

جنگل و فرآورده‌های چوب، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۹، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۱/۰۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۷/۳۶

ص ۷۷۷-۷۸۸

همه گیرشناسی خشکیدگی بلوط: تحلیل الگوی مکانی-زمانی مرگ‌ومیر بلوط در یک جنگل بلوط بلندمازو در استان گلستان (تحقیق موردی: پارک جنگلی قرق)

- ❖ جلیل کرمی*؛ دانش‌آموخته دکتری اکولوژی و پاتولوژی جنگل، دانشکده علوم جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان
- ❖ محمدرضا کاوسی؛ دانشیار گروه جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده علوم جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان
- ❖ منوچهر بابانژاد؛ دانشیار گروه آمار، دانشکده آمار، دانشگاه گلستان، گرگان

چکیده

ارزیابی تراکم جمعیت و الگوهای مکانی درختان بیمار از معیارهای مهم در انتخاب روش مدیریت و همه‌گیرشناسی بیماری‌های درختان جنگلی است. این پژوهش با هدف ارزیابی شدت خسارت و الگوی مکانی-زمانی خشکیدگی بلندمازو در پارک جنگلی قرق در استان گلستان انجام گرفت. وضعیت سلامت درختان بلندمازو در سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳ در هفت ترانسکت در قالب روش نقطه مرکزی یک‌چهارم ارزیابی شد. نتایج نشان داد که توزیع نرخ آلودگی و خشکیدگی درختان بلندمازو در پارک جنگلی قرق غیریکنواخت است، به طوری که در بخش غربی پارک، شدت خسارت و نرخ آلودگی و مرگ‌ومیر شتاب بیشتری دارد. درختان مرده با شدت به نسبت زیاد در مقیاس‌های بزرگ (۹۰۰ متر) تشکیل خوشه می‌دهند، اما پس از یک سال شدت خوشه‌ها کمتر می‌شود و در ۲۰۰، ۴۰۰، ۶۰۰ و ۸۰۰ متر خوشه‌های ضعیفی تشکیل می‌دهند. تجزیه و تحلیل هم‌رخدادی شدت‌های مختلف خسارت بیماری با درختان مرده نشان داد که درختان تازه آلوده شده رابطه منفی با درختان مرده دارند و در فاصله دورتری از این درختان حضور می‌یابند؛ ولی درختان دچار خسارت شدید، رابطه‌ای قوی با درختان مرده دارند. براساس نتایج این تحقیق می‌توان الگوی مناسبی برای طرح‌ریزی برنامه‌های کاربردی حفاظت و حمایت از جنگل‌های آلوده و پایش گسترش خشکیدگی بلوط به دست آورد.

واژگان کلیدی: الگوی مکانی-زمانی، پارک جنگلی قرق، خشکیدگی بلوط، همه‌گیرشناسی.

مقدمه

تجزیه و تحلیل الگوی مکانی^۱ از ضروریات اندازه‌گیری و بررسی پوشش گیاهی به منظور درک و شناخت الگوی مکانی توزیع گونه‌ها، درک رابطه متقابل گیاهان و محیط زیست، و استخراج فرایندهای زیست‌محیطی یا سازوکار پویایی جمعیت گیاهی است [۱، ۲]. در پژوهش همه‌گیری بیماری‌های گیاهی به این دلیل که الگوی مکانی-زمانی بیماری، فرایندهای زیست‌محیطی مؤثر بر چگونگی استقرار، چرخه زندگی و پراکنش یک بیماری را مشخص می‌کند، اساس درک پویایی بیماری‌ها در مقیاس مکان و زمان است [۳، ۴]. بنابراین شگفت‌آور نیست که بوم‌شناسان در دهه‌های اخیر به تجزیه و تحلیل الگوی مکانی-زمانی بیماری‌های جنگلی توجه کرده و روش‌های متعددی را برای درک آن در مقیاس کوچک و بزرگ به کار برده‌اند. در بررسی پویایی زمانی-مکانی درختان مرده ناشی از مرگ ناگهانی بلوط کالیفرنیا به روش تجزیه و تحلیل الگوی مکانی نقطه‌ای (K راپیلی)، مشخص شد که درختان مرده خوشه‌های در مقیاس ۳۰۰-۱۰۰ متر تشکیل می‌دهند و فاصله از مرز جنگل، عامل تعیین‌کننده اصلی است و در پی آن شاخص‌های رطوبت توپوگرافی، نزدیکی به مسیر پیاده‌روها و پتانسیل تابش خورشید در تابستان از عوامل مؤثر بر شدت مرگ‌ومیر بلوط در جنگل‌های کالیفرنیا هستند [۵]. همچنین بررسی پویایی الگوی مکانی مرگ‌ومیر بلوط و تعامل شدت‌های مختلف بیماری با درختان مرده در جنگل‌های کالیفرنیا در سال‌های ۲۰۰۴-

نشان داد که در مراحل نخست شیوع بیماری، الگوی پراکنش درختان بیمار به صورت خوشه‌ای در مقیاس کوچک ۳۰۰ متر با شدت زیاد است، اما با گذشت زمان از شروع اپیدمی الگوی پراکنش همچنان خوشه‌ای است، اما از شدت آن کاسته می‌شود [۶]. نتایج تحقیقات لیو و همکاران (۲۰۰۷) نیز نشان داد که درختان مرده در مقیاس ۳۰۰ متر تشکیل خوشه می‌دهند، به طوری که ارتباط فضایی قوی در طول زمان بین مرگ‌ومیر بلوط و درختان خلیج کالیفرنیا^۲ در فاصله ۱۵۰ متری وجود دارد [۷]. تحقیقات فان و همکاران (۲۰۱۲) در زمینه روند فضایی-زمانی زوال و مرگ‌ومیر بلوط بین سال‌های ۲۰۱۰-۱۹۹۹ نشان داد که مرگ‌ومیر درختان بلوط سبب شد به ترتیب ۱۱ و ۱۵ درصد از تراکم نسبی و سطح مقطع درختان بلوط در این جنگل‌ها کاهش یابد، به طوری که شدت و درصد مرگ‌ومیر در گونه‌های مختلف بلوط یکسان نبود و پدیده زوال بلوط به طور معمول دو تا سه سال دیرتر از خشکسالی رخ داد [۸]. همچنین در تحقیقی با هدف توصیف الگوهای زمانی و فضایی مرگ‌ومیر نهال‌های بلوط جنگلکاری شده مشخص شد که در فصل بهار مرگ‌ومیر بیشتر بود، اما تشدید مرگ‌ومیر کلی بیشتر در تابستان رخ داد، به طوری که مرگ‌ومیر نهال‌ها از الگوی فضایی خوشه‌ای تبعیت می‌کرد به طوری که با نزدیکی به درختان بالغ آلوده، شدت می‌یابد [۹]. علاوه بر این، ارزیابی الگوهای مکانی مرگ‌ومیر درختان کاج^۳ ناشی از خشکسالی در جنگل‌های کالیفرنیا نشان داد که عوامل محیطی مانند بسامد ابری بودن در تابستان، تابش خورشیدی و ویژگی‌های ژئومورفولوژی مهم‌ترین عوامل جداکننده

