

## رابطه‌ی بین برخی از متغیرهای محیطی با روند گسترش بیماری ذغالی در درختان بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C.A. Mey)

جلیل کرمی<sup>۱\*</sup>، محمدرضا کاوسی<sup>۲</sup> و منوچهر بابائزاد<sup>۳</sup>

\*<sup>۱</sup>- نویسنده مسئول، دانشجوی دکترای جنگلشناسی و اکولوژی جنگل (پاتولوژی جنگل)، دانشکده علوم جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان،

پست الکترونیک: karamij\_2008@yahoo.com

<sup>۲</sup>- دانشیار، گروه جنگلشناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده علوم جنگل، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

<sup>۳</sup>- دانشیار، گروه آمار، دانشکده آمار، دانشگاه گلستان

تاریخ دریافت: ۹۳/۱۰/۲۴ تاریخ پذیرش: ۹۴/۰۶/۱۱

### چکیده

در سال‌های اخیر شیوع بیماری ذغالی ناشی از قارچ *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze در جنگل‌های بلوط ایران در حال گسترش است. تحقیق حاضر با هدف بررسی رابطه‌ی بین برخی از متغیرهای محیطی بر روند اپیدمی بیماری ذغالی در دوره زمانی یکساله (۱۳۹۲-۱۳۹۳) در درختان بلوط بلندمازو در پارک جنگلی قرق در استان گلستان انجام شد. برای این منظور، وضعیت سلامت ۳۸۵ اصله درخت در هفت ترانسکت با ۱۰۲ گره بررسی شد. نتایج نشان داد که ۲۵/۸، ۱۴/۴ و ۵۹/۸ درصد درختان نمونه‌برداری شده به ترتیب سالم، کاملاً خشک و دارای درجات مختلف آلودگی به بیماری ذغالی بودند. میزان آلودگی و افزایش شدت خسارت در درختان قطور بیشتر از درختان جوان است، با وجود این میزان مرگ و میر در درختان جوان بالاتر بود. در مجموع، میزان مرگ و میر و آلودگی درختان بلندمازو در منطقه مورد مطالعه به ترتیب ۱/۵ و ۴۹/۵ درصد در سال می‌باشد. علاوه بر این نتایج نشان داد که ارتفاع از سطح دریا و شیب زمین از عوامل مؤثر بر چگونگی توزیع شدت و میزان آلودگی بیماری ذغالی هستند. شیوع بیماری ذغالی، اثرات مخربی بر ساختار جنگل‌های بلوط دارد به طوری که تحت تأثیر متغیرهای محیطی قرار می‌گیرد. در نهایت، تهیه مدل‌های اپیدمی بیماری، نیاز به درک درستی از چگونگی اثرگذاری متغیرهای محیطی بر تعامل میزبان-پاتوژن، دارد و یافته‌های این پژوهش می‌تواند الگوی مناسبی برای مدیریت و کنترل بیماری ذغالی فراهم کند و برای حفاظت و احیاء اکوسیستم‌های جنگلی به‌کار گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: بلوط بلندمازو، بیماری ذغالی، متغیرهای محیطی، *Biscogniauxia mediterranea*

### مقدمه

کشور، بیان‌گر اهمیت بوم‌شناختی آن‌هاست. جنگل‌های بلوط بلندمازو پس از راشستان‌ها جزء باارزش‌ترین تیپ‌های جنگلی هیرکانی هستند. در سال ۱۳۸۸ شیوع بیماری ذغالی در درختان بلندمازو در توسکستان و پارک جنگلی قرق در استان گلستان گزارش و عامل آن

گونه‌های جنس بلوط از مهم‌ترین درختان در رویشگاه‌های زاگرس و هیرکانی هستند. گستره رویشگاهی گونه‌های بلوط و سازگاری آن‌ها با مناطق سرد و مرتفع شمال غرب، گرم و خشک جنوب و شمال

روش‌های اصولی در مدیریت و پیشگیری از شیوع بیماری‌ها در اکوسیستم‌های جنگلی، باید تعامل بین پاتوژن و میزبان در شرایط محیطی متفاوت ارزیابی شود (Jules et al., 2014). با وجود این بررسی‌های اندکی در بوم‌نظام‌های جنگلی ایران در این خصوص انجام شده است. از این رو، پژوهش حاضر با هدف بررسی ۱- توزیع شدت آلودگی بیماری ذغالی، ۲- رابطه بین برخی از متغیرهای محیطی با روند گسترش بیماری ذغالی در درختان بلندمازو در دوره زمانی یک ساله (۱۳۹۳-۱۳۹۲) در پارک جنگلی قرق در استان گلستان انجام شد.

