (n=۲۱۶)	میانگین	میانه	حداکثر	حداقل	دامنه	SD	CV (%)	چولگی	کشیدگی
کادمیوم	۰/۱۲	۰/۱۱	۰/۳۶	۰/۰۱	۰/۳۵	۰/۰۷	۵۸	۰/۶۲	۲/۵۴
آرسنیک	۹/۱	۹/۱۹	۱۵/۵۷	۲/۱	۱۳/۴۷	۲/۲۲	۲۴/۳	-۰/۳۲	۳/۳۵
مس	۲۴/۴۲	۲۲/۸	۷۰/۸	۹/۷	۶۱/۱	۸/۴۵	۳۴/۶	۱/۵۳	۷/۳۴
روی	۸۲/۰۸	۷۸/۳۷	۴۱۷/۴	۲۵	۳۹۲/۴	۳۰/۸۷	۳۷/۶	۴/۸۶	۴۷/۲۹
منگنز	۷۰۰/۳۱	۶۵۰/۵۰	۳۳۰۵	۱۷۵	۳۱۳۰	۲۶۱/۶۳	۳۷/۳	۴/۸۹	۴۱/۶۲

حدود ۰/۰۰۰۹، مدل نمایی با r^2 حدود ۸۷ درصد و RSS حدود ۰/۰۰۰۶، مدل نمایی با r^2 حدود ۸۹ درصد و RSS حدود ۰/۰۰۰۶ و مدل نمایی با r^2 حدود ۹۳ درصد و RSS حدود ۰/۰۰۰۴ است. بین پارامترهای آورده شده نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه $(C_0/(C_0+C))$ می‌تواند ملاکی برای طبقه‌بندی ساختار مکانی غلظت فلزات سنگین باشد. مقدار نسبی > ۲۵ درصد، ۲۵-۷۵ درصد و < ۷۵ درصد به ترتیب نشانه ساختار مکانی قوی، متوسط و ضعیف است (Cambardella et al., 1994). براساس همین طبقه‌بندی و براساس نتایج جدول ۳ مشخص است، غلظت آرسنیک، کادمیوم و مس در خاک دارای ساختار مکانی متوسط و غلظت روی و منگنز دارای ساختار مکانی ضعیف است. براساس بهترین مدل‌های برازش شده، نیم تغییرنماهای مربوط ترسیم و مبنای الگوی مکانی غلظت کل فلزات سنگین مورد نظر و خطر بوم‌شناختی آن‌ها در منطقه مشخص شد.

نرمال بودن داده‌ها به وسیله آزمون کولموگروف اسمیرنوف نشان داد که توزیع مکانی کادمیوم، مس، روی و منگنز از توزیع نرمال برخوردار نیست ($< ۰/۰۵$) (p بدین ترتیب داده‌های غلظت کادمیوم با ریشه دوم و داده‌های غلظت مس، روی و منگنز با لگاریتم نرمال شدند ($p > ۰/۰۵$). محاسبه تغییرنما در جهت‌های مختلف هیچ‌گونه ناهمسان‌گردی هندسی را برای هیچ‌کدام از فلزات نشان نداد؛ در نتیجه تغییرنمای همه‌جهته برای آنالیز استفاده شد.

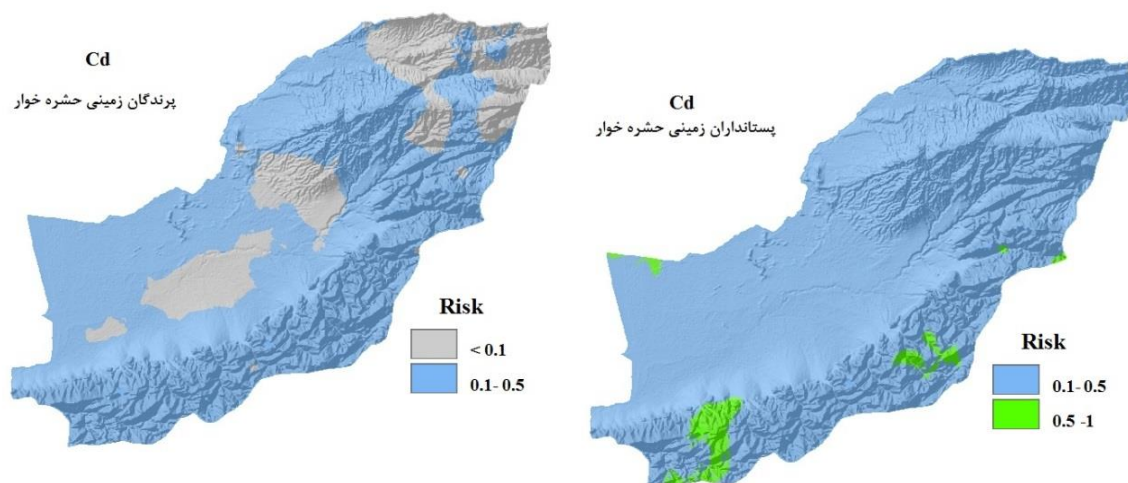
در جدول ۳، نتایج مدل‌های کریجینگ معمولی برازش شده به داده‌های مطالعه شده برای برآورد توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک سطحی استان گلستان آورده شده است. همان‌طور که در جدول مشخص است، بهترین مدلی که قادر به توجیه توزیع مکانی آرسنیک، کادمیوم، مس، روی و منگنز است، به ترتیب مدل نمایی با r^2 حدود ۹۱ درصد و RSS حدود ۰/۰۰۰۲، مدل نمایی با r^2 حدود ۹۱ درصد و RSS

