جغرافیا و پایداری محیط، شمارهٔ ۲۱، زمستان ۱۳۹۵
صص. ۹۰-۸۱

الگوی پراکنش مکانی گونه‌های درختی در جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه (مطالعهٔ موردی: پناهگاه حیات وحش کرخه)

شایسته غلامی* - استادیار جنگلداری، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران

وصول: ۱۳۹۵/۰۶/۲۳ **پذیرش:** ۱۳۹۵/۰۹/۲۷

چکیده

شناخت الگوی مکانی درختان جنگلی در طرّاحی الگوی مدیریتی مناسب برای حفاظت و احیای توده‌های جنگلی نقش مؤثّری دارد. این پژوهش، با هدف تجزیه و تحلیل الگوی پراکنش درختان در پناهگاه حیات وحش کرخه (بخشی از جنگل‌های حاشیهٔ رودخانهٔ کرخه)، بررسی میزان تغییرپذیری و الگوی تغییرات آنها نسبت به فاصله از رودخانه، انجام گرفت. تعداد پایه‌های درختان پده، گز و درختچهٔ سریم در ۱۱۷ قطعه نمونه، روی ترانسکت‌هایی موازی با فاصلهٔ ۵۰۰ متر از یکدیگر و عمود بر رودخانه شمارش شدند. سپس با استفاده از روش‌های زمین‌آماری الگوی پراکنش آنها مورد تحلیل قرار گرفت. واریوگرام تعداد گونه‌های پده و سریم با مدل کروی، گز و کلّ گونه‌ها با مدل نمایی مطابقت داشته و وجود همبستگی مکانی را نشان دادند. دامنهٔ تأثیر واریوگرام گز ۱۸۶ متر، پده ۳۶۲ متر، سریم ۷۴۹ متر و تعداد کلّ گونه‌ها ۲۰۸ متر است. نقشه‌های کریجینگ نیز نشان دادند که گونه‌های موجود دارای همبستگی مکانی هستند. بیشترین پراکنش گونه‌ها نزدیک رودخانه بوده و با دورشدن از رودخانه، تعداد هر سه گونه کاهش می‌یابد. این موضوع، اهمّیّت مدیریت و حفاظت جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه و جلوگیری از تخریب و کاهش مرز پوشش جنگلی را تأیید می‌نماید.

***واژگان کلیدی:** الگوی مکانی، درختان، جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه، پایداری، واریوگرام، کریجینگ.*

*. نویسندهٔ مسئول: ۰۹۱۸۳۸۱۱۱۹۱
E-mail: Shaiestegholami@gmail.com

مقدّمه

جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه، به عنوان یکی از اجزای مهمّ ارتباطی بین محیط‌زیست خشکی و آب شناخته شده‌اند (جیس[1] و همکاران، ۲۰۰۰). این اکوسیستم‌ها در حقیقت، اکوتون‌های خشکی - آبی با خصوصیّات منحصر به فردی از نظر جانداران، پوشش گیاهی و ویژگی‌های بیوفیزیکی و سیمای سرزمین هستند (فرناندز[2] و همکاران، ۲۰۰۵) و به طور یقین، یکی از حسّاس‌ترین و شکننده‌ترین اکوسیستم‌ها محسوب می‌شوند. این پوشش گیاهی معمولاً به صورت نواری باریک بوده و به‌ویژه از حاشیه‌ها در معرض خطر تخریب است (فریرا[3] و همکاران، ۲۰۰۵). جوامع گیاهی در این مناطق از ویژگی‌های هیدرولوژیک دائم یا موقّت رودخانه تأثیر می‌پذیرند. این جوامع، یا دارای گونه‌های گیاهی کاملاً متفاوت با نواحی اطراف خود هستند یا گونه‌های مشابه، امّا شاداب‌تر، قوی‌تر و با رشد بهتر دارند. جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه موجب سالم نگه‌داشتن و بهبود کیفیّت آب، حفاظت اکوسیستم آبی، جلوگیری از فرسایش خاک، ترسیب کربن، ایجاد زیستگاه و پناهگاه مناسب برای جانداران مختلف وحفظ پیوستگی زیستگاه‌ها می‌گردند (وری[4] و همکاران، ۲۰۰۰: ۱۲۴-۱۲۳). جنگل‌های طبیعی حاشیهٔ رودخانه‌های دائمی استان خوزستان نیز عرصهٔ وسیعی را پوشانده‌اند، امّا با وجود اهمّیّت بالا، با تخریب فراوان مواجه‌اند (صالحه شوشتری، ۱۳۸۱: ۱۳-۱۲). این تخریب‌ها، محدودیّت‌های خاکی و زیستی نظیر فرسایش و فشردگی خاک، از دست‌رفتن عناصر غذایی و تغییر در میکرواقلیم ایجاد می‌کند (وارن و زوو[5]، ۲۰۰۲). جهت مدیریت بهینه و آگاهی از عملکرد این اکوسیستم‌ها، آنالیز تغییرات مکانی عامل مهمّی است (مک براتنی و لسلت[6]، ۱۹۹۳) و اهمّیّت بسیاری در این خصوص دارد (لیبهلد و گرویچ[7]، ۲۰۰۲).