2. *Umbellularia californica*3. *Pinus muricata*

1. Spatial patterns

از ۱۰۵ تا ۶۰۰ متر از سطح دریا، دارای جهت جغرافیایی شمالی و شیب ۰ تا ۵۰ درصد است. متوسط بارندگی سالیانه ۶۸۴/۲ میلی‌متر و متوسط درجه حرارت سالیانه آن ۱۷/۴۸ درجه سانتی‌گراد است. درختان بلندمازو^۱، ممرز^۲، انجیلی^۳ و آزاد^۴ پوشش درختی غالب منطقه را تشکیل می‌دهند که تیپ‌های بلوط ۷۰ درصد، انجیلی - ممرز ۲۵ درصد، انجیلی ۲/۶ درصد و ممرز-انجیلی ۲/۴ درصد سطح منطقه را پوشش می‌دهند. در تحقیق حاضر از روش نقطه مرکز یک‌چهارم (PCQ^۵)، به‌منظور جمع‌آوری داده‌های لازم برای ارزیابی پویایی الگوی مکانی و هم‌رخدادی شدت‌های مختلف بیماری پوسیدگی زغالی استفاده شد [۶]. همچنین در قالب روش یادشده، نحوه توزیع شدت و روند شتاب بیماری در سطوح مختلف پارک بررسی شد. روی نقشه، ۱۴ ترانسکت با فاصله ۲۰۰ متر و مرکز گره‌ها به‌صورت تصادفی با فاصله ۱۰۰ متر پیاده شد [۶]. داده‌های مربوط به سلامت و شدت خسارت بیماری در درختان انتخاب‌شده در دو دوره (مهر ۱۳۹۲ و مهر ۱۳۹۳) ثبت شد. از آزمون ناپارامتریک ویلکاکسون جفتی برای بررسی تفاوت‌های تغییرات شدت خسارت در طول دوره زمانی یکساله (۱۳۹۲-۱۳۹۳) در هر ترانسکت و از آزمون کروسکال والیس به‌منظور بررسی شدت خسارت در هر دوره استفاده شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار R 3.1 انجام گرفت.

ارزیابی نشانه‌های بیماری پوسیدگی زغالی

براساس نشانه‌های بصری بیماری پوسیدگی زغالی،

جمعیت زنده و مرده درختان کاج است [۱۰]. گینکه و همکاران (۲۰۱۴) با بررسی الگوی مکانی بیماری پوست راش در جنگل‌های کالیفرنیا اعلام کردند که بیشترین تراکم نهال‌های بیمار در اطراف درختان بالغ بیمار وجود دارد و بیشترین شدت بیماری در نزدیک درختان بالغ شانکر دار اتفاق می‌افتد [۱۱]. شناخت پویای الگوی مکانی بیماری در بعد زمان-مکان و درک صحیح تعامل شدت‌های مختلف، از عوامل مهم در برنامه‌ریزی‌های مدیریتی به‌منظور حفاظت و حمایت از جنگل‌ها در برابر بیماری‌هاست [۵، ۶]. با وجود این، با توجه به اولین گزارش رسمی خشکیدگی بلوط ناشی از بیماری زغالی با عاملیت قارچ *Biscogniauxia mediterranea* در سال ۱۳۸۸ در جنگل‌های قرق و توسکستان استان گلستان، هنوز تحقیقی درباره چگونگی پراکنش و تعامل آن با عوامل محیطی انجام نگرفته است؛ بنابراین ضروری است با استفاده از روش‌های تحلیل مکانی، الگوی پراکنش و تعامل شدت‌های مختلف بیماری در طول زمان و مکان بهتر شناخته شود تا درکی صحیح و علمی از چگونگی ایجاد و گسترش این بیماری فراهم آید. بنابراین تحقیق حاضر با هدف تعیین شدت خسارت، پویایی الگوی مکانی و تعامل شدت‌های مختلف بیماری زغالی به‌منظور دستیابی به راهکاری در زمینه دخالت‌های مدیریتی در جنگل‌های بلندمازوی آلوده شمال کشور به‌ویژه پارک جنگلی قرق اجرا شد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در پارک جنگلی قرق به مساحت ۶۵۲ هکتار واقع در شرق استان گلستان با طول جغرافیایی ۳۶°۵۲'۰۰" عرض و ۵۴°۴۳'۱۰" شرقی و عرض ۳۶°۵۳'۲۰" تا ۳۶°۵۳'۲۰" شمالی انجام گرفت. دامنه ارتفاعی منطقه

1. *Quercus castaneifolia*
2. *Carpinus betulus*
3. *Parritia persica*
4. *Zelkova carpinifolia*
5. Point Centered Quarter