### مواد و روش‌ها

#### منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در پارک جنگلی قرق به مساحت ۶۵۲ هکتار واقع در شرق گلستان با طول جغرافیایی  $54^{\circ}40'30''$  تا  $54^{\circ}43'00''$  شرقی و عرض  $36^{\circ}52'00''$  تا  $36^{\circ}53'00''$  شمالی، انجام شد. دامنه ارتفاعی ۱۰۵ تا ۶۰۰ متر از سطح دریا، دارای جهت جغرافیایی شمالی و شیب آن ۰ تا ۵۰ درصد بود. متوسط بارندگی سالیانه  $684/2$  میلی‌متر و متوسط دمای سالیانه  $17/48$  درجه سانتی‌گراد بود. درختان بلندمازو، ممرز، انجیلی و آزاد پوشش درختی غالب منطقه را تشکیل دادند (بی‌نام، ۱۳۸۵).

#### روش نمونه‌برداری

با استفاده از سیستم اطلاعات مکانی، ترانسکت‌هایی با فاصله ۲۰۰ متر از هم در امتداد شمال- جنوب منطقه مورد مطالعه روی نقشه رقومی ترسیم و مرکز گره‌ها به صورت تصادفی منظم با فاصله حداقل ۱۰۰ متر در طول ترانسکت‌ها مشخص شدند (Kelly et al., 2008). محل دقیق گره‌ها با استفاده از دستگاه سیستم موقعیت‌یاب جهانی در عرصه مشخص و به‌منظور حذف اثرات حاشیه‌ای، گره‌هایی که حداقل ۱۰۰ متر از مرز جنگل فاصله داشتند، در نظر گرفته شد. برای انتخاب درختان،

از *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) Kuntze خانواده Xylariaceae معرفی شد (میرابوالفتحی، ۱۳۹۲؛ Mirabolfathy et al., 2011). بیماری ذغالی یکی از بیماری‌های مهم و مؤثر در خشکیدگی درختان بلوط در برخی از جنگل‌های آمریکا، آسیا، اروپا و شمال آفریقا است (Desprez-Loustau et al., 2006; Jurc & Ogris, 2006; Paoletti et al., 2007; Capretti & Battisti, 2007; Henriques et al., 2012). قارچ عامل بیماری در شرایط تنش خشکی و دمای بالاتر از حد معمول به صورت مهاجم و سریع عمل می‌کند و ممکن است باعث خشکیدگی موضعی پوست، آوند چوبی و در نهایت، مرگ درختان در حال رشد شود (کرمی و همکاران، ۱۳۹۳). امروزه چالش کلیدی در اپیدمیولوژی و بوم‌شناختی بیماری‌های گیاهی، درک و شناخت همزیستی میزبان- پاتوژن و چگونگی اثرگذاری متغیرهای محیطی در مقیاس وسیع و محلی است (Meentemeyer et al., 2011; Baguskas et al., 2014). پژوهشگران سعی دارند با درک چگونگی اثرگذاری محیط، میزبان، پاتوژن بر هم، الگوهای عملکردی جنگل را در برابر شیوع بیماری‌ها پیش‌بینی کرده تا براساس آن راه‌کارهای کاربردی برای پیشگیری و مدیریت آن‌ها ارائه کنند (Carlsson-Graner & Thrall, 2002; Kelly & Meentemeyer, 2002; Condeso & Meentemeyer, 2007). بررسی‌ها نشان می‌دهد که متغیرهای محیطی رابطه معنی‌داری با شدت خسارت عوامل بیماری‌زا در اکوسیستم‌های طبیعی دارند و در فرایند مدل‌سازی از وزن بالاتری برخوردار هستند (Stohlgren et al., 1999; Mack et al., 2000; Costa et al., 2010; Baguskas et al., 2014; Jules et al., 2014). همچنین شرایط محیطی، ویژگی‌های ژنوتیپی و فنوتیپی میزبان از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر گسترش بیماری در درختان جنگلی می‌باشند (Thrall et al., 2000; Kauffman & Jules, 2006; Anacker et al., 2007; Baguskas et al., 2014). بنابراین برای ارائه