یکی از ویژگی‌های شاخص توده‌های جنگلی، نحوهٔ پراکنش درختان در سطح افق است که الگوی مکانی نامیده می شود. در بوم‌شناسی، الگوی پراکنش مکانی به پراکنش جغرافیایی افراد یا چگونگی موقعیّت استقرار آنها، گفته می‌شود (جیمنز[8] و همکاران، ۲۰۰۱) که می‌تواند در شرایط مختلف، متفاوت باشد (آلن و استار[9]، ۱۹۸۲). الگوی مکانی درختان، نقش کلیدی در ارتباطات بین گونه‌ها و فرایندهای اکولوژیکی ایفا می‌کند (نگو بینگ[10] و همکاران، ۲۰۱۳). اطّلاعات کمّی از الگوی پراکنش مکانی گونه‌های درختی، برای درک ساختار جنگل و برنامه‌ریزی جهت حفاظت این اکوسیستم‌ها ضروری است (سینگ[11] و همکاران، ۲۰۱۶)؛ همچنین شناخت الگوی مکانی درختان جنگلی، در طرّاحی الگوی مدیریتی مناسب برای احیای توده‌های جنگلی اهمّیّت ویژه‌ای دارد. آگاهی از الگوی پراکنش گیاهی در هر منطقه از ضروریّات و مقدّمات بررسی پوشش گیاهی به حساب می‌آید (دیل[12]، ۱۹۹۹). در دهه‌های اخیر، علاقهٔ زیادی در زمینهٔ مطالعهٔ الگوهای مکانی به وجود آمده و پیشرفت‌های قابل توجّهی در استفاده از الگوی پراکنش مکانی درختان در جهت درک مکانیسم‌های بوم‌شناختی، حفظ تنوّع زیستی و پیش‌بینی پویایی توده‌های جنگلی صورت گرفته است

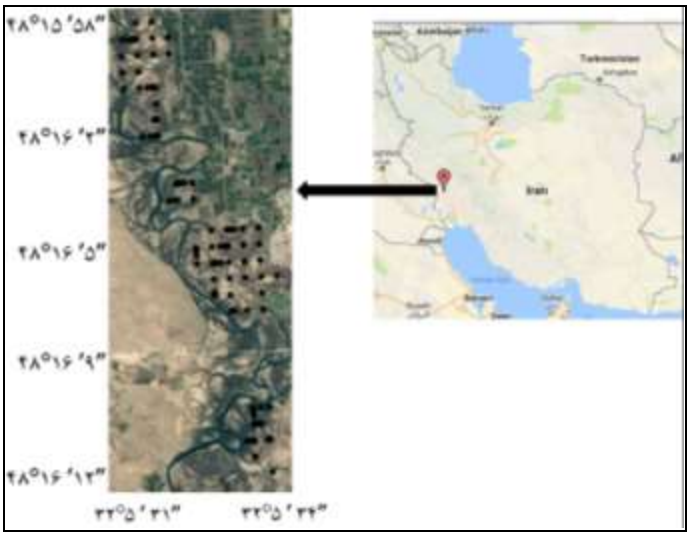
1- Giese
2- Fernandez
3- Ferreira
4- Verry
5- Warren & Zou
6- McBratney & Laslett
7- Leibhold & Gurevitch
8- Jimenez
9- Allen & starr
10- Ngo Being
11- Singh
12- Dale

(گتزین[1] و همکاران، ۲۰۰۶).

جهت توصیف کمّی الگوهای پراکنشی چنین متغیّرهای محیطی، افزون بر مقادیر تعیین‌شدهٔ خصوصیّت مورد نظر، می‌بایست موقعیّت جغرافیایی مشاهدات نیز به طور هم‌زمان در نظر گرفته شوند (محمدی، ۱۳۷۷). در سال‌های اخیر، جهت تجزیه و تحلیل این‌گونه داده‌های مکانی از مجموعه ابزارهای آماری که توانایی به‌کارگیری هم‌زمان اطّلاعات کمّی متغیّر مورد نظر و اطّلاعات مربوط به موقعیّت نسبی جغرافیایی داده‌ها را دارند استفاده می‌شود. این مجموعهٔ آماری را آمار مکانی می‌نامند. زمین‌آمار شاخه‌ای از آمار مکانی است که رسالت اساسی آن، مدل‌سازی متغیّرهای ناحیه‌ای در چارچوب نظریّهٔ احتمال است (محمدی، ۱۳۸۵، ب: ۱۲۲-۹۹) و به وسیلهٔ واریوگرام به عنوان ابزار بررسی کمّی تغییرپذیری مکانی پدیده‌ها (گرینگارتن و داچ[2]، ۲۰۰۱)، الگوی مکانی مشاهدات را بررسی و با تکنیک درون‌یابی کریجینگ، بر مبنای همبستگی مکانی مشاهدات، مقادیر متغیّر را در نقاط نمونه‌برداری‌نشده پیش‌بینی و نقشه‌های تخمین را تهیّه می‌کند (نیلسون و وندروس[3]، ۲۰۰۳). پژوهش حاضر به منظور تجزیه و تحلیل الگوی پراکنش درختان و درختچه‌های موجود درجنگل‌های طبیعی حاشیهٔ رودخانهٔ کرخه (پناهگاه حیات وحش کرخه)، بررسی میزان تغییرپذیری آنها و الگوی تغییراتشان نسبت به فاصله از رودخانه انجام شده است.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ مورد مطالعه، پناهگاه حیات وحش کرخه (بین عرض‌های جغرافیایی' ۵۷ °۳۱ تا ' ۰۵ °۳۲ شمالی و طول‌های جغرافیایی '۱۳ °۴۸ تا '۱۶ °۴۸ شرقی) در محدودهٔ جنگل‌های حاشیهٔ رودخانهٔ کرخه در استان خوزستان است (شکل ۱). میانگین بارندگی سالیانهٔ آن حدود ۳۲۵/۸ میلی‌متر و متوسّط دمای هوا، ۲۴ درجهٔ سانتی‌گراد است (سایت ادارهٔ کلّ هواشناسی استان خوزستان). پوشش غالب این جنگل‌ها، پده[4]، گز[5] و سریم[6] می‌باشد.