تجزیه و تحلیل الگوی مکانی

بیشتر بوم‌شناسان برای تعیین تشخیص الگوی مکانی جوامع گیاهی از داده‌های ترانسکت، به طور معمول از روش‌های واریانس کوادرات مانند روش‌های واریانس کوادرات جفت‌شده (PQV^1) و واریانس کوادرات دو جمله‌ای موضوعی ($TTLQV^2$)، استفاده می‌کنند [۱، ۷]. به منظور اعمال روش‌های واریانس پلات برای تشخیص الگوی پراکنش بیماری، داده‌های به دست آمده از روش PCQ در طول‌ترین ترانسکت، در دو مرحله تنظیم شدند: اول گره‌ها به عنوان مراکز پلات‌ها انتخاب شدند و بیشترین فاصله گره تا درخت به عنوان عرض پلات در هر ترانسکت در نظر گرفته شد و دوم، مشاهدات هر گره با جایگزینی میانگین یا ماکزیمم مشاهدات گره به مشاهدات پلات، تبدیل شدند. روش PQV ، واریانس زوج‌های کوادرات در یک مکان یا فاصله معین در طول ترانسکت را برآورد می‌کند و برای برآورد آن از معادله ۳ استفاده شد [۶، ۱۴].

$$V_{POV}(r) = \frac{\sum_{j=1}^{n-1} (X_j + X_{j+r})^2}{2(n-1)} \quad (3)$$

در روش $TTLQV$ ، با استفاده از معادله ۴، واریانس بلوک‌های مجاور در کوادرات‌ها با اندازه‌های مختلف بلوک محاسبه می‌شود [۶ و ۱۴].

$$V_{TTLQV}(r) = \frac{\sum_{j=1}^{n+1-2r} \left(\sum_{j=1}^{i+r-1} X_j - \sum_{j=i+r}^{i+2r-1} X_j \right)^2}{2r(n+1-2r)} \quad (4)$$

X_j : مشاهده در j ام کوادرات، n : تعداد کل کوادرات‌ها، r : پارامتر مقیاس، که بیانگر تعداد دفعات ادغام کوادرات‌ها است. ارزیابی الگوی پراکنش روی

مقدار خشکیدگی تاج و کیفیت تنه اصلی، شدت خسارت بیماری در هر درخت، و شدت خسارت درختان در پنج رتبه طبقه‌بندی شد [۱۲، ۱۳].

برآورد تراکم جمعیت

تراکم درختان بلوط در پنج رتبه بیماری براساس داده‌های به دست آمده در روش PCQ در سه مرحله محاسبه شد. در مرحله اول میانگین فاصله درختان در هر ترانسکت بدون در نظر گرفتن رتبه بیماری برای کل ترانسکت‌ها به صورت زیر محاسبه شد. \bar{d} برابر است با میانگین فاصله درختان از مرکز گره که با استفاده از معادله ۱ محاسبه می‌شود [۶].

$$\bar{d} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i \quad (1)$$

n برابر کل نمونه‌های برداشت شده است. متوسط سطح اشغال شده توسط یک درخت را با $(\bar{d})^2$ نشان می‌دهند. بنابراین در مرحله دوم، تراکم جمعیت درختان در سطح ۱ هکتار براساس متوسط سطح اشغال شده توسط یک درخت محاسبه می‌شود. تراکم درختان بلوط p (درخت/هکتار): براساس معادله ۲ محاسبه شد [۱۳].

$$p = \frac{10000 \cdot m^2 / \text{ha}}{(\bar{d}_m)^2 / \text{tree}} \quad (2)$$

در نهایت تراکم جمعیت درختان بلوط در هر رتبه بیماری براساس تراکم به دست آمده در هکتار محاسبه و درصد درختانی که در هر رتبه بیماری قرار گرفتند، مشخص می‌شود. بنابراین، تراکم هر رتبه بیماری مثلاً رتبه i با p_i نشان داده می‌شود و $p_i = p \times q_i$ به طوری که $q_i = \frac{n_i}{n} \times 100$ و $n_i =$ تعداد کل نمونه‌های که رتبه i (۱، ۲، ۳، ۴ و ۵) در آن مشاهده شده است و n تعداد کل نمونه‌های ثبت شده است [۶، ۱۳].

نتایج و بحث

توزیع و تغییرات شدت خسارت بیماری

از مجموع چهارده ترانسکت، هفت ترانسکت به دلیل نبود درخت بلوط بلندمازو یا تغییر کاربری حذف شدند. در نهایت داده‌های مربوط به درختان بلندمازو در ۱۰۲ گره ثبت شد (جدول ۱). میانگین قطر برابر سینه درختان معادل ۵۵/۵ سانتی‌متر با دامنه قطری ۱۵ تا ۱۴۰ سانتی‌متر با تراکم متوسط ۳۰ اصله در هکتار برآورد شد (جدول ۱).

نتایج آزمون چنددامنه‌ای دانکن مشخص کرد که میانگین قطر برابر سینه درختان درون ترانسکت‌ها در سطح ۰/۰۵ اختلاف معنی‌داری ندارند (جدول ۱). همچنین نتایج آزمون کروسکال والیس نشان داد میانگین شدت خسارت در درون ترانسکت‌ها در هر دوره در سطح ۰/۰۱ تفاوت معنی‌داری با هم دارند، به طوری که در هر دو سال درختان موجود در ترانسکت‌های ۱ و ۷ به ترتیب بیشترین و کمترین میانگین شدت خسارت را به خود اختصاص داده بودند (شکل ۱). علاوه بر این نتایج نشان داد که در مهر ۱۳۹۳، کمترین (۵/۵۵) و بیشترین (۲۶/۷۶)، درصد درختان خشک شده به ترتیب در ترانسکت‌های ۷ و ۴ وجود داشتند و نسبت به دیگر ترانسکت‌ها، مطلوب‌ترین و بدترین شرایط را از نظر خشکیدگی بلندمازو داشتند. کمترین (۷/۰۱) و بیشترین (۳۹/۵۸) درصد درختان سالم و بدون علائم بیماری نیز به ترتیب در ترانسکت‌های ۱ و ۶ وجود داشت.

داده‌های به دست آمده از ترانسکت ۴ که بیشترین طول را داشت، انجام گرفت.