(McPherson *et al.*, 2005 & 2010). علائم و نشانه‌های بیماری ذغالی به صورت زوال و مرگ درختان، قهوه‌ای شدن و خزان جنگل در بخش‌های که بیماری شایع است، مشاهده می‌شود (میرابوالفتحی، ۱۳۹۲). نشانه‌های بیماری، بیشتر شامل خروج شیرابه و صمغ سفید رنگ در محل شروع آلودگی روی شاخه‌ها و حجم زیادی از صمغ تیره روی تنه درختان مسن قابل مشاهده است (کرمی و همکاران، ۱۳۹۳؛ میرابوالفتحی، ۱۳۹۲). معمولاً خروج شیرابه در ارتفاع پایین‌تر از دو متر روی تنه اصلی مشاهده می‌شود و به ندرت در محل اتصال شاخه‌های جانبی و ارتفاعات بالاتر مشاهده می‌گردد (کرمی و کاوسی، ۱۳۹۲). با افزایش شدت بیماری، تراکم تاج کاهش می‌یابد و رشد پرتسیوم‌های قارچ زیر پوست باعث شکاف خوردن پوست تنه و جدا شدن آن و ایجاد شانکرهای بزرگ می‌شود (Capretti & Battisti, 2007; Mirabolfathy *et al.*, 2012). بنابراین درختان بلندمازو بر اساس شدت بیماری ذغالی به پنج کلاس خسارت گروه‌بندی شدند (جدول ۱).

خطی فرضی عمود بر ترانسکت در مرکز هر گره رسم و نزدیک‌ترین درخت بلندمازو تا مرکز آن انتخاب شد.

#### متغیرهای محیطی مورد بررسی

با هدف تعیین چگونگی پراکنش پایه‌های درختی آلوده به بیماری ذغالی در طبقات قطری مختلف، با توجه به دامنه قطری برابر سینه درختان (۱۴ تا ۱۴۰ سانتی‌متری) هشت کلاسه قطری با فاصله ۱۰ سانتی‌متری گروه‌بندی شدند. سه دامنه ارتفاعی از سطح دریا (۱۰۰-۲۰۰)، (۲۰۰-۳۰۰) و (۳۰۰-۴۰۰) و چهار طبقه شیب (۰-۱۰)، (۱۰-۲۰)، (۲۰-۳۰) و (۳۰-۴۰) از هم تفکیک شدند. سپس چگونگی روند بیماری در هر یک از طبقات مختلف ذکر شده ارزیابی شد.

#### ارزیابی علائم بیماری ذغالی

بر اساس علائم ظاهری بیماری ذغالی، میزان خسارت وارد شده به تنه اصلی درختان بلندمازو ارزش‌گذاری شد

جدول ۱- طبقه‌بندی درختان بلندمازو بر اساس وضعیت سلامت و نمره خسارت بیماری ذغالی

وضعیت درختان	علائم	نمره آلودگی
سالم	علائم و نشانه‌های ظاهری بیماری مشاهده نشد.	۱
بیمار (خسارت ضعیف)	تراوش مایع درون بافتی و نشانه‌های اولیه فعالیت قارچ عامل بیماری مشاهده گردید.	۲
بیمار (خسارت متوسط)	تراوش مایع درون بافتی بیشتر شده، سطح و عمق پوسیدگی توسعه یافته و اثرات شروع فعالیت سوسک چوب‌خوار قابل مشاهده است.	۳
بیمار (خسارت شدید)	تراوش مایع درون بافتی و پوسیدگی توسعه یافته و پوست چوب در قسمت‌های از تنه جدا شده، پوسیدگی عمیق شده و دامنه فعالیت سوسک چوب‌خوار بیشتر شده است.	۴
مرده	خشک شده و نشانه‌های زنده بودن در آن‌ها مشاهده نشد.	۵

$$\rho_i = \frac{t_1 - t_2}{t_1}$$

معادله (۱)