جدول ۳. نتایج مدل‌های کریجینگ معمولی برازش شده به داده‌های مطالعه شده برای برآورد توزیع مکانی عناصر سمی در خاک سطحی استان گلستان

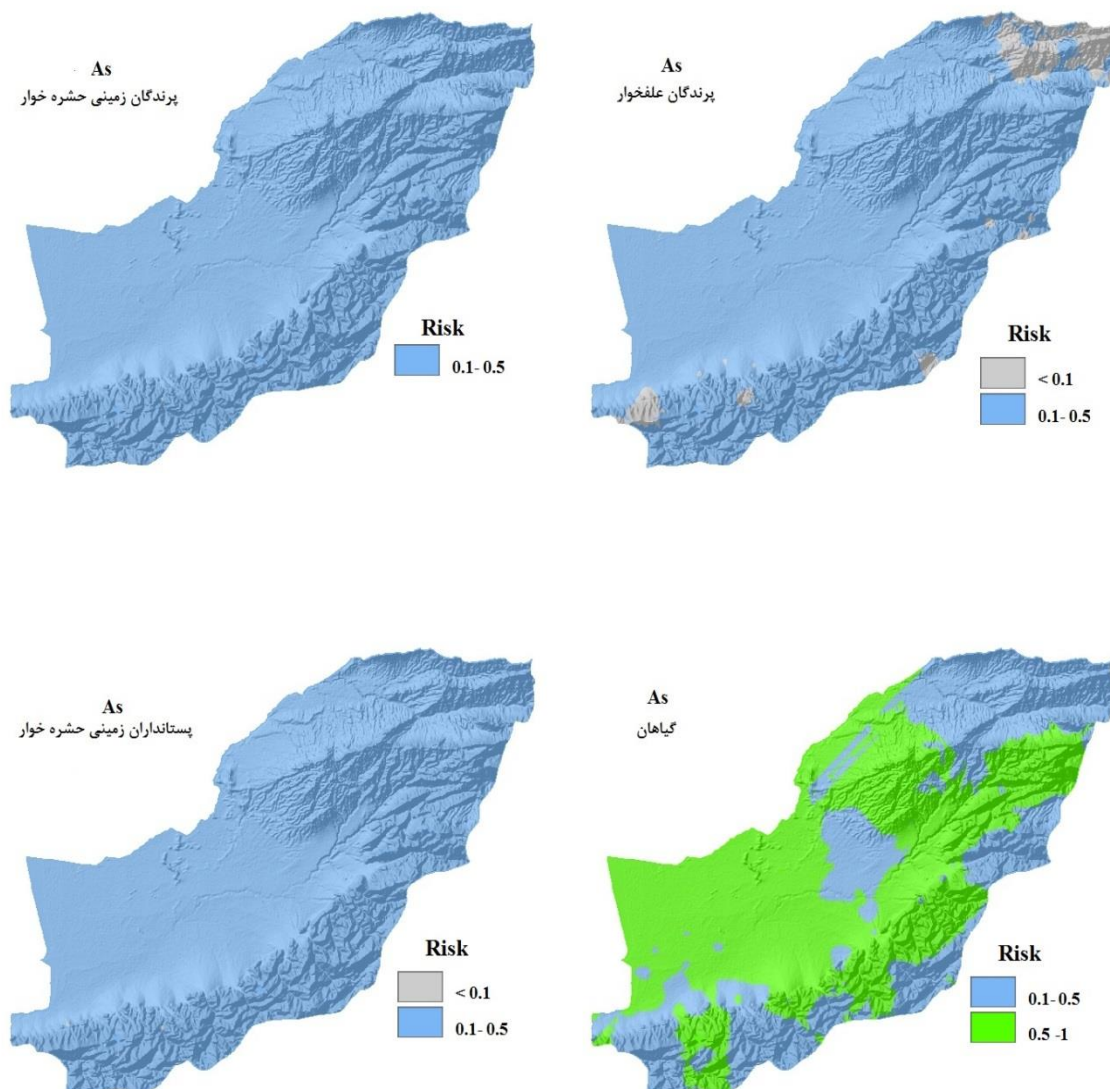
محدوده مؤثر (متر)	RSS	R ²	نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه $(C_0/(C_0+C))$	آستانه (C_0+C)	اثر قطعه‌ای (C_0)	مدل	فلز
۲۳۴۰۰	۰/۰۰۰۲	۰/۹۱	۰/۷۱	۰/۰۷۶	۰/۰۲۱	نمایی	آرسنیک
۲۳۰۰۰	۰/۰۰۰۹	۰/۹۱	۰/۵۰	۰/۸۳۷	۰/۴۱۸	نمایی	کادمیوم
۳۴۵۰۰	۰/۰۰۰۶	۰/۸۷	۰/۶۵	۰/۰۹۶	۰/۰۳۳	نمایی	مس
۲۹۱۰۰	۰/۰۰۰۶	۰/۸۹	۰/۷۹	۰/۰۹۹	۰/۰۲۰	نمایی	روی
۲۷۶۰۰	۰/۰۰۰۴	۰/۹۳	۰/۹۵	۰/۰۸۵	۰/۰۰۳	نمایی	منگنز