الگوی تعامل شدت‌های مختلف بیماری پوسیدگی زغالی با درختان مرده

روش‌های متعددی مانند کوواریانس کوادرات دوجمله‌ای موضوعی (TTLQC) و کوواریانس پلات‌های جفت شده (PQC^۱)، برای ارزیابی داده‌های تک‌بعدی به منظور شناخت الگوی فضایی چندین گونه، وجود دارد [۶، ۱]. روش کوواریانس پلات‌های جفت شده در تشخیص الگوها در مقیاس کوچک و ویژگی‌های برجسته نسبت به دیگر روش‌ها، حساس‌تر و موفقیت‌آمیزتر است [۶، ۱]. از روش کوواریانس پلات‌های جفت شده، برای تشخیص الگوی پراکنش و تعامل شدت‌های مختلف بیماری پوسیدگی زغالی در منطقه تحقیق استفاده شد. حضور و نبود هر یک از رتبه‌های شدت بیماری با صفر برای نبود و یک برای حضور در گره‌های ترانسکت ۴ که بیشترین طول را داشت، ارزش‌گذاری شدند. با استفاده از روش کوواریانس پلات‌های جفت شده (PQC) (معادله ۵)، هم‌رخدادی شدت‌های مختلف بیماری در درختان بلندمازو بررسی شد [۶، ۱].

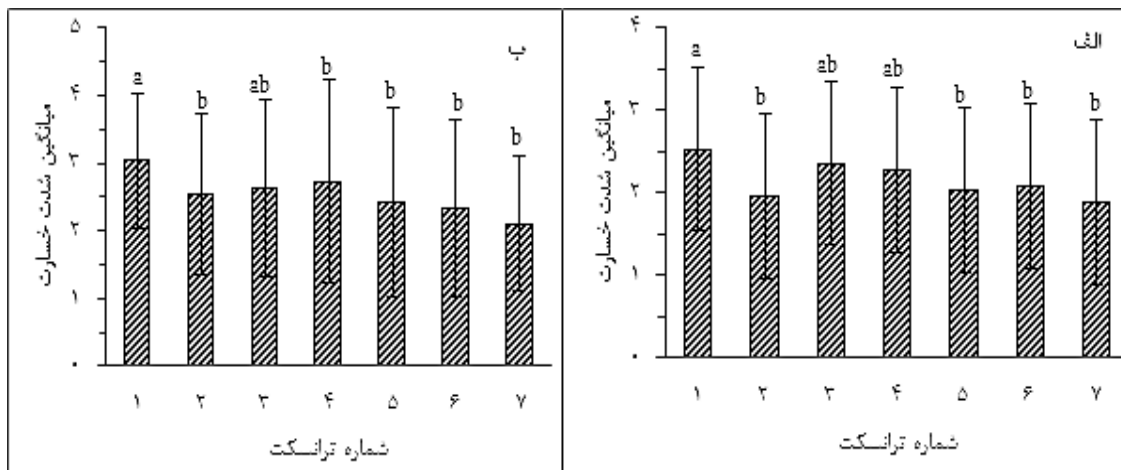
$$V_{PQC}(i, j, r) = \frac{\sum_{k=1}^{n-r} (X_{i,k} - X_{i,k+r}) * (X_{j,k} - X_{j,k+r})}{2(n-r)} \quad (5)$$

در این معادله $X_{i,k}$ و $X_{j,k}$ به ترتیب ارزش حضور/نبود در k م کوادرات برای سطح بیماری i و j هستند، n : تعداد کل کوادرات‌ها، و T : پارامتر مقیاس است، که بیانگر تعداد دفعات ادغام کوادرات‌ها است [۶، ۱].

جدول ۱. تعداد گره، متوسط قطر برابر سینه و تراکم درخت در هر ترانسکت

| تراکم (درخت/هکتار) | متوسط قطر برابر سینه (cm) ± (اشتباه معیار) | تعداد گره | ترانسکت |
|--------------------|--|-----------|---------|
| ۳۵ | ۵۸/۵±۳/۶ | ۱۴ | ۱ |
| ۲۹ | ۵۰/۸±۲/۰ | ۱۵ | ۲ |
| ۳۱ | ۵۹/۱±۲/۶ | ۱۶ | ۳ |
| ۲۵ | ۵۱/۰±۱/۹ | ۲۲ | ۴ |
| ۳۱ | ۵۲/۷±۲/۵ | ۱۶ | ۵ |
| ۲۲ | ۵۴/۳±۲/۰ | ۱۴ | ۶ |
| ۳۳ | ۳۵/۵±۴/۲ | ۵ | ۷ |
| | ۰/۱۳ | | Pvalue |
| | ۲/۲ n.s.* | | آماره F |

*نتایج آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح ۰/۰۵ برای مقایسه میانگین قطر برابر سینه در ترانسکت‌ها اختلاف معنی‌داری نشان نداد.



شکل ۱. میانگین شدت خسارت ± انحراف از معیار، درون ترانسکت‌ها، (الف) سال ۱۳۹۲ و (ب) سال ۱۳۹۳. گروه‌بندی معنی‌دار بودن تفاوت میانگین‌ها با حروف کوچک انگلیسی مشخص شد

ترانسکت در دوره یکساله نشان داد که در ترانسکت‌های ۱، ۲ و ۴، تغییرات متوسط شدت خسارت بین سال ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳ معنی‌دار است (جدول ۲). اما در ترانسکت ۲ بیش از ۶۳ درصد درختان سالم در یک سال آلوده به بیماری شده‌اند و به‌طور متوسط میانگین رتبه خسارت در طول یک سال ۰/۶۹ واحد افزایش یافته است (جدول ۲).