$\rho_i$ : میزان آلودگی،

$t_1$ : تعداد درختان سالم در دوره اول نمونه‌برداری (مهر

ماه ۱۳۹۲)،

با هدف برآورد میزان آلودگی و مرگ و میر درختان بلندمازو در پارک جنگلی قرق، وضعیت سلامت درختان انتخاب شده در دوره‌ی زمانی یک ساله (۱۳۹۳-۱۳۹۲) ارزیابی و میزان آلودگی و مرگ و میر به شرح زیر محاسبه شد (McPherson *et al.*, 2010).

پرشیب ترین ترانسکتها بودند. متوسط ارتفاع از سطح دریا در ترانسکتها اختلاف معنی داری را نشان داد به طوری که ترانسکت هفت و پنج به ترتیب کمترین (۱۳۵±۳/۹) و بیشترین (۲۱۶±۱۳/۴)، متوسط ارتفاع از سطح دریا را به خود اختصاص داده بودند. با وجود این نتایج نشان داد تفاوت شدت خسارت بیماری در درون ترانسکتها در بازدید مرحله اول (۱۳۹۲) و مرحله دوم (۱۳۹۳)، معنی دار می باشد به طوری که در سالهای ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳، ترانسکت یک و هفت به ترتیب بیشترین و کمترین شدت خسارت را به خود اختصاص داده بودند. همچنین کمترین (۵/۵) و بیشترین (۲۶/۷) درصد درختان مرده به ترتیب در ترانسکتهای شماره هفت و چهار مشاهده شد. علاوه بر این کمترین (۷) و بیشترین (۳۹/۵) درصد درختان سالم به ترتیب در ترانسکت یک و شش وجود داشت. بر اساس نتایج به دست آمده در پایان دوره نمونه برداری مرحله دوم (۱۳۹۳)، مشخص شد که ۲۵/۸ درصد از درختان سالم و ۵۹/۸ درصد با شدت های مختلف بیمار می باشند به طوری که ۱۴/۴ درصد از آنها خشک شدند (جدول ۲).

ارزیابی تغییرات شدت خسارت در هر یک از ترانسکتها در دوره زمانی یکساله نشان داد که میزان افزایش شدت خسارت درون ترانسکتهای یک، دو و چهار معنی داری می باشد. به طوری که بیش از ۵۸ درصد از درختان سالم داخل ترانسکت دو، در طول یک سال آلوده شده اند. با این وجود در سایر ترانسکتها تغییرات میانگین شدت خسارت معنی دار نبود. به نحوی که در ترانسکت هفت به نسبت سایر ترانسکتها روند بیمار شدن درختان و افزایش شدت خسارت شتاب کمتری داشت (شکل ۱).

$t_2$ : تعداد درختان سالم در دوره دوم نمونه برداری (مهرماه

۱۳۹۳

$$\rho_d = \frac{d_2 - d_1}{T} \quad \text{معادله (۲)}$$

$\rho_d$ : میزان مرگ و میر،

$d_1$ : تعداد درختان مرده در دوره اول نمونه برداری (مهر

ماه ۱۳۹۲)،

$d_2$ : تعداد درختان مرده در دوره دوم نمونه برداری (مهر

ماه ۱۳۹۳)،

$T$ : تعداد درختان زنده (سالم و بیمار)

### تجزیه و تحلیل داده ها

برای بررسی توزیع نرمال بودن داده ها و همگنی واریانس ها به ترتیب از آزمون های کلموگروف اسمیرنوف و لون استفاده شد. همچنین، برای مقایسه متغیرهای مورد استفاده از تجزیه و تحلیل واریانس یک طرفه (ANOVA) و برای مقایسه چندگانه میانگین ها از آزمون دانکن استفاده شد. از آزمون ناپارامتریک ویلکاکسون جفتی برای بررسی تفاوت های تغییرات شدت خسارت در طول دوره زمانی یکساله در هر یک از ترانسکتها به کار گرفته شد. همچنین، از آزمون کروسکال والیس برای بررسی شدت خسارت در کلاسه های قطر برابر سینه، شیب و ارتفاع از سطح دریا در هر دوره استفاده شد. تجزیه و تحلیل داده ها با استفاده از نرم افزار R نسخه 3.1 انجام شد.