شکل ۱. موقعیّت جغرافیایی منطقهٔ مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

1- Getzin
2- Gringarten & Deutsch
3- Nielson & Wendroth
4- Populus euphratica Olivier
5- Tamarix arceuthoides Bge
6- Lycium shawii Roemer & Schultes

رویکرد مورد استفاده در این پژوهش برای تحلیل الگوی پراکنش مکانی درختان، مطالعه به وسیلهٔ ترانسکت است که نمونه‌ها روی آن با نظم و فاصلهٔ معیّن واقع می‌شوند (جیمنز و همکاران، ۲۰۰۱: جوشکو[1] و همکاران، ۲۰۰۶). برای انجام این پژوهش، نمونه‌برداری به صورت سلسله‌مراتبی روی ترانسکت‌هایی موازی با فاصلهٔ ۵۰۰ متر از یکدیگر و عمود بر رودخانهٔ کرخه و در یک سمت آن انجام گرفت. فاصلهٔ ۵۰۰ متر به عنوان فاصلهٔ حداکثر و پایهٔ نمونه‌برداری در نظر گرفته شد؛ امّا برای دستیابی به تعداد جفت نمونه‌های زیادتر در چند فاصلهٔ اوّل که نقش تعیین‌کننده‌ای در رسم واریوگرام و تعیین پارامترهای آن دارند و در نهایت سبب تخمین دقیق‌تر کریجینگ می‌شوند، در فواصل کمتر (۵۰، ۱۰۰ و ۲۵۰ متر) نیز به عنوان سلسله‌مراتبی در مقیاس نمونه‌برداری روی ترانسکت‌ها در محل‌های مختلف، به صورت تصادفی و هدفمند در مورد هر سه گونه پده، گز و سریم تعداد پایه‌ها در پلات‌های ۲۰ متر در ۲۰ متر ثبت گردید. در کل، در ۱۱۷ پلات اندازه‌گیری انجام گرفت.

توصیف آماری داده‌ها به منظور دستیابی به خلاصهٔ اطّلاعات آماری، با استفاده از نرم‌افزار اس‌پی‌اس‌اس انجام گرفت. نرمال‌بودن داده‌ها نیز با استفاده از آزمون کولموگروف - اسمیرنوف بررسی شد. قبل از کاربرد تجزیه و تحلیل‌های زمین‌آماری، ناهمسانگردی هر متغیّر با ترسیم واریوگرام رویه‌ای مورد بررسی قرار گرفت. ساختار تغییرپذیری مکانی یک متغیّر می‌تواند مستقل از جهات جغرافیایی باشد و یا اینکه شدّت و چگونگی تغییرپذیری مقادیر یک متغیّر در جهات مختلف جغرافیایی، متفاوت باشد. چنانچه تغییرپذیری مکانی، فاقد وابستگی به جهت جغرافیایی باشد، آن را تغییرپذیری همسانگرد و در غیر این صورت، ناهمسانگرد می‌نامند (محمدی، ۱۳۷۷). برای واریوگرام ایده‌آل، سه پارامتر را می‌توان به صورت اثر قطعه‌ای، حدّ آستانه (سقف) و دامنهٔ تأثیر بیان کرد. اثر قطعه‌ای، واریانس مؤلّفهٔ غیر ساختاری (تصادفی) است؛ حدّ آستانه بیانگر تقریبی از واریانس کل و دامنهٔ تأثیر، تعیین‌کنندهٔ فاصله‌ای است که فراتر از آن هیچ همبستگی مکانی بین مشاهدات وجود ندارد. درجهٔ وابستگی مکانی متغیّرها بر اساس تقسیم واریانس اثر قطعه‌ای بر حدّ آستانه (واریانس کل) ضرب در ۱۰۰ به دست می‌آید. چنانچه این نسبت کمتر از ۲۵٪ باشد همبستگی قوی، ۷۵٪-۲۵٪ همبستگی متوسّط و بیشتر از ۷۵٪ همبستگی ضعیف خواهد بود (سان[2] و همکاران، ۲۰۰۳). تحلیل ساختار مکانی با استفاده از واریوگرام، اعتبارسنجی آنها بر مبنای اعتبارسنجی دوجانبه[3] و کریجینگ (کریجینگ بلوکی) از طریق نرم‌افزار جی‌اس پلاس[4] انجام شد. بعد از اعتبارسنجی واریوگرام‌ها، به پهنه‌بندی و تهیّهٔ نقشه‌های کریجینگ اقدام شد. نقشه‌های کریجینگ الگوی پراکنش درختان و درختچهٔ موجود با استفاده از نرم‌افزار سورفر[5] تهیّه شدند.

نتایج

نتایج حاصل از جدول خلاصهٔ آماری و آزمون نرمال نشان داد که توزیع داده‌ها از توزیع نرمال پیروی نمی‌کنند (جدول ۱). از آنجا که بسیاری از تکنیک‌های زمین‌آماری در وضعیّت نرمال داده‌ها بسیار مؤثّرتر و کارآمدتر به پردازش داده‌های مکانی می‌پردازند؛ بنابراین، به نرمال‌کردن داده‌ها اقدام گردید (محمدی، ۱۳۸۵، ب: ۱۲۵).

1- Joschko
2- Sun
3- Cross Validation
4- GS+ 5.1
5- Surfer 8

جهت نرمال‌کردن توزیع متغیّرها از تبدیل لگاریتم پایهٔ طبیعی استفاده شد؛ امّا از آنجا که در بعضی پلات‌ها در مورد تعداد پایه‌های پده و سریم، مشاهدات صفر بودند تبدیل در مورد آنها به صورت رابطهٔ ۱ انجام گرفت.