استان در طبقه ۴ قرار گرفته است. خطر بوم‌شناختی روی برای گروه‌های پرندگان علفخوار و گیاهان در طبقات ۱-۳ قرار گرفتند. در مورد پرندگان زمینی حشره‌خوار بخش عمده‌ای از منطقه و بخش‌های کوچکی از جنوب غربی و شمال منطقه به ترتیب در طبقات ۴ و ۵ قرار گرفتند. برای پستانداران زمینی حشره‌خوار حدود دوسوم منطقه و برای بی‌مهرگان خاک‌زی بخش خیلی کوچکی در جنوب استان در طبقه ۴ خطر بوم‌شناختی روی قرار گرفتند. برای پرندگان و پستانداران زمینی حشره‌خوار تمام منطقه در طبقه ۲ دو خطر بوم‌شناختی منگنز قرار گرفتند. برای بی‌مهرگان خاک‌زی بیشتر منطقه و بخش بسیار کوچکی در جنوب غربی استان به ترتیب در طبقات ۴ و ۵ خطر بوم‌شناختی منگنز قرار گرفته‌اند. در مورد گیاهان تقریباً تمام منطقه در طبقه ۵ خطر بوم‌شناختی منگنز قرار دارند و لکه‌های کوچکی نیز در طبقه ۶ قرار دارند. بنابراین، در کل برای گروه گیاهان در ارتباط با منگنز، بیشترین خطر بوم‌شناختی در منطقه شناسایی شده است که تقریباً تمام استان را نیز در بر گرفته است.

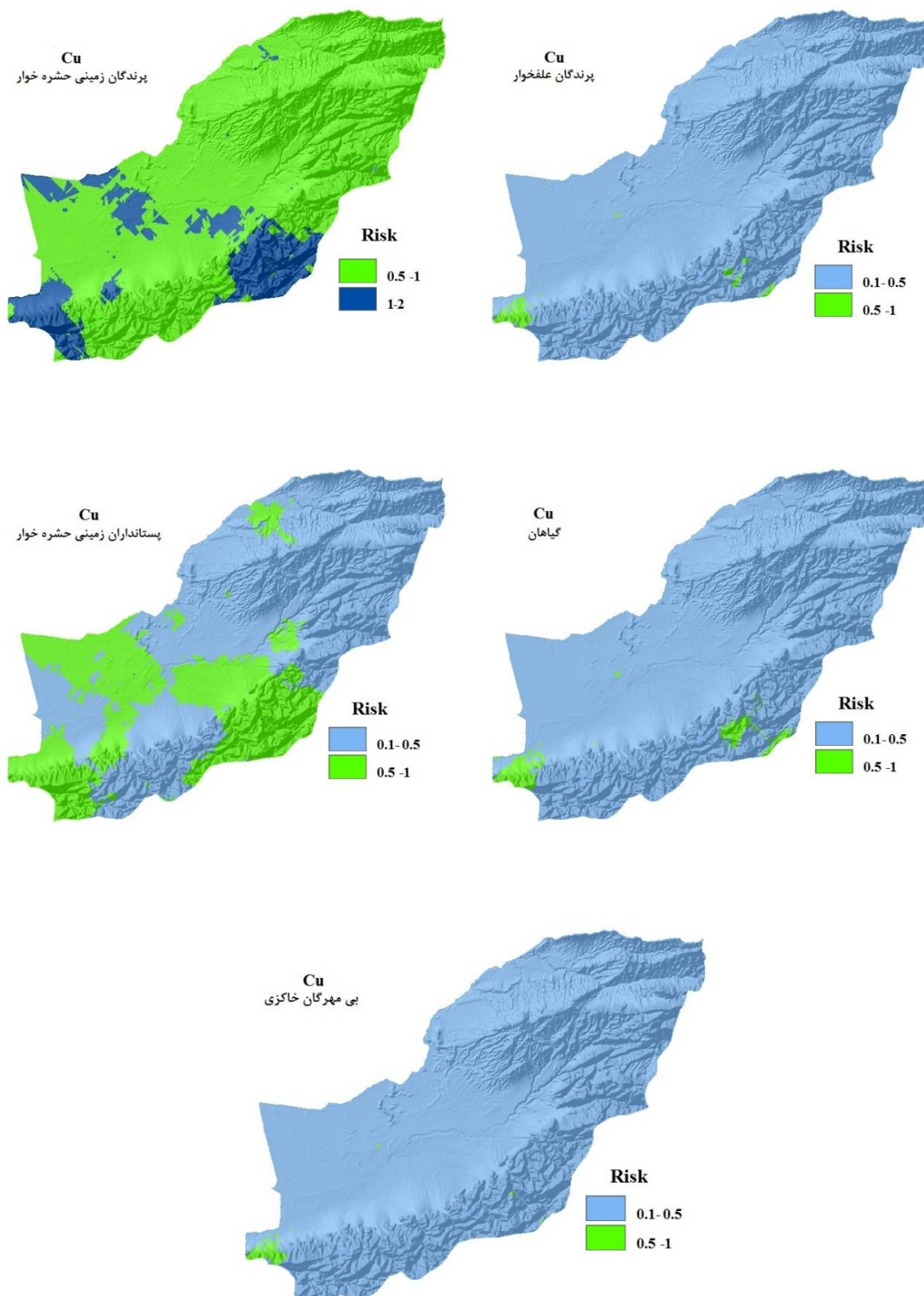
در شکل‌های ۲-۶، نقشه خطر بوم‌شناختی عناصر مورد نظر برای گروه‌های جانوری مختلف آورده شده است. به دلیل وجود مقادیر Eco-SSLs گوناگون برای انواع گروه‌های جانوری، امکان ایجاد نقشه خطر بوم‌شناختی برای تمام آن‌ها وجود نداشت. به‌طور مثال نقشه خطر بوم‌شناختی کادمیوم تنها برای دو گروه پستانداران و پرندگان زمینی حشره‌خوار قابل ارائه بود. خطر بوم‌شناختی کادمیوم برای تمام منطقه از ۳ طبقه اول خطر بوم‌شناختی فراتر نرفت اگرچه بخش‌های کوچکی در جنوب استان در مورد پستانداران زمینی حشره‌خوار در طبقه ۳ خطر قرار گرفتند. برای آرسنیک هم وضعیت به همین صورت است و برای تمام گروه‌های مورد نظر، خطر بوم‌شناختی فراتر از طبقه ۳ نیست و تنها بخش عمده‌ای از منطقه در مورد گیاهان در طبقه ۳ قرار گرفته است. برای پرندگان علف‌خوار، گیاهان، بی‌مهرگان خاک‌زی و پستانداران زمینی حشره‌خوار، خطر بوم‌شناختی مس در طبقه‌های ۱-۳ قرار گرفته است؛ اما در مورد پرندگان زمینی حشره‌خوار، بخش‌هایی از جنوب، غرب و شمال غربی