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده در مهر ۱۳۹۳، مشخص شد که ۲۵/۶۷ درصد از درختان، سالم؛ ۵۹/۷۳ درصد، بیمار؛ و ۱۴/۳۳ درصد، مرده‌اند. همچنین مقدار افزایش میانگین شدت خسارت در یک سال ۰/۴۱ واحد است. نتایج آزمون ناپارامتری ویلکاکسون جفتی نشان داد که این تغییرات در کل درختان ثبت‌شده، تفاوت معنی‌داری دارند. همچنین ارزیابی تغییرات شدت خسارت با استفاده از آزمون ویلکاکسون جفتی در هر

جدول ۲. چگونگی تغییرات میانگین شدت خسارت در طول دوره در هر ترانسکت

| ترانسکت | نرخ آلودگی درصد | نرخ مرگ‌ومیر درصد | میانگین شدت خسارت ± (انحراف معیار) ۱۳۹۲ | میانگین شدت خسارت ± (انحراف معیار) ۱۳۹۳ | آماره χ^2 | P-Value |
|---------|-----------------|-------------------|---|---|----------------|--------------------|
| ۱ | ۳۶ | ۳ | ۲/۵±۱/۱ b | ۳/۰±۱/۰ a | ۱۱۶۴/۵ | ۰/۰۱* |
| ۲ | ۶۳ | ۰ | ۱/۹±۱/۴ b | ۲/۵±۱/۲ a | ۹۷۲/۵ | ۰/۰۰۰۷*** |
| ۳ | ۳۳ | ۲ | ۲/۳±۱/۴ | ۲/۶±۱/۳ | ۱۳۲۳/۵ | ۰/۲۴ ^{ns} |
| ۴ | ۴۸ | ۳ | ۲/۲±۱/۷ b | ۲/۷±۱/۵ a | ۱۹۸۳ | ۰/۰۲* |
| ۵ | ۳۳ | ۱ | ۲/۰±۱/۴ | ۲/۴±۱/۴ | ۱۴۶۸/۵ | ۰/۰۶ ^{ns} |
| ۶ | ۲۰ | ۰ | ۲/۰±۱/۳ | ۲/۳±۱/۳ | ۱۰۲۲/۵ | ۰/۳۱ ^{ns} |
| ۷ | ۴۲ | ۰ | ۱/۸±۱/۰ | ۲/۱±۱/۰ | ۱۳۳/۵ | ۰/۳۳ ^{ns} |
| | ۴۳/۵۳ | ۱/۵۰ | ۲/۱±۱/۴ b | ۲/۶±۱/۳ a | ۵۴۶۵۸/۵ | ۰/۰۰۶*** |

^{ns} نبود تفاوت معنی‌دار، * تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵، ** تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۱، *** تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۰۱. حروف غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار در هر ترانسکت در دوره یکساله است.

جدول ۳. فراوانی مطلق، نسبی و تراکم درختان در شدت‌های مختلف خسارت در سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳

| رتبه خسارت | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ |
|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| ۱۳۹۲ | | | | | |
| فراوانی | ۱۷۵ | ۹۳ | ۳۴ | ۳۳ | ۵۰ |
| درصد | ۴۵/۵۲ | ۲۴/۱۱ | ۸/۹۴ | ۸/۴۰ | ۱۳ |
| تراکم (درخت/هکتار) | ۱۳/۳۵ | ۷/۰۷ | ۲/۶۲ | ۲/۶۴ | ۳/۸۱ |
| ۱۳۹۳ | | | | | |
| فراوانی | ۹۹ | ۱۱۵ | ۶۷ | ۴۹ | ۵۵ |
| درصد | ۲۵/۷۴ | ۲۹/۸۱ | ۱۷/۳۴ | ۱۲/۷۳ | ۱۴/۳۶ |
| تراکم (درخت/هکتار) | ۷/۵۵ | ۸/۷۴ | ۵/۰۸ | ۳/۷۳ | ۴/۲۱ |

برآورد تراکم جمعیت

فراوانی، فراوانی مطلق، تراکم نسبی و تراکم (درخت در هکتار)، درختان سالم در سال ۱۳۹۲ بیشتر از درختان در دیگر رتبه‌های بیماری است، اما نرخ سریع آلودگی در یک سال سبب شده است که نزدیک به دوسوم درختان سالم، به بیماری پوسیدگی زغالی آلوده شوند و در سال ۱۳۹۳ بیشترین تراکم و فراوانی به درختان بیمار با شدت خسارت پایین تعلق گیرد (جدول ۳). همچنین در سال

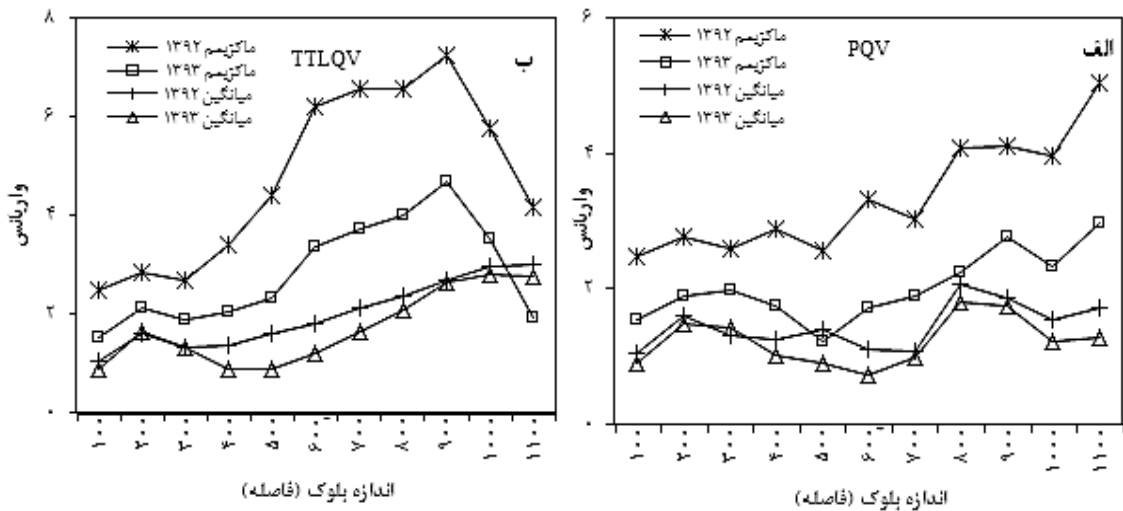
۱۳۹۳، تراکم درختان مرده ۴/۲۱ اصله در هکتار بود که ۱۴/۳۶ درصد از کل درختان ثبت‌شده را به خود اختصاص داده بودند (جدول ۳). نتایج این تحقیق در سال ۱۳۹۳ نشان داد که ۵۹/۸۸ درصد از درختان بلندمازو در پارک جنگلی قرق با شدت‌های مختلف خسارت، به بیماری پوسیدگی زغالی آلوده‌اند، به‌طوری که نرخ بیمار شدن و مرگ‌ومیر به ترتیب ۴۳/۵۳ و ۱/۵۰ درصد در سال است.