رابطهٔ ۱ $(Ln (1+x))$

میانگین تعداد پده ۴/۸، سریم ۸/۵، گز ۳۸/۳ و تعداد کلّ گونه‌ها ۵۱/۷ در پلات است. میزان ضریب تغییرات متغیّرها نیز زیاد است (جدول ۱). همچنین نتایج همبستگی گونه‌های درختی با همدیگر بیانگر این است که تعداد درختان پده با سریم، همبستگی منفی و معنی‌داری دارند. تعداد کلّ درختان نیز همبستگی مثبت و معنی‌دار با تعداد گز و سریم نشان می‌دهد (جدول۲).

برای بررسی ساختار تغییرات مکانی از واریوگرام استفاده شد. با بررسی واریوگرام‌های رویه‌ای، ناهمسانگردی مشخّصی مشاهده نگردید. این واقعیّت نمایانگر آن است که تغییرپذیری این متغیّرها در جهات مختلف، یکسان است. این موضوع می‌تواند به دلیل تغییرات اندک عوامل مؤثّر روی توزیع گونه‌ها در جهات مختلف باشد (گاتسن و اسپایس[1]، ۱۹۹۸)؛ بنابراین، با توجّه به همسانگردبودن متغیّرهای مورد بررسی، واریوگرام‌های همه‌جهتهٔ آنها تهیّه و مدل مناسب برازش داده شد (شکل ۲).

واریوگرام‌ها حضور همبستگی مکانی را نشان می‌دهند. واریوگرام تعداد پده و سریم، بیانگر ساختار مکانی این متغیّرها به صورت مدل کروی و همبستگی مکانی متوسّط است؛ همچنین الگوی پراکنش مکانی تعداد گز و تعداد کل با مدل نمایی سازگاری داشت. شایان ذکر است که همبستگی مکانی تعداد کلّ گونه‌ها قوی است. بر اساس واریوگرام‌های به دست آمده، میزان اثر قطعه‌ای در مورد گز ۳۴٪، پده ۲۶٪، سریم ۳۱٪ و کلّ گونه‌ها ۷٪ حدّ آستانه است. دامنهٔ تأثیر واریوگرام گز ۱۸۶ متر، پده ۳۶۲ متر، سریم ۷۴۹ متر و تعداد کلّ گونه‌ها ۲۰۸ متر است همبستگی مکانی مشاهدات سریم در فاصلهٔ بیشتری رخ می‌دهد که نشان‌دهندهٔ یکسانی بیشتر شرایط در مورد این گونه است. (جدول ۳).

ضریب اعتبارسنجی R^2 دارای مقادیری است که نمایانگر دقّت قابل قبول تخمین است (جدول ۳)؛ بنابراین، می‌توان اظهار داشت که نتایج کنترل اعتبار کریجینگ، بیانگر متناسب‌بودن پارامترهای مربوط به آن است که سبب کاهش در خطای تخمین می‌شوند. پس از انجام محاسبات کریجینگ بر روی داده‌ها، نتایج از حالت لگاریتمی به حالت اوّلیّه برگشت داده شده و نقشهٔ توزیع تهیّه شدند (شکل ۳).

جدول ۱. خلاصهٔ آماری داده‌های تعداد گونه‌های پده، گز، سریم و کلّ آنها

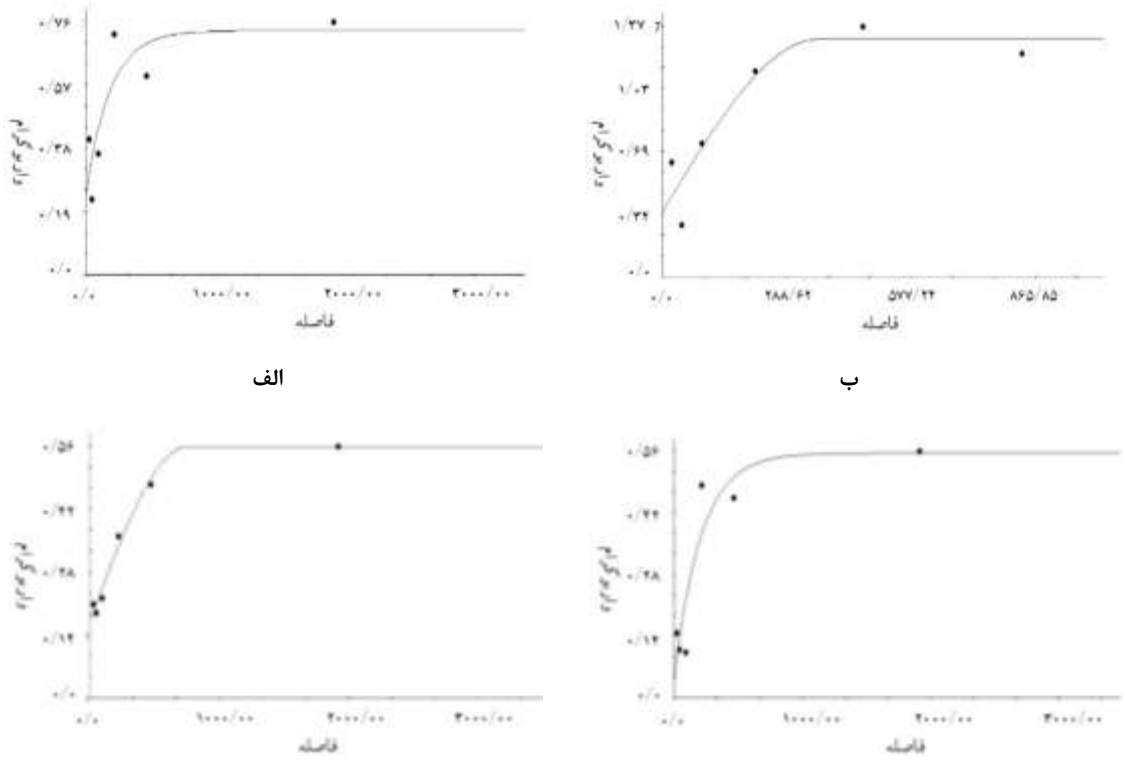
متغیّر	میانگین	میانه	انحراف معیار	ضریب تغییرات (٪)	حدّاقل	حدّاکثر	چولگی
تعداد پده (در پلات)	۴/۸	۰	۹/۷	۲۰۲	۰	۵۰	۲/۴
تعداد سریم (در پلات)	۸/۵	۴	۱۲/۷	۱۴۹	۰	۷۰	۲/۶
تعداد گز (در پلات)	۳۸/۳	۳۰	۲۶/۹	۷۰	۱	۱۱۰	۰/۸۵
کلّ گونه‌ها (در پلات)	۵۱/۷	۴۵	۲۹/۱	۵۶	۲	۱۲۰	۰/۵۲