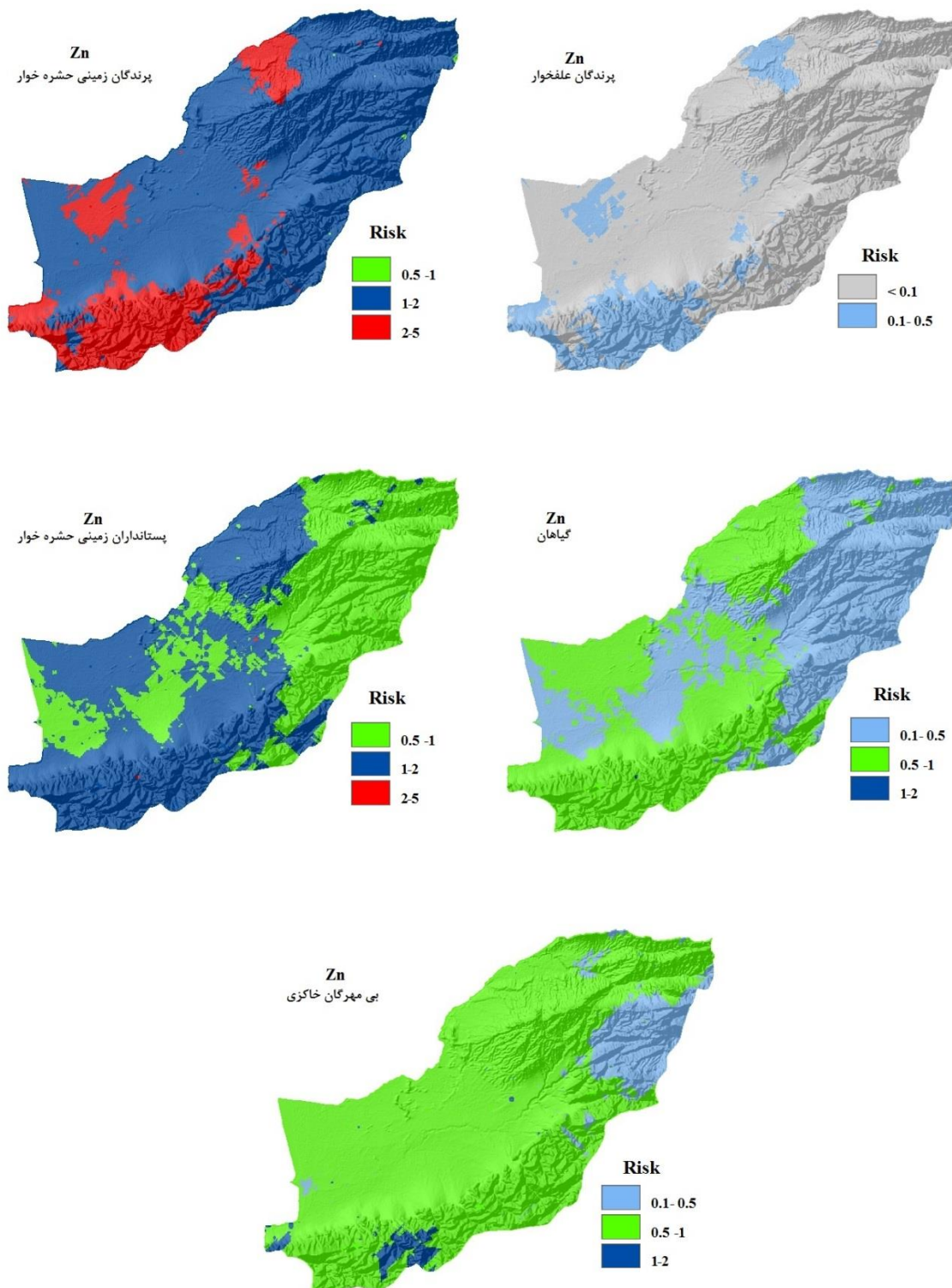
شکل ۲. نقشه‌های خطر بوم‌شناختی کادمیوم براساس سطوح غربالگری بوم‌شناختی خاک (Eco-SSLs) برای پرندگان زمینی حشره‌خوار و پستانداران زمینی حشره‌خوار