در قسمت غربی پارک میانگین شدت خسارت بیش از دیگر مناطق پارک است، اما روند افزایش خسارت بیماری در ترانکست دو، بیشتر بود. با بازدیدهای متناوب مشخص شد که تمرکز حضور گردشگران در امتداد ترانکست ۲ بیشتر از دیگر سطوح پارک است. براساس علائم و شواهد موجود در امتداد ترانکست ۱ مشخص شد که تخریب ناشی از استفاده غیرمعمول، تغییر کاربری و حضور بیش از حد گردشگر در سال‌های گذشته در این بخش از پارک، سبب افزایش شدت خسارت شده است. با وجود این، در بخش شرقی پارک که گردشگر در آن کمتر حضور پیدا می‌کند، تخریب ناشی از آن نیز کمتر است. نتایج این تحقیق با تحقیقات کرمی و همکاران [۱۲] مطابقت دارد؛ آنان نشان دادند این بیماری با باز بودن توده و کاهش تراکم درختان در جنگل‌های طبیعی و دست‌کاشت نسبت به توده‌هایی که تراکم مطلوبی دارند، بیشتر توسعه و گسترش می‌یابد، اما باید مطالعات بیشتری در این زمینه انجام گیرد تا رابطه بیماری با تراکم درخت بلوط بلندمازو بهتر مشخص شود [۵، ۱۲].

الگوی مکانی - زمانی بیماری پوسیدگی زغالی

نتایج هر دو روش PQV و TTLQV نشان داد که درختان خشک‌شده در سال ۱۳۹۲ خوشه‌های شدیدی تشکیل دادند، ولی در سال ۱۳۹۳ خوشه‌های با شدت کمتری نسبت به سال قبل تشکیل دادند (شکل ۲). نتایج روش‌های یادشده برای میانگین پنج رتبه شدت خسارت (میانگین درختانی که در هر چهار جهت یک گره تاج خشکیده داشتند) و حداکثر پنج رتبه شدت

خسارت (دست‌کم یکی از چهار جهت در هر گره دارای تاج خشکیده بود) نشان دادند که درختان با تاج خشکیده در فاصله ۹۰۰ متر خوشه‌های با شدت قوی در سال ۱۳۹۲ تشکیل می‌دهند. نتایج تجزیه و تحلیل روش‌های یادشده نشان داد در سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳، درختان با تاج خشکیده در فاصله ۲۰۰ متر، خوشه‌های با شدت ضعیف تشکیل می‌دهند (شکل ۲ الف و ب). اما نتایج تجزیه و تحلیل روش PQV برای داده‌های ماکزیمم سال ۱۳۹۲، بیانگر تکرار خوشه‌های با شدت ضعیف در فاصله‌های ۲۰۰، ۴۰۰، ۶۰۰ و در نهایت ۹۰۰ متر بود که با افزایش فاصله، شدت خوشه‌بندی نیز افزایش می‌یابد (شکل ۲ الف). با وجود افزایش درختان مرده با نرخ ۱/۵۶ درصد در سال، الگوی مکانی شایان توجهی از خشکیدگی تاج در سال ۱۳۹۳ نسبت به سال قبل وجود ندارد، به طوری که شدت خوشه‌بندی کاهش یافته است (شکل ۲ الف و ب). نتایج بررسی الگوی پراکنش مکانی با استفاده از روش‌های PQV و TTLQV نشان داد درختان مرده در سال اول خوشه‌های قوی با فاصله ۹۰۰ متر ایجاد می‌کنند و با وجود افزایش خشکیدگی تاج طی یک سال، خوشه‌بندی در سال دوم شدت کمتری دارد [۵، ۶]. این نتایج شاید بیانگر آن باشد که بیماری در مراحل اولیه اپیدمی به صورت خوشه‌ای، سبب خشکیدگی تاج درختان بلندمازو می‌شود و هر چه از شروع اپیدمی می‌گذرد، از شدت خوشه‌بندی کاسته می‌شود [۵، ۶].

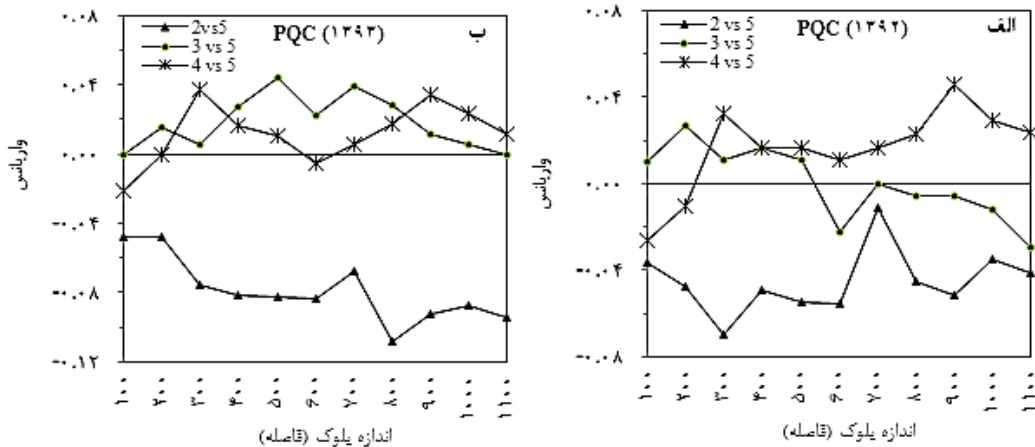


شکل ۲. نتایج تجزیه و تحلیل داده‌ها برای تشخیص الگوی پراکنش خشکیدگی تاج در درختان بلندمازوی آلوده به بیماری پوسیدگی زغالی: (الف) PQV تجزیه و تحلیل میانگین و ماکزیمم داده‌ها در دو سال؛ (ب) TILQV تجزیه و تحلیل میانگین و ماکزیمم داده‌ها در دو سال.