جدول ۲. ضریب همبستگی پیرسون (r) بین تعداد گونه‌ها

متغیّر	گز	پده	سریم	کلّ گونه‌ها
گز		-۰/۰۵۳	۰/۰۴۳	۰/۸۵**
پده			-۰/۲۸ **	۰/۱۶۲
سریم				۰/۳۲۷ **

** معنی‌داری در سطح ۱٪، * معنی‌داری در سطح ۵٪

1- Gaston & Spice



الف ب

پ ت

شکل۲. واریوگرام تجربی و مدل برازش داده‌شده به داده‌های الف: گز، ب: پده، پ: سریم، ت: کلّ گونه‌ها

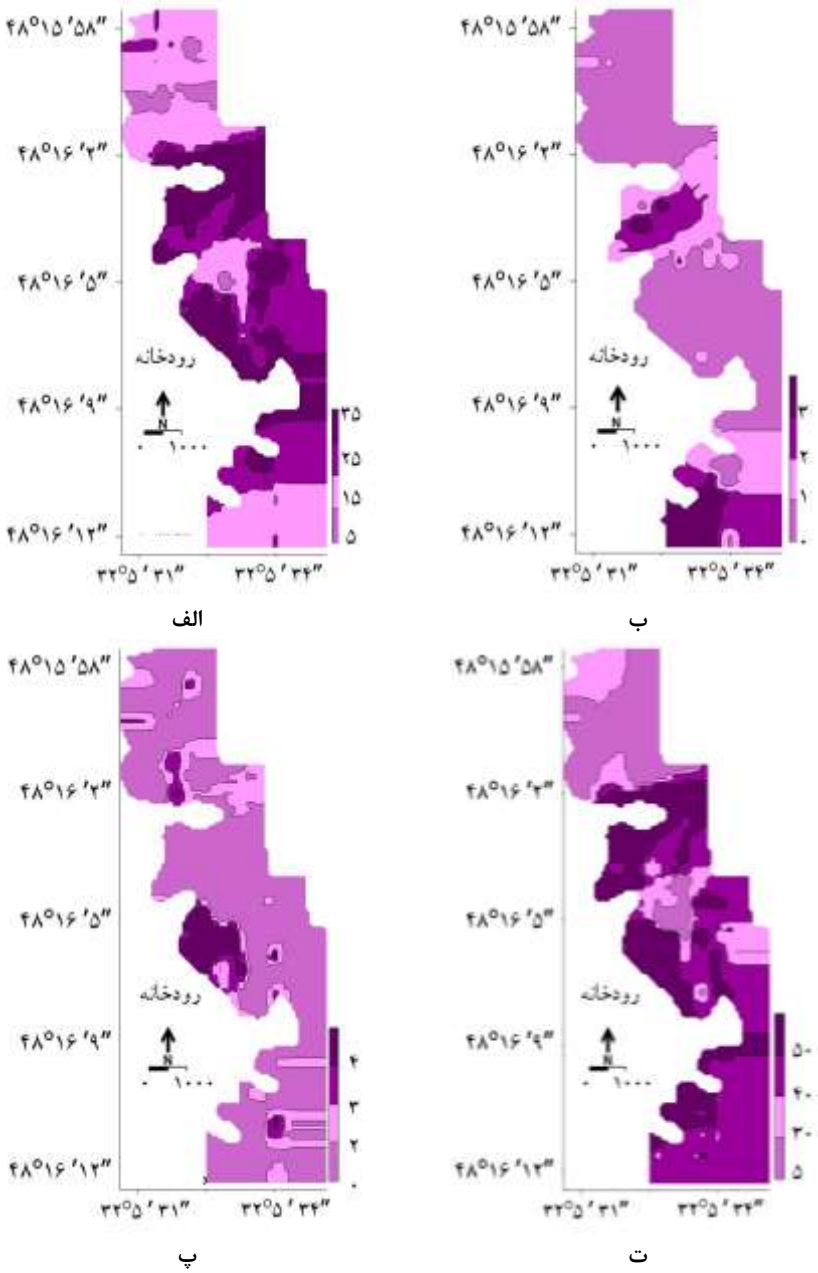
جدول ۳. پارامترهای مدل برازش داده شده بر واریوگرام های تعداد درختان گز، پده، سریم و تعداد کل گونه‌ها

متغیّر	مدل	اثر قطعه‌ای	حدّ آستانه	دامنهٔ تأثیر (متر)	اثر قطعه‌ای/ حدآستانه (٪)	کلاس همبستگی	R^2 اعتبارسنجی
گز	نمایی	۰/۲۵	۰/۷۳	۱۸۶	۳۴	متوسّط	۰/۳
پده	کروی	۰/۳۵	۱/۳	۳۶۲	۲۶	متوسّط	۰/۴
سریم	کروی	۰/۵	۱/۶	۷۴۹	۳۱	متوسّط	۰/۲
کل	نمایی	۰/۰۴	۰/۵۶	۲۰۸	۷	قوی	۰/۳

بر اساس شکل ۳ مشاهده می‌شود که گونه‌های مذکور الگوی تصادفی نداشته و دارای الگوی پراکنش مکانی مشخّصی هستند. در واقع، توزیع مکانی آنها به صورت تصادفی نیست. همچنین مناطقی با پوشش متراکم‌تر نزدیک رودخانه واقع شده‌اند.