### نتایج

#### چگونگی توزیع شدت بیماری ذغالی

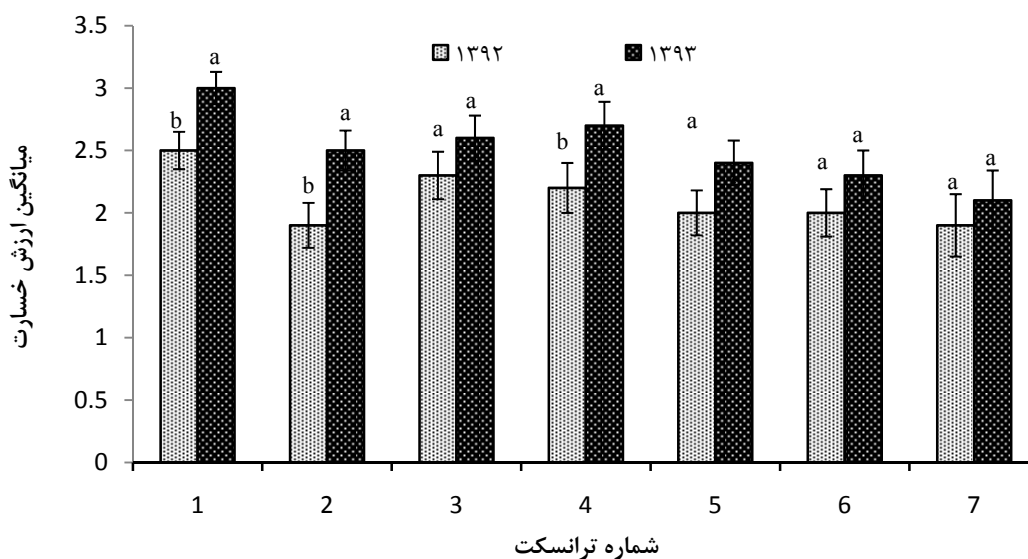
میانگین قطر برابر سینه درختان در ترانسکتها تفاوت معنی داری را نشان نداد. البته میانگین شیب در ترانسکتها از نظر آماری معنی دار بود، به طوری که ترانسکت یک با کمترین (۵/۴±۰/۹) و ترانسکت پنج با بیشترین (۱۳/۸±۱/۴) درصد به ترتیب مسطح ترین و

جدول ۲- مقایسه (میانگین  $\pm$  اشتباه معیار) قطر برابر سینه (سانتی‌متر)، شیب (درصد)، ارتفاع از سطح دریا (متر) و شدت خسارت در هر یک از ترانسکت‌ها در طول دوره زمانی یک ساله مورد بررسی

ترانسکت	تعداد گره	شیب	ارتفاع از سطح دریا	قطر برابر سینه	شدت خسارت ۱۳۹۲	شدت خسارت ۱۳۹۳
۱	۱۴	۵/۴ $\pm$ ۰/۹c	۱۴۵ $\pm$ ۴/۰bc	۶۱ $\pm$ ۳/۵a	۲/۵ $\pm$ ۰/۱a	۳ $\pm$ ۰/۳a
۲	۱۵	۱۰/۶ $\pm$ ۱/۲abc	۱۵۶ $\pm$ ۵/۷bc	۵۰/۶ $\pm$ ۲/۲a	۱/۹ $\pm$ ۰/۲b	۲/۵ $\pm$ ۰/۱۶ab
۳	۱۶	۱۰/۲ $\pm$ ۱/۲abc	۱۷۲ $\pm$ ۷/۱bc	۵۸/۹ $\pm$ ۲/۵a	۲/۳ $\pm$ ۰/۲ab	۲/۶ $\pm$ ۰/۱۸ab
۴	۲۰	۱۲/۲ $\pm$ ۱/۴ab	۱۸۰ $\pm$ ۸/۵ab	۵۴/۲ $\pm$ ۲/۶a	۲/۲ $\pm$ ۰/۲ab	۲/۷ $\pm$ ۰/۱۹ab
۵	۱۶	۱۳/۸ $\pm$ ۱/۴a	۲۱۶ $\pm$ ۱۳/۴a	۵۲/۴ $\pm$ ۲/۶a	۲/۰ $\pm$ ۰/۲ab	۲/۴ $\pm$ ۰/۱۸ab
۶	۱۴	۷/۶ $\pm$ ۰/۷bc	۱۵۴ $\pm$ ۶/۱bc	۵۵/۰ $\pm$ ۲/۲a	۲/۰ $\pm$ ۰/۲ab	۲/۳ $\pm$ ۰/۲b
۷	۵	۸/۶ $\pm$ ۱/۱abc	۱۳۵ $\pm$ ۳/۹c	۵۴/۳ $\pm$ ۴/۲a	۱/۸ $\pm$ ۰/۳b	۲/۱ $\pm$ ۰/۲b
	آماره F ( $\chi^2$ )	۳/۵*	۴/۱*	۲/۳ n.s	۱۴/۸* <sup>Δ</sup>	۱۵/۳* <sup>Δ</sup>