در فاصله دورتری از درختان مرده، تشکیل خوشه می‌دهند و ارتباط منفی با هم دارند. اما درختان با شدت زیاد بیماری، ارتباط مثبت و معنی‌داری دارند [۱۰، ۱۵]، به طوری که در فواصل ۳۰۰ و ۸۰۰ متر تشکیل خوشه می‌دهند. بر اساس این نتایج می‌توان بیان کرد که شیوع بیماری پوسیدگی زغالی در یک درخت میزبان مستعد که بیشتر تحت تنش بوده است شروع می‌شود و با افزایش تراکم مایه اولیه تلقیح در اطراف این درختان، سبب خسارت شدید در یک مکان می‌شوند. همچنین با توجه به مؤثر بودن ناقلان بیماری در گسترش و توسعه بیماری در سطح درخت و جنگل، می‌توان اذعان کرد که تراکم زیاد چنین عوامل تأثیرگذاری در محدوده منبع آلودگی، سبب گسترش و افزایش شدت بیماری در نزدیک منبع آلودگی شده است [۱۶، ۱۷].

الگوی مکانی - زمانی تعامل رتبه‌های شدت خسارت بیماری با درختان مرده

نتایج تجزیه و تحلیل روش PQC نشان داد در هر دو سال رابطه مثبت و معنی‌داری بین درختان مرده (رتبه ۵) و درختان کلونیزه شده توسط بیماری و سوسک چوب‌خوار با شدت زیاد بیماری (رتبه ۴) وجود دارد (شکل ۳ الف و ب). همچنین مشخص شد که درختان مرده (۵) و درختان با شدت کم بیماری (۲)، رابطه منفی با هم دارند و درختان با نشانه‌های اولیه بیماری در فواصل دور از درختان مرده تشکیل خوشه می‌دهند (شکل ۴ الف و ب). درختان مرده (۵) و درختان رتبه ۳، در سال اول رابطه منفی با هم داشتند، اما در سال دوم در بعضی از فواصل ارتباط مثبتی با هم پیدا کردند (شکل ۳ ب). نتایج تجزیه و تحلیل هم‌رخدادی شدت‌های مختلف بیماری با درختان مرده نشان داد که درختان دارای علائم اولیه بیماری



شکل ۳. نتایج روش PQC (الف) مقایسه داده‌های درختان با رتبه خسارت ۲ و ۳، ۵ و ۴ و ۵ در سال ۱۳۹۲؛ (ب) نتایج تجزیه و تحلیل مقایسه داده‌های درختان خشکیده (رتبه ۵) با داده‌های رتبه خسارت ۲، ۳ و ۴ در سال ۱۳۹۳

جنگل‌های شمال کشور به‌ویژه بلوط، آزاد و راش و در جنگل‌های زاگرس گونه‌های بلوط میزبان این بیماری‌اند و ساختار و عملکرد جنگل‌های شمال و غرب به چنین گونه‌هایی وابسته است، ضرورت ارزیابی سلامت جنگل در دوره‌های متناوب و چگونگی توزیع و گسترش بیماری زغالی به‌خوبی درک می‌شود. علاوه‌بر خصوصیات میزبان و قارچ عامل بیماری، عوامل زنده (آفات برگ‌خوار مانند *Lymantria dispar* آفات چوب‌خوار مانند *Megopis scabricornis* و ...) و غیرزنده زیادی در خشکیدگی بلوط دخیل‌اند [۱۳، ۱۵]، از این رو نمی‌توان گفت که کدام عوامل می‌توانند آینده درختان را مشخص کنند. علاوه بر این با وجود تنش‌های متعدد مانند آفات برگ‌خوار و خشکسالی‌های چند سال اخیر در منطقه، شرایط برای گسترش و افزایش آلودگی بیماری پوسیدگی زغالی فراهم شده است [۱۸، ۱۹].

نتیجه‌گیری

براساس نتایج، ضروری است با اجرای برنامه‌های پرورشی، حفاظتی و حمایتی مؤثر، در زمینه کاهش

بنابراین می‌توان نحوه گسترش بیماری زغالی را چنین تصور کرد که ابتدا نزدیک‌ترین درختان مستعد به پذیرش این بیماری، عفونی خواهند شد و هرچه درخت از این منبع آلودگی دورتر باشد، احتمال بیمار شدن آن نیز کمتر خواهد بود [۶، ۱۰]. کاهش شدت خوشه‌بندی در طی یک سال شاید بیانگر توزیع بیماری با شدت‌های زیاد در کلیه سطح پارک باشد که احتمال خشکیدگی و مرگ‌ومیر در سال‌های آتی را افزایش می‌دهد. بر اساس نتایج به‌دست آمده مشخص شد در بیشتر درختان بیمار، بخشی از تاج به‌صورت موضعی یا تجمعی خشک شده و در اغلب موارد با افزایش شدت خسارت بیماری، تاج شکسته است. در چنین شرایطی اگر راهکارهای حفاظتی فوری و اثربخش اعمال نشود، سبب از دست دادن بخش وسیعی از تاج پوشش درختان بلندمازو می‌شود [۱۲]. کاهش و تنک شدن تاج بلندمازو به عنوان مهم‌ترین گونه درختی در این جنگل‌ها سبب تغییر در ساختار و ترکیب جوامع گیاهی و جانوری در منطقه خواهد شد؛ با این حال نتایج یادشده می‌تواند تأثیر مهمی در معرفی راهکارهای مدیریت این بیماری و احیای جنگل داشته است. از آنجا که درصد زیادی از گونه‌های

شناسایی و از بین بردن درختان مرده یا بیمار دچار خسارت شدید، به‌عنوان فعالیت کانون‌کوبی است. می‌توان پیش‌بینی کرد که در صورت توسعه بیماری و خشک شدن درختانی که توان بازیابی سلامت خود را از دست داده‌اند، موج جدیدی از بیماری در منطقه شروع می‌شود که دامنه گسترش بیماری را بیشتر خواهد کرد. بنابراین ضروری است مدیران برای حفظ و حراست از اکوسیستم‌های جنگلی در چنین مناطقی، تمهیدات نو و کارآمدی بیندیشند تا شدت خسارت و شتاب گسترش بیماری زغالی به کمترین حد برسد.