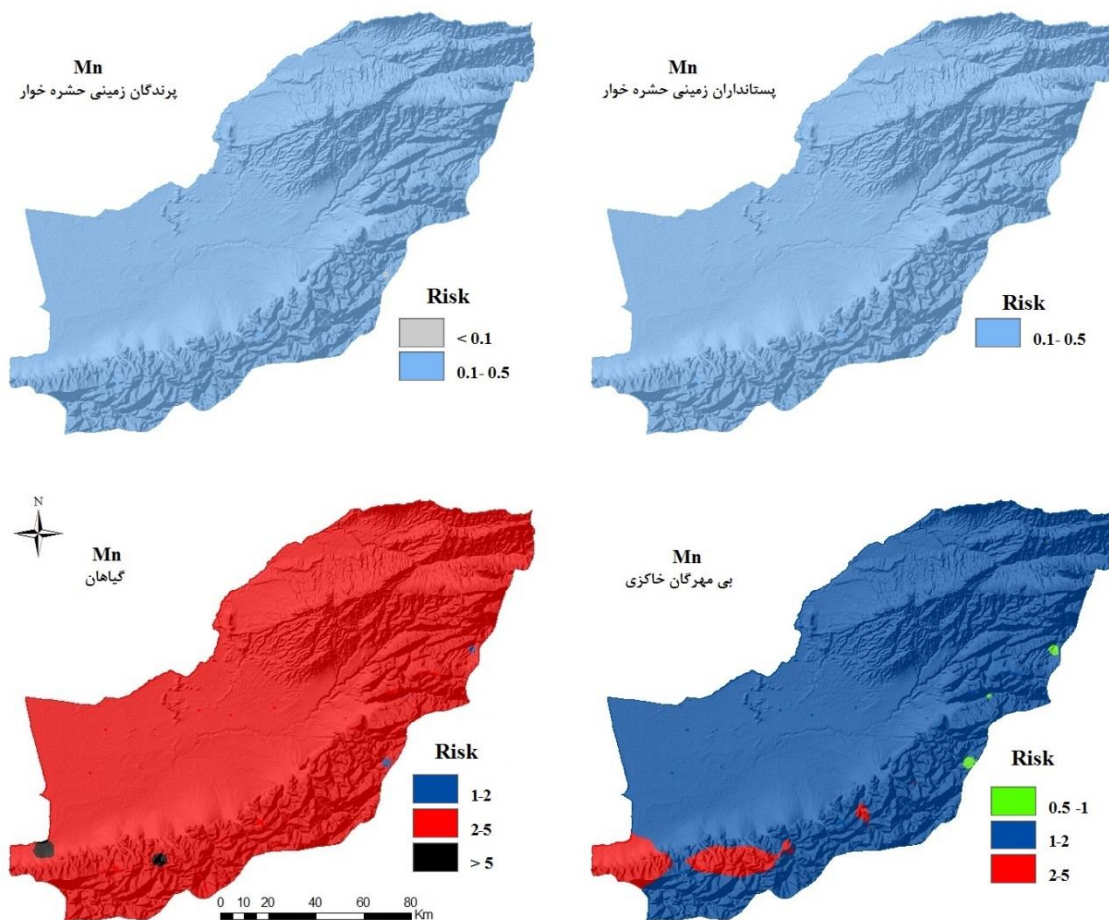
شکل ۳. نقشه‌های خطر بوم‌شناختی آرسنیک بر اساس سطوح غربالگری بوم‌شناختی خاک (Eco-SSLs) برای گیاهان، بی‌مهرگان خاک‌زی، پرندگان علف‌خوار، پرندگان زمینی حشره‌خوار و پستانداران زمینی حشره‌خوار



شکل ۴. نقشه‌های خطر بوم‌شناختی مس براساس سطوح غربالگری بوم‌شناختی خاک (Eco-SSLs) برای گیاهان، بی‌مهرگان خاک‌زی، پرندگان علف‌خوار، پرندگان زمینی حشره‌خوار و پستانداران زمینی حشره‌خوار



شکل ۵. نقشه‌های خطر بوم‌شناختی روی براساس سطوح غربالگری بوم‌شناختی خاک (Eco-SSLs) برای گیاهان، بی‌مهرگان خاک‌زی، پرندگان علف‌خوار، پرندگان زمین حشره‌خوار و پستانداران زمین حشره‌خوار



شکل ۶. نقشه‌های خطر بوم‌شناختی منگنز براساس سطوح غربالگری بوم‌شناختی خاک (Eco-SSLs) برای گیاهان، بی‌مه‌رگان خاک‌زی، پرنندگان زمینی حشره‌خوار و پستانداران زمینی حشره‌خوار

۴. بحث و نتیجه‌گیری

به‌هرحال مقادیر Eco-SSLs منگنز برای گروه‌های اشاره‌شده کمتر از غلظت‌های پایه در خاک منطقه است (۶۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، این موضوع نشان می‌دهد که مقادیر Eco-SSLs برای این گروه‌های غذایی بیش از حد برآورد شده است، اما مقادیر Eco-SSLs برای سایر گروه‌ها بیشتر از غلظت‌های پایه مشخص شده در خاک منطقه است (Mirzaei *et al.*, 2013, 2013; Hafezi Moghaddas *et al.*, 2013). این موضوع نشان می‌دهد که مقادیر Eco-SSLs برای این گروه‌های غذایی تا حد زیادی پذیرفتنی است. در راهنمای استفاده از Eco-SSLs، EPA مشخص کرده است که عامل‌های خاک که بر دسترس‌پذیری زیستی مؤثرند در محاسبه Eco-SSLs در نظر گرفته شده‌اند و این مقادیر پیشنهادی تنها برای خاک‌هایی

براساس مقادیر Eco-SSLs پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA, 2005a-d)، آثار مضر عناصر بر گروه‌های حیات وحش ممکن است در مورد منگنز، روی و مس اتفاق بیفتد. به‌طور کلی، بیشترین خطر ممکن است برای مه‌رهداران حشره‌خوار وجود داشته باشد که این امر هم به‌دلیل وجود آستانه خطر بوم‌شناختی کمتر برای آن‌هاست (جدول ۱). البته به‌طور کلی، میزان خطر برای گروه‌های جانوری در ارتباط با عناصر گوناگون پایین است و تنها برای دو گروه گیاهان و بی‌مه‌رگان خاک‌زی خطر قابل‌توجهی از منگنز و پرنندگان زمینی حشره‌خوار در مورد روی وجود دارد.