<sup>ns</sup> عدم وجود تفاوت معنی‌دار، \* تفاوت معنی‌دار در سطح ۵ درصد، <sup>Δ</sup> آماره  $\chi^2$

حروف غیر مشابه در هر ستون نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار میان ترانسکت‌ها برای متغیر مورد بررسی می‌باشد.

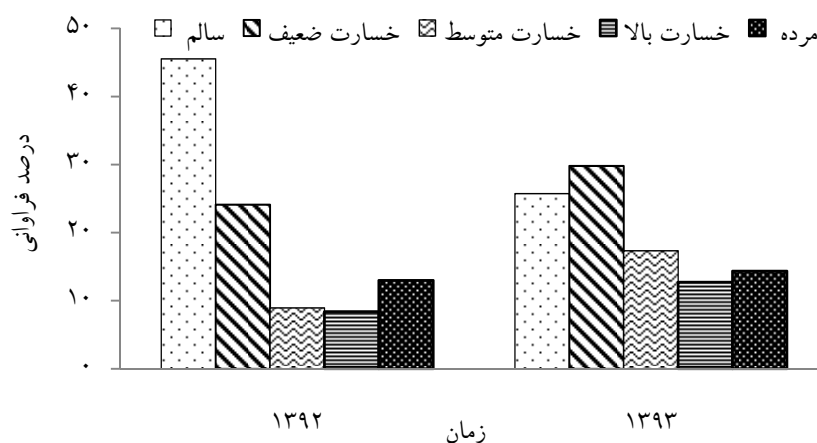


شکل ۱- مقایسه شدت خسارت (میانگین  $\pm$  اشتباه معیار) درون هر یک از ترانسکت‌ها در دوره زمانی یک ساله (۱۳۹۲-۱۳۹۳).