روند خشکیدگی بلوط در پارک جنگلی قرق اقدام شود. این تحقیق بینشی از الگوی مکانی و زمانی پراکنش خشکیدگی بلندمازو در سطح وسیع را برای مدیران و کارشناسان بخش حفاظت و حمایت از جنگل فراهم کرده است تا بتوانند براساس چگونگی الگوی پراکنش خشکیدگی درختان، برنامه‌های مدیریتی را طرح‌ریزی و اجرا کنند. همچنین با توجه به رابطه مثبت درختان مرده با درختان بیمار با شدت خسارت زیاد، می‌توان گفت یکی از مؤثرترین راهکارها کاهش آلودگی در جنگل‌های آلوده،

References

- [1]. Dale, M.R.T. (1999). *Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [2]. Dovciak, M., Frelich, L.E., and Reich, P.B. (2001). Discordance in spatial patterns of white pine (*Pinus strobus*) size-classes in a patchy near-boreal forest. *Journal of Ecology*, 89(2): 280–291.
- [3]. Gomez-Aparicio, L., Ibanez, B., Serrano, S.M., Vita D.P., Avila, J.M., Perez-Ramos, M.I., Garcia, L.V., Sanchez, M.E., and Maranon, T. (2012). Spatial patterns of soil pathogens in declining Mediterranean forests: implications for tree species regeneration. *New Phytologist*, 194 (4): 1014–1024.
- [4]. Sposito, M.B., Amorim, L., Bassanezi, R.B., Bergamin Filho A., and Hau, B. (2008). Spatial pattern of black spot incidence within citrus trees related to disease severity and pathogen dispersal. *Plant Pathology*, 57(1):103–108.
- [5]. Kelly, M., and Meentemeyer, R.K. (2002). Landscape Dynamics of the Spread of Sudden Oak Death. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68(10): 1001-1009.
- [6]. Kelly, M., Liu, D., McPherson, B., Wood, D., and Standiford, R. (2008). Spatial pattern dynamics of oak mortality and associated disease symptoms in a California hardwood forest affected by sudden oak death. *Journal of Forest Research*, 13(5): 312–319.
- [7]. Liu, D., Kelly, M., Gong, P., and Guo, Q. (2007). Characterizing spatial-temporal tree mortality patterns associated with a new forest disease. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3): 220–231.
- [8]. Fan, Z., Fan, Xiuli., Crosby, M.K., Moser, W.K., He, H., Spetich, M.A., and Shifley, S.R. (2012). Spatio-Temporal Trends of Oak Decline and Mortality under Periodic Regional Drought in the Ozark Highlands of Arkansas and Missouri. *Forests*, 3(3): 614-631.
- [9]. Rodríguez-Molina, M.C., Blanco-Santos, A., Palo-Nunez. E.J., Torres-Vila, L.M., Torres-Álvarez, E., and Suarez-de-la-Camara, M. A. (2005). Seasonal and spatial mortality patterns of holm oak seedlings in a reforested soil infected with *Phytophthora cinnamomi*. *Forest Pathology*, 35(6): 411–422.
- [10]. Baguskas, S.A., Peterson, S.H., Bookhagen, B., and Still C.J. (2014). Evaluating spatial patterns of drought-induced tree mortality in a coastal California pine forest. *Forest Ecology and Management* 315: 43–53.

- [11]. Giенcke, L.M., Dovciak, M., Mountrakis, G., Cale, J.A., and Mitchell, M.J. (2014). Beech bark disease: spatial patterns of thicket formation and disease spread in an aftermath forest in the northeastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(9): 1042–1050.
- [12]. Mirabolfathy, M., Groenewald, J.Z., and Crous, P.W. (2011). The occurrence of charcoal disease caused by *Biscogniauxia mediterranea* on chestnut-leaved oak (*Quercus castaneifolia*) in the Golestan Forests of Iran. *Plant Disease Journal*, 95(7): 876-876.
- [13]. Karami, J., Kvosi, M.R., and Babanezhad, M. (2016). Assessment of relationship between host characteristics with the severity and occurrence of charcoal disease in oak forests of Golestan. *Iranian Journal of Forest*, 8(2):195-207.
- [14]. Plotnick, R.E., Gardner, R.H., Hargrove, W.W., Prestegard, K., and Perlmutter, M. (1996). Lacunarity analysis: A general technique for the analysis of spatial patterns, *Physical Review E*, 53(5):5461–5468.
- [15]. Martin, J., Cabezas, J., Buyolo, T., and Paton, D. (2005). The relationship between *Cerambyx* spp. damage and subsequent *Biscogniauxia mediterranea* infection on *Quercus suber* forests. *Forest Ecology Management*. 216(1):166–174.
- [16]. Henriques, J., Barrento, M.J., Bonifácio, L., Gomes, A.A., Lima, A., and Sousa, E. (2014). Factors Affecting the Dispersion of *Biscogniauxia mediterranea* in Portuguese Cork Oak Stands. *Silva Lusitana*, 22(1):83 – 97.
- [17]. Henriques, J., Lurdes Inácio, M., Lima, A., and Sousa, E. (2012). New outbreaks of charcoal canker on young cork oak trees in Portugal. *Integrated Protection in Oak Forests*, 76(2):85-88.
- [18]. Karami, J., Kvosi, M.R., and Babanezhad, M. (2015). Spatial pattern and disease severity of charcoal canker in Hyrcanian forests, north of Iran. *Journal of forest science*, 61(6):261–267.
- [19]. Karami, J., Kvosi, M.R., and Babanezhad, M. (2015). Assessing the relationship between some environmental variables and spread of charcoal disease on chestnut-leaved oak (*Quercus castaneifolia* CA Mey). *Iranian Journal of Forest and Range Protection Research*, 13(1):34-45