Eco-SSLs اشاره کرده است، استفاده از این مقادیر به‌ویژه با توجه به مقادیر سمیت رفرنس برای گروه‌های خاص مورد تردید است (Regan *et al.*, 2002, USEPA, 2005d, Allard *et al.*, 2009, Buekers *et al.*, 2009). از سوی دیگر، مطالعاتی هم در مورد پستانداران کوچک نشان دادند که غلظت‌های درونی عناصر کمیاب در جانوران با فاصله از منبع آلاینده کاهش می‌یابد و نشان می‌دهند که سطوح تجمع یافته و بنابراین، آثار سمی مرتبط ممکن است بیشتر مرتبط با غلظت کل باشد تا غلظت قابل دسترس در خاک. به عنوان یک نتیجه‌گیری کلی باید گفت مقادیر Eco-SSL امکان شناسایی دقیق مناطقی را که عناصر کمیاب ممکن است خطری برای حیات وحش باشند حداقل برای منطقه مطالعه شده فراهم نمی‌کند. البته تردید در مورد این روش به معنای تأیید سایر روش‌ها نیست. بسیاری از روش‌های ارزیابی خطر بوم‌شناختی، شاخص خطر را برای تمام گونه‌ها با هم و صرفاً به‌صورت یک مقدار عددی تعیین می‌کنند درحالی‌که گونه‌های مختلف گستره‌خانگی با اندازه‌های گوناگونی دارند؛ علاوه بر این، درون گستره‌خانگی هر گونه‌ای، غلظت آلاینده‌ها تغییر می‌کند و در معرض قرارگیری آلاینده‌ها به رفتار تغذیه‌ای گونه بستگی خواهد داشت (Cormont *et al.*, 2005)؛ بنابراین ایده‌آل آن است که ارزیابی خطر برای هر گونه به‌صورت مجزا انجام شود.

به‌رحال در سال‌های اخیر با ظهور فناوری‌های جدید، نقشه‌سازی خطر بوم‌شناختی برای گونه‌های مختلف حیات وحش توسعه یافته‌اند (Rattner *et al.*, 2008, Mehaffey *et al.*, 2009, Macedo-Sousa *et al.*, 2009, Lahr *et al.*, 2010, Wang *et al.*, 2012). چنین نقشه‌هایی امکان تعیین طبیعت و ساختار مکانی آثار عوامل تنش‌زا را برای دانشمندان و ارزیابان خطر فراهم می‌کند. این نقشه‌ها همچنین ابزار بسیار مفیدی برای معرفی نتایج ارزیابی خطر محیط زیستی به عموم مردم و ذی‌نفعان هستند (Lahr & Kooistra, 2010). ارزیابی خطر سنتی برای مواد سمی اغلب تنها برای هر آلاینده یا تهدید

با محدوده‌های مشخصی از اسیدیته و مواد آلی خاک مناسباند ($4.0 < \text{pH} < 8.5$, OM content $\leq 10\%$) (USEPA, 2005d). براساس همین معیارها، خاک تمام منطقه در محدوده پارامترهای خاک قرار می‌گیرد (Hafezi Moghaddas *et al.*, 2013). بنابراین، با حذف سه نقشه خطر بوم‌شناختی منگنز برای گروه‌های گیاهان و بی‌مهرگان خاک‌زی و خطر روی برای پرندگان زمینی حشره‌خوار، ارزیابی خطر بوم‌شناختی نشان می‌دهد که خطر بوم‌شناختی شایان توجهی برای گروه‌های مورد نظر در منطقه وجود ندارد و تنها مس برای پرندگان حشره‌خوار و روی برای پستانداران حشره‌خوار ممکن است خطر بسیار اندکی به همراه داشته باشد.

روش ارزیابی خطر بوم‌شناختی اشاره‌شده در این پژوهش براساس غلظت کل عناصر است اما مطالعات زیادی اشاره کرده‌اند که آثار زیستی اغلب با کسر قابل دسترس زیستی یک آلاینده در خاک مرتبط‌اند تا غلظت کل آن (ISO, 2008). براساس Eco-SSLs، خطر بوم‌شناختی ممکن است برای پستانداران کوچک حشره‌خوار زیاد و برای علف‌خواران محدود باشد. از یک سو مطالعاتی درباره سطوح پروتئین‌های حاوی فلز یعنی متالوتیونین‌ها در پستانداران کوچک نشان دادند که به‌طور مثال خارپشت‌ها سطوح بالایی از متالوتیونین‌ها را در ارتباط با تجمع فلزات نشان دادند که این نشان‌دهنده این است که توانایی حفظ خود در مقابل صدمات فلزات را دارند درحالی‌که افزایش متالوتیونین‌ها با تجمع فلز در جوندگان بسیار آرام است یا اصلاً اتفاق نمی‌افتد (Fritsch *et al.*, 2010). به‌علاوه، مشخص شده است خارپشت‌ها نسبت به جوندگان کمتر نسبت به تنش‌های حاصل از فلزات در محیط‌های طبیعی آلوده، حساس‌اند (Shore & Rattner, 2001). به‌رحال این یافته‌ها درباره جوندگان و خارپشت‌ها در مورد در معرض قرار گرفتن با تنش‌های محیطی مطابق با ارزیابی خطر براساس روش Eco-SSLs نیست. به‌رحال همان‌طور که EPA آمریکا بر برخی محدودیت‌های استفاده از