بحث

بر اساس نتایج، میانگین تعداد پده ۴/۸، سریم ۸/۵، گز ۳۸/۳ و تعداد کلّ گونه‌ها ۵۱/۷ در پلات است. میزان ضریب تغییرات متغیّرها نیز، زیاد است. در نواحی حاشیهٔ رودخانه، ویژگی‌های خاک، روند تجزیه و محتوای غذایی بسیار متغیّر است و در فواصل کوتاه، تغییرات زیادی رخ می‌دهد (وارن و زوو، ۲۰۰۲) که می‌تواند عامل مهمّی در افزایش ضریب تغییرات باشد. پارامتر ضریب تغییرات در مورد تعداد پده، بیشتر از سایر گونه‌هاست. چولگی تمام متغیّرها به سمت راست است که بیانگر آن است که گونه‌های موجود عمدتاً دربرگیرندهٔ مقادیر کمتر هستند (محمدی، ۱۳۸۵، الف: ۹۵).



شکل۳. نقشه‌های کریجینگ الف: گز، ب: پده، پ: سریم، ت: کلّ گونه‌ها

شایان ذکر است که پژوهش‌های مشابه در مورد الگوی توزیع درختان در این جنگل‌ها صورت نگرفته امّا در تحقیقات مختلف در جنگل‌های زاگرس، تغییرات مکانی قطر درختان بنه (پوررضا و همکاران، ۱۳۹۱) و تاج‌پوشش درختان (اخوان و همکاران، ۱۳۹۰) با استفاده از زمین‌آمار بررسی شده است که همگی ساختار مکانی مشخّص و وجود همبستگی مکانی در مورد درختان را تأیید می‌نمایند.

در بررسی ساختار مکانی گونه‌های درختی در این پژوهش نیز، واریوگرام‌ها حضور همبستگی مکانی را نشان می‌دهند. واریوگرام تعداد گونه‌های پده و سریم با مدل کروی و گز و کلّ گونه‌ها با مدل نمایی مطابقت داشتند. این مدل‌ها جزء مدل‌های دارای آستانه (سقف‌دار) هستند که از جمله رایج‌ترین و شایع‌ترین مدل‌ها در زمین‌آمار هستند (افشار و همکاران، ۱۳۸۸؛ محمدی، ۱۳۸۰)، دامنهٔ تأثیر واریوگرام فاصله‌ای است که در

ماورای آن، مشاهدات همبستگی مکانی نداشته و می‌توان آنها را مستقل از یکدیگر محسوب کرد (افشار و همکاران، ۱۳۸۸) این پارامتر در مورد گز کوچکتر از سایر گونه‌هاست (جدول ۳)؛ یعنی الگوی پراکنش گز در فاصله‌های کوتاه تغییر می‌کند و عوامل تأثیرگذار بر پراکنش آن در فاصله‌های کوتاه عمل می‌کنند. دامنهٔ تأثیر کوچکتر بیانگر تغییرپذیری زیاد است (اخوان و کلاین، ۱۳۸۸) که در این منطقه می‌تواند در نتیجهٔ شرایط محیطی ناهمگن حاشیهٔ رودخانه باشد. امّا دامنهٔ تأثیر سریم بزرگتر از سایرین است. دامنهٔ تأثیر بزرگ، دلالت بر ساختار مکانی گسترده‌تر، پراکنش یکنواخت‌تر و در حقیقت پیوستگی مکانی بیشتر در مقادیر متغیّر مورد نظر دارد (حسنی پاک، ۱۳۷۷: ۴۰).

بر اساس نقشه‌های کریجینگ، مناطقی با پوشش متراکم‌تر نزدیک رودخانه واقع شده‌اند در نتایج تحقیق انجام‌شده روی ویژگی‌های خاک در همین منطقه (غلامی و همکاران، ۱۳۹۰)، مقادیر رس و شوری خاک[1] در نواحی نزدیک رودخانه کمتر بوده و با دورشدن از رودخانه، افزایش می‌یابند در حالی که شن، سیلت و اسیدیته[2] در مناطق نزدیک رودخانه دارای مقادیر بیشتر هستند؛ بنابراین، می‌توان گفت پوشش درختی با افزایش شوری خاک و درصد رس کاهش می‌یابد.