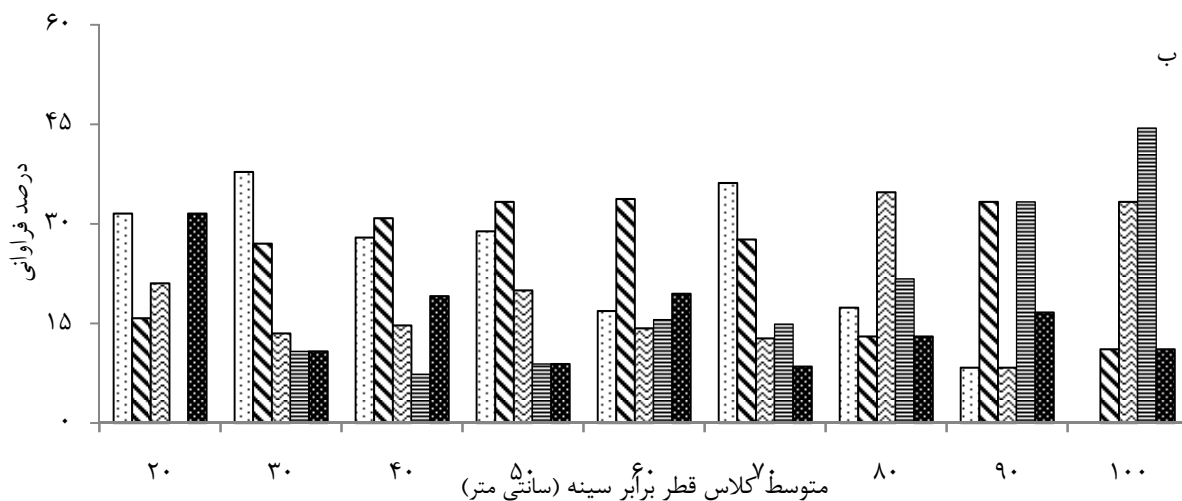
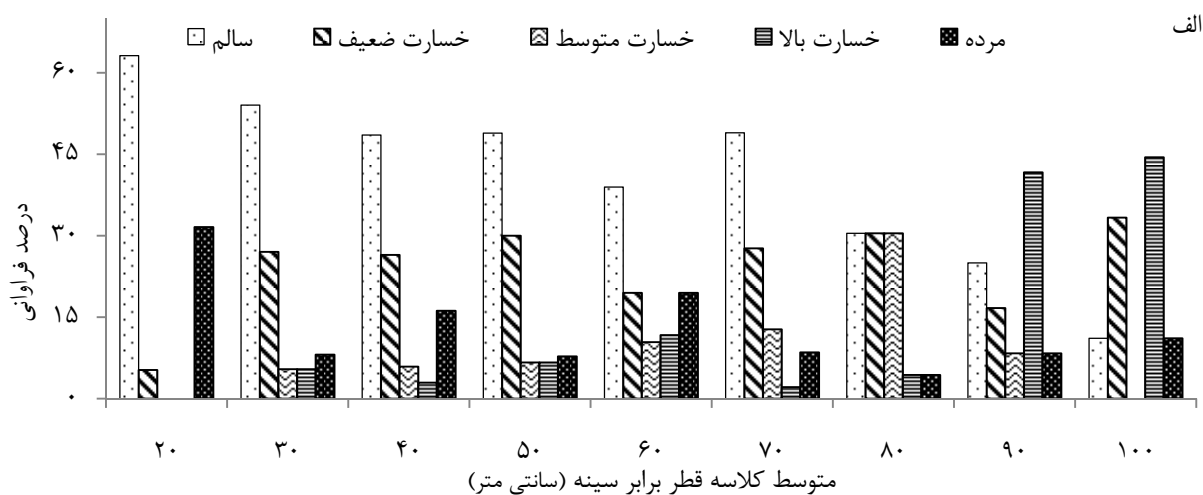
حروف غیر مشابه نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار برای متغیر مورد بررسی میان دو مرحله مورد بررسی می‌باشد.

ناشی از میزان آلودگی در این منطقه بالا می‌باشد که در مجموع بر تعداد درختان بیمار با شدت خسارت ضعیف افزوده می‌شود به طوری که در مرحله دوم نمونه‌برداری (۱۳۹۳)، سهم بیشتری از درختان در این کلاس خسارت قرار می‌گیرند (شکل ۲).

میزان آلوده شدن درختان سالم و مرگ و میر درختان بیمار در دوره زمانی یک ساله به ترتیب ۴۹/۶ و ۱/۵۶ درصد بود. با وجود این که در تمام ترانسکت‌ها روند خشک شدن درختان در طول دوره مورد بررسی با سرعت زیادی رخ نداده است اما بطورکلی افزایش میانگین شدت خسارت



شکل ۲- تغییرات درصد فراوانی درختان سالم، بیمار (خسارت ضعیف، متوسط و بالا) و مرده بلندمازو انتخاب شده در پارک جنگلی قرق در دوره زمانی یک ساله



شکل ۳- فراوانی نسبی درختان سالم، بیمار (خسارت ضعیف، خسارت متوسط و خسارت بالا) و مرده در طبقات قطری برابر سینه در دوره زمانی یکساله (الف: سال ۱۳۹۲ و ب: سال ۱۳۹۳، در پارک جنگلی قرق در استان گلستان)

جدول ۳- مقایسه قطر برابر سینه (میانگین  $\pm$  اشتباه معیار) در سه کلاسه وضعیت سلامت درختان و چگونگی تغییرات آن در دوره زمانی یک ساله مورد بررسی در پارک جنگلی قرق در استان گلستان