چون گونه‌های مختلف گستره‌خانگی با اندازه‌های گوناگونی دارند؛ علاوه بر این، درون گستره‌خانگی هر گونه‌ای، غلظت آلاینده‌ها تغییر می‌کند و در معرض قرارگیری آلاینده‌ها به رفتار تغذیه‌ای گونه بستگی خواهد داشت (Cormont *et al.*, 2005)؛ (ج) سم‌شناسی حیات وحش، یعنی مطالعه آثار آلاینده‌های محیط زیستی بر تولید مثل، سلامت و رفاه و آرامش گونه‌ها به‌صورت سنتی متکی بر مطالعات انجام‌شده در آزمایشگاه است، (د) نتایج تمام روش‌های درون‌یابی خطا دارد. بنابراین، نبود قطعیت در پهنه‌بندی آلودگی خاک به فلزات سنگین و نقشه‌سازی خطر بوم‌شناختی در استان گلستان اساساً در این مناطق واقع شده است: الف) لکه داغی که در آن تعداد کمی از نمونه‌های مجزای با غلظت زیاد آلودگی توسط نمونه‌های با غلظت کمتر احاطه شده باشد، ب) لکه سردی که در آن نمونه‌های کمتر آلوده‌شده با نمونه‌های تقریباً با آلودگی زیاد احاطه‌شده باشند و ج) مرز مناطق آلوده یا بررسی‌شده (Xie *et al.*, 2011)؛ و ه) اصولاً وقتی بحث از خطر بوم‌شناختی می‌شود از یک سو به معنای نابودی سریع گونه‌ها نیست بلکه مبتنی بر مفهوم ریسک است، یعنی احتمال وقوع خطر وجود دارد و به معنای وقوع آن نیست. از سوی دیگر در ارزیابی خطر بوم‌شناختی نوع خطر مشخص نمی‌شود و بیشتر پیامدهای مدنظر ناشی از آلاینده‌ها برای گونه‌های حیات وحش، آثار طولانی‌مدت و مزمن و اثر آن‌ها در زنجیره غذایی مطرح است.

تقدیر و تشکر

این مطالعه بخشی از طرح مطالعاتی «تهیه اطلس آلودگی خاک استان گلستان» است که بدین‌وسیله از دفتر بررسی آلودگی آب و خاک سازمان حفاظت محیط زیست کشور که حمایت مالی این پژوهش را فراهم ساختند، تشکر و قدردانی می‌شود.

انجام می‌شود. به همین دلیل بسیاری از نقشه‌های خطر تنها غلظت یا آثار بالقوه مواد را جداگانه نشان می‌دهد (Lahr & Kooistra, 2010). اما در دنیای واقعی، موجودات زنده به‌ندرت در معرض تنها یک عامل تنش‌زا قرار می‌گیرند. بنابراین، برای ارزیابی خطر واقعی‌تر، لازم است آثار ترکیبی چندین عامل تنش‌زا مانند ترکیب عامل‌های تنش‌زای شیمیایی گوناگون و ترکیب عامل‌های تنش‌زای طبیعی و شیمیایی با یکدیگر در نظر گرفته شود. توسعه اخیر دیگر در ارزیابی خطر بوم‌شناختی، تمرکز بیشتر بر پذیرنده‌های خطر و ویژگی‌های بوم‌شناختی آن‌ها هست. میزان حساسیت و آسیب‌پذیری این پذیرنده‌ها که معمولاً گونه‌های مختلف هستند، براساس ویژگی‌های گوناگونی تعیین می‌شود (Baird & van den Brink, 2007, Baird *et al.*, 2008). به‌طور مثال طی مطالعه‌ای آسیب‌پذیری نسبی بوم‌شناختی گونه‌های حیات وحش نسبت به آلاینده‌های خاک با توجه به ویژگی‌های گوناگونی مانند ویژگی‌های چرخه زندگی، فیزیولوژی، ترجیح غذایی و رفتار پراکنش و مهاجرت مشخص شده است (De Lange *et al.*, 2009).

در این پژوهش سعی شد براساس مفهوم خطر بوم‌شناختی و نوعی روش، نقشه خطر بوم‌شناختی برای گروه‌های مختلف هدف تهیه شود. اما ذکر چند نکته در مورد نقشه‌های تولیدی ضروری است: الف) در بسیاری از موارد، آثار ترکیبی چندین ماده شیمیایی در محیط از اثر مجزای آن‌ها متفاوت خواهد بود که می‌تواند به‌صورت سینرژیسم یا آنتاگونیسم باشد که این مطلب در تهیه نقشه تولیدی در نظر گرفته نشده است؛ ب) ارتباط میان غلظت آلاینده‌های سمّی در خاک و آثار آن‌ها بر حیات وحش شاید آن‌طور که به نظر می‌رسد واضح نباشد. وقتی نقشه رستری خطر تجمعی تهیه می‌شود فرض می‌شود که ارتباط مستقیمی میان غلظت آلاینده در خاک و آثار آن‌ها بر حیات وحش وجود دارد که این فرض همیشه درست نیست