همچنین نقشه‌های کریجینگ یکنواختی بیشتر در مورد الگوی پراکنش پده و سریم را نشان می‌دهند. زمانی که پیوستگی مکانی در فواصل بیشتر رخ می‌دهد و تعداد لکّه‌ها کمتر است الگوی پراکنش از مدل کروی تبعیّت می‌کند و هنگامی که پراکنش با لکّه‌های بیشتر همراه است و ناهمگنی در محیط بیشتر است مدل الگوی پراکنش، نمایی خواهد بود (اتما و واردل[3]، ۲۰۰۲). با توجّه به نتایج بررسی ویژگی‌های خاک (غلامی و همکاران، ۱۳۹۰) الگوی پراکنش سریم و پده با مدل کروی و دامنهٔ بزرگتر، با هدایت الکتریکی و ویژگی‌های بافت خاک از جمله درصد سیلت شباهت زیادی دارد؛ امّا در مورد گز با مدل نمایی و دامنهٔ تأثیر کوچکتر، شباهت بیشتری با اسیدیتهٔ خاک وجود دارد. بر این اساس، می‌توان گفت بافت و هدایت الکتریکی خاک روی توزیع سریم و پده تأثیرگذار هستند. از طرفی بر اساس این پژوهش (غلامی و همکاران، ۱۳۹۰)، با توجّه به نقشه‌های توزیع ویژگی‌های خاک، با دورشدن از رودخانه بافت خاک دارای درصد رس بیشتر بوده و هدایت الکتریکی خاک افزایش می‌یابد. این موضوع نشان‌دهندهٔ این است که رابطهٔ معکوسی بین الگوی توزیع درختان و ویژگی‌های ذکرشدهٔ خاک وجود دارد.

از نظر ساختار مکانی، دو گونه سریم و پده دارای مدل مشابه (کروی) هستند. از طرفی، با توجّه به نتایج همبستگی، این دو دارای همبستگی منفی و معنی‌دار هستند. می‌توان گفت هرجا پده حضور ندارد سریم جایگزین شده است. نقشه‌های توزیع پده و سریم این موضوع را به‌خوبی نشان می‌دهند.

همچنین الگوی پراکنش کلّ گونه‌ها دارای مدل نمایی و همبستگی مثبت و معنی‌دار با تعداد درختان گز و سریم است؛ البتّه با تعداد گز همبستگی بیشتری دارد. در واقع می‌توان گفت پوشش منطقه عمدتاً از گونه‌های گز تأثیر می‌پذیرد که الگوی پراکنش آن هم دارای مدل نمایی است. بیشترین پراکنش گونه‌ها و کلّ آنها نزدیک رودخانه است و با دورشدن از رودخانه، تعداد هر سه گونه کاهش می‌یابد. به طور کلّی الگوی پراکنش کل، دارای لکّه‌های بیشتری است که عدم یکنواختی در عوامل مؤثّر بر پراکنش گونه‌ها از جمله ویژگی‌های خاک را نشان می‌دهد.

1- EC
2- PH
3- Ettema & Wardle

نتیجه‌گیری

پراکنش کلّی درختان در جنگل‌های حاشیهٔ رودخانهٔ کرخه دارای الگوی توزیع مکانی مشخّص با مدل نمایی است. در واقع، ساختار مشخّص مکانی که حاکی از نحوهٔ توزیع و همبستگی مکانی گونه‌هاست در این جنگل‌ها وجود دارد. این ساختارها و نقشه‌های کریجینگ منطبق بر آنها بیانگر این هستند که مناطقی با تعداد درختان بیشتر در کنار رودخانه واقع شده‌اند. گونهٔ پده عمدتاً در حال کاهش است و سریم در حال جایگزینی به جای آن می‌باشد. در منطقهٔ مورد مطالعه با توجّه به الگوی توزیع گونه‌های موجود، عمدتاً با دورشدن از رودخانه، پوشش جنگلی کاهش یافته است. از آنجا که جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه اکوسیستم‌هایی حسّاس به‌ویژه از سمت حاشیه‌ها هستند، این الگوی توزیع می‌تواند نشانه‌ای بر کاهش جنگل و باریک‌شدن آن باشد. به طور حتم، کوبیدگی خاک، شورشدن بیشتر آن و عوامل مختلف دیگر باعث کاهش محدودهٔ درختان و پوشش جنگلی شده‌اند. این موضوع می‌تواند اهمّیّت مدیریت و حفاظت جنگل‌های حاشیهٔ رودخانه و جلوگیری از تخریب و کاهش پوشش گیاهی را تأیید نماید؛ بنابراین، این اکوسیستم‌ها باید از طرفین بیشتر حفاظت شده و از کاهش مرز جنگل جلوگیری شود.

منابع

اخوان، رضا؛ کلاین، کریستوف (۱۳۸۸) کارایی کریجینگ در برآورد و نقشه‌سازی موجودی جنگل‌کاری‌ها (مطالعهٔ موردی: جنگل‌کاری بنشکی رامسر)، **تحقیقات جنگل و صنوبر ایران**، ۱۷(۲)، صص. ۳۱۸-۳۰۳.

اخوان، رضا؛ کرمی خرّم‌آبادی، منا؛ سوسنی، جواد (۱۳۹۰) کاربرد دو روش کریجینگ و IDW در پهنه‌بندی تراکم و تاج‌پوشش جنگل‌های شاخه‌زاد بلوط (مطالعهٔ موردی: منطقهٔ کاکارضای خرّم‌آباد لرستان)، **جنگل ایران**، ۳ (۴)، صص. ۳۱۶-۳۰۵.

افشار، حمید؛ صالحی، محمد حسن؛ محمدی، جهانگرد؛ محنت کش، عبدالمحمد (۱۳۸۸) تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های خاک و عملکرد گندم در یک نقشه تناسب کمی(مطالعهٔ مورد: منطقه شهر کیان، استان چهارمحال و بختیاری)، **آب‌وخاک (علوم و صنایع کشاورزی)**، ۲۳ (۱)، صص. ۱۷۲-۱۶۱.

پوررضا، مرتضی؛ حسینی، سید محسن؛ زهره وندی، علی اصغر (۱۳۹۱) تغییرات مکانی قطر درختان بنه (Pistacia atlantica Desf.) در ناحیه زاگرس (مطالعهٔ موردی: پیرکاشان، کرمانشاه)، **پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل (علوم کشاورزی و منابع طبیعی)**، ۱۹ (۳)، صص. ۱۹-۱.

حسنی پاک، علی‌اصغر (۱۳۷۷) **زمین‌آمار**، انتشارات دانشگاه تهران، تهران.

صالحه شوشتری، محمد حسن (۱۳۸۱) **گزارش طرح پیش‌آهنگ اصلاح و توسعهٔ بیشه‌زارهای حاشیهٔ رودخانه‌های استان خوزستان با گونه‌های درختی و درختچه‌ای بومی و غیر بومی**، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی.

غلامی، شایسته؛ حسینی، سید محسن؛ محمدی، جهانگرد؛ سلمان ماهینی، عبدالرسول (۱۳۹۰) تغییرات مکانی بایومس ماکروفون و ویژگی‌های خاک در جنگل‌های حاشیهٔ رودخانهٔ کرخه، **آب‌وخاک (علوم و صنایع کشاورزی)**، ۲۵ (۲)، صص. ۲۵۷-۲۴۸.

محمدی، جهانگرد (۱۳۷۷) مطالعهٔ تغییرات مکانی شوری خاک در منطقهٔ رامهرمز (خوزستان) با استفاده از نظریّهٔ ژئواستاتیستیک، ۱- کریجینگ، **علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی**، ۲ (۴)، صص. ۶۳-۴۹.

محمدی، جهانگرد (۱۳۸۰) مروری بر مبانی ژئواستاتیستیک و کاربرد آن در خاک‌شناسی، **علوم خاک‌وآب**، ۱۵ (۱)، صص. ۱۲۲-۹۹.

محمدی، جهانگرد (۱۳۸۵، الف) **پدومتری: آمار کلاسیک (تک‌متغیّره و چندمتغیّره)**، جلد اوّل، انتشارات پلک، تهران.

محمدی، جهانگرد (۱۳۸۵، ب) **پدومتری: آمار مکانی (ژئواستاتیستیک)**، جلد دوّم، انتشارات پلک، تهران.

Allen, T. F. H., Starr, T. B. (1982) **Hierarchy: Perspectives for Ecological Diversity**, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

Dale, M. R. T. (1999) **Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology**, Cambridge University Press.

Ettema, C. H., Wardle, D. A. (2002) Spatial Soil Ecology, **Trends in Ecology and Evolution**, 17 (4), pp, 177-183.

Fernandez-Alaez, C., Fernandez-Alaez, M., Garcia-Criado, F. (2005) Spatial Distribution Pattern of the Riparian Vegetation in a Basin in the NW Spain, **Plant Ecology**, 179 (1), pp. 31-42.

Ferreira, M. T., Aguiar, F. C., Nogueira, A. C. (2005) Changes in Riparian Woods Over Space and Time: Influence of Environment and Land Use, **Forest Ecology and Management**, 212 (1-3), pp. 145-159.

Gaston, K. J., Spice, J. I. (1998) **Biodiversity: an Introduction**, Blackwell Science, MA, USA.

Getzin, S., Dean, Ch., He, F., Trofymow, J. A., Wiegand, K., Wiegand, T. (2006) Spatial Patterns and Competition of Tree Species in a Douglas-Fir Cjoronosequence on Vancouver Island, **Ecography**, 29, pp. 671-682.

Giese, L. A., Aust, W. M., Trettin, C. C., Kolka, R. K. (2000) Spatial and Temporal Patterns of Carbon Storage and Species Richness in Three South Carolina Coastal Plain Riparian Forests, **Ecological Engineering**, 15 (1), pp. S157-S170.

Gringarten, E., Deutsch, C. V. (2001) Teacher's Aide, Variogram Interpretation and Modeling, **Mathematical Geology**, 33 (4), pp. 507-534.

Jimenez, J. J., Rossi, J. P., Lavelle, P. (2001) Spatial Distribution of Earthworm in Acid-Soil Savannas of the Eastern Plains of Colombia, **Applied Soil Ecology**, 17 (3), pp. 267-278.

Joschko, M., Fox, C. A., Lentzsch, P., Kiesel, J., Hierold, W., Kruck S., Timmer, J. (2006) Spatial Analysis of Earthworm Biodiversity at the Regional Scale, **Agriculture Ecosystem & Environment**, 112 (4), pp. 367-380.

Leibhold, A. M., Gurevitch, J. (2002) Integrating the Statistical Analysis of Spatial Data in Ecology, **Ecography**, 25, pp. 553-557.

McBratney, A.B., Laslett, G.M. (1993) **Sampling Scheme for Contamined Soil. In: H.J.P. Eijsackers, Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection**, Kluver Academic Publisher, Dordrecht.

Ngo Bieng, M.A., Perot, T., de Coligny, F., Goreaud, F. (2013) Spatial Pattern of Trees Influences Species Productivity in a Mature Oak–Pine Mixed Forest, **European Journal of Forest Research**, 132 (5-6), pp. 841-850.

Nielson, D. R., Wendroth, O. (2003) **Spatial and Temporal Statistics, Sampling Field Soils and Their Vegetation,** Geosciences Publisher.

Singh, S., Malik, Z. A. Sharma, C. M. (2016) Tree Species Richness, Diversity, and Regeneration Status in Different Oak (Quercus spp.) Dominated Forests of Garhwal Himalaya, India, **Asia-Pacific Biodiversity**, 9 (3), pp. 293-300.

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 (1-2), pp. 85-99.

Verry, E. S., Hornbeck, J. W., Dolloff, C. A. (2000) **Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States**, Lewis Publisher.

Warren, M. W., Zou, X. (2002) Soil Macrofauna and Litter Nutrients in Three Tropical Tree Plantations on a Disturbed Site in Puerto Rico, **Forest Ecology and Management**, 170 (1-3), pp. 161-171.