REFERENCES

- Allard, P., Fairbrother, A., Hope, B. K., Hull, R. N., Johnson, M. S., Kapustka, L. A., Mann, G., MacDonald, B., Sample, B. E., 2009. Recommendations for the development and application of wildlife toxicity reference values. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6, 28-37.
- Baird, D. J., Rubach, M. N., Van den Brink, P. J., 2008. Trait-based ecological risk assessment (TERA): The new frontier. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4, 2-3.
- Baird, D. J., Van den Brink, P. J., 2007. Using biological traits to predict species response to toxic substances. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 296-301
- Brix, K.V., Keithly, J., Santore, R.C., DeForest, D. K., Tobiason, S., 2010. Ecological risk assessment of zinc from storm water runoff to an aquatic ecosystem. *Science of the Total Environment* 408, 1824-1832.
- Buekers, J., Steen Redeker, E., Smolders, E., 2009. Lead toxicity to wildlife: derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *Science of the Total Environment* 407, 3431-3438
- Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Novak, J. M., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Turco, R. F., Konopka, A. E., 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1501-1511.
- Chow, T. E., Karen, F. G., Hodgson, M. E., Wilson, M. D., 2005. Habitat and exposure modeling for ecological risk assessment: A case study for the raccoon on the Savannah River site. *Ecological Modelling* 189, 151-167.
- Cormont, A., Baveco, J. M., Van den Brink, N. M., 2005. Effects of spatial foraging behaviour on risks of contaminants for wildlife. Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BERISP): the development of a spatially explicit risk assessment. Alterra, Wageningen UR, Wageningen, Netherlands, Report no. 1369, 97p.
- De Lange, H. J., Lahr, J., Van der Pol, J. J. C., Wessels, Y., Faber, J. H., 2009. Ecological vulnerability in wildlife. An expert judgment and multi-criteria analysis tool using ecological traits to assess relative impact of pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 2233-2240
- Esmaili-Sari, A., 2003. Pollution, Health and Environmental Standards. Naghshe Mehr Publication, Tehran, 735p (in Persian)
- Fritsch, C., Cosson, R. P., Coeurdassier, M., Raoul, F., Giraudoux, P., Crini, N., de Vaufleury, A., Scheifler, R., 2010. Responses of wild small mammals to a pollution gradient: host factors influence metal and metallothionein levels. *Environmental Pollution* 158, 827-840.
- Hafezi Moghaddas, N., Hajizadeh Namaghi, H., Ghorbani, H., Dahrazma, B., 2013. The effects of agricultural practice and land-use on the distribution and origin of some potentially toxic metals in the soils of Golestan Province, Iran. *Environmental Earth Sciences* 68, 487-497.
- ISO, 2008. Soil quality – requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, ISO 17 402, 35p.
- Lahr, J., Kooistra, L., 2010. Environmental risk mapping. State of the art and communication aspects. *Science of the Total Environment* 408, 3899-3907.
- Lahr, J., Münier, B., De Lange, H. J., Faber, J. F., Sørensen, P. B., 2010. Wildlife vulnerability and risk maps for combined pollutants. *Science of the Total Environment* 408, 3891-3898.
- Macedo-Sousa, J. A., Soares, A. M. V. M., Tarazona, J. V., 2009. A conceptual model for assessing risks in a Mediterranean Natura 2000 Network site. *Science of the Total Environment* 407, 1224-1231.
- Mehaffey, M., Tankersley, R., Miller, J. L., Smith, E., 2009. Evaluating habitat vulnerability to hazardous air pollutants in the southeastern United States. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1), 150-157.
- Mirzaei, R., Esmaili-Sari, A., Ghorbani, H., Hafezi Moghaddas, N., Hemami, M. R., Rezaei, H. R., 2013. Predicting the spatial distribution of Cd, As, Cr and Cu in topsoil of Golestan Province. *Environmental Researches* 4(7), 35-44 (in Persian)

19. Rattner, B. A., Ackerson, B. K., 2008. Potential environmental contaminant risks to avian species at important bird areas in the northeastern United States. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4 (3), 344-357.
20. Regan, H. M., Sample, B. E., Ferson, S., 2002. Comparison of deterministic and probabilistic calculation of ecological soil screening levels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21, 882-890.
21. Sánchez-Bayo, F., Baskaran, S., Kennedy, I. R., 2002. Ecological relative risk (EcoRR): Another approach for risk assessment of pesticides. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91, 37-57.
22. Scott, M., Jamie, G., Suski, C., Salice, J., 2010. Ecological risk of anthropogenic pollutants to reptiles: Evaluating assumptions of sensitivity and exposure. *Environmental Pollution* 158, 3596-3606.
23. Shore, R. F., Rattner, B. A. (Eds.), 2001. *Ecotoxicology of Wild Mammals*. John Wiley & Sons, London, UK. 752p.
24. USEPA, 2005a. Ecological soil screening levels for Cadmium. Washington DC, USA, 236p.
25. USEPA, 2005b. Ecological soil screening levels for Lead. Washington DC, USA, 242p.
26. USEPA, 2005c. Ecological soil screening levels for Zinc. Washington DC, USA, 242p.
27. USEPA, 2005d. Guidance for developing ecological soil screening levels. Washington DC, USA, 85p.
28. Wang, M., Bai, Y., Chen, W., Markert, B., Peng, C., Ouyang, Z., 2012. A GIS technology based potential eco-risk assessment of metals in urban soils in Beijing, China. *Environmental Pollution* 161, 235-242.
29. Xie, Y., Chen, T., Lei, M., Yang, J., Guo, Q., Song, B., Zhou, X., 2011. Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: Accuracy and uncertainty analysis. *Chemosphere* 82, 468-476.
30. Yuan, G., Sun, T., Han, P., Li, J., Lang, X., 2014. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration* 136, 40-47.
31. Zhang, X.Y., Sui, Y.Y., Zhang, X.D., Herbert, K. S. J., 2007. Spatial variability of nutrient properties in black soil of northeast China. *Pedosphere* 17, 19-29.