قطر برابر سینه درختان نمونه برداری در دوره زمانی یکساله		
۱۳۹۳	۱۳۹۲	وضعیت سلامت
۴۹/۶ $\pm$ ۱/۷ a	۵۰/۹ $\pm$ ۱/۳b	سالم
۵۷/۰ $\pm$ ۱/۳ a	۵۹/۴ $\pm$ ۱/۷a	بیمار
۵۳/۱ $\pm$ ۲/۷ a	۵۲/۸ $\pm$ ۲/۸ ab	مرده
۲/۰۴ <sup>n.s</sup>	۳/۵ <sup>*</sup>	آماره F

<sup>n.s</sup> عدم وجود تفاوت معنی دار، و <sup>\*</sup> تفاوت معنی دار در سطح ۰/۰۵

حروف غیر مشابه در هر ستون نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار میان ترانسکت‌ها در وضعیت سلامت درختان در دوره زمانی مورد بررسی می‌باشد.

در دوره زمانی یکساله مورد بررسی متوسط شدت خسارت در ارتفاع از سطح دریا، تفاوت معنی داری را نشان نداد به طوری که بیشترین (۲/۹) میزان شدت خسارت در ارتفاع ۳۰۰-۴۰۰ متر مشاهده شد (جدول ۴). اگرچه بررسی روند افزایش شدت خسارت در هر کلاسه ارتفاع از سطح دریا نشان داد که میزان تغییرات در دامنه‌های ۱۰۰-۲۰۰ و ۳۰۰-۴۰۰ معنی دار است (شکل ۴). بنابراین بیشترین میزان آلودگی در دامنه‌ی ارتفاعی (۲۰۰-۱۰۰)، ۵۴ درصد در سال بود و میزان افزایش شدت خسارت در دامنه ارتفاعی (۳۰۰-۴۰۰) متر از سطح دریا، از شتاب بیشتری برخوردار می‌باشد (شکل ۴).

حروف بزرگ غیرمشابه در هر ردیف نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار در وضعیت سلامت درختان در هر کلاس ارتفاع از سطح دریا و شیب زمین درون دو دوره زمانی مورد بررسی می‌باشد.

همچنین نتایج نشان داد متوسط شدت خسارت در+ شیب‌های مختلف، تفاوت معنی داری باهم ندارند. اما ارزیابی روند توسعه بیماری در کلاس‌های شیب نشان داد که متغیر شیب اثر معنی داری در روند افزایش شدت بیماری ذغالی دارد، به طوری که میزان تغییرات شدت خسارت در طبقات شیب (۲۰-۳۰) و (۳۰-۴۰)، در دوره یک ساله معنی دار بود (جدول ۴).

توزیع شدت خسارت بیماری در طبقات قطری برابر سینه نتایج نشان داد میزان آلودگی در درختان با قطر بیش‌تر از ۳۵ سانتی‌متر بالاتر بود. همچنین، میزان مرگ و میر در درختان با دامنه‌ی قطر برابر سینه ۲۵-۱۵ سانتی‌متر، شتاب بیشتری داشت و در مدت یکسال بیش از ۵۰ درصد از درختان ثبت شده در این کلاسه قطری بیمار و کاملاً مرده‌اند. در نهایت، بیشترین سهم افزایش شدت خسارت در درختان با متوسط قطر برابر سینه بیش از ۵۵ سانتی‌متر اتفاق افتاده است (شکل ۳).

همچنین نتایج نشان داد که در مرحله اول نمونه برداری، متوسط قطر برابر سینه در سه کلاسه وضعیت سلامت، تفاوت معنی دار با هم داشتند به طوری که درختان سالم و بیمار به ترتیب کمترین و بیشترین قطر برابر سینه را داشتند. اما با گذشت یک سال، بیماری ذغالی درختان با طبقات قطری مختلف را آلوده نموده است به طوری که تفاوت متوسط قطر در هر یک از کلاس‌ها معنی دار نمی‌باشد. در مراحل اولیه شیوع بیماری، احتمال آلوده شدن درختان بزرگتر بیشتر است ولی با اپیدمی شدن آن، درختان با اندازه‌های مختلف به بیماری ذغالی آلوده خواهند شد (جدول ۳).

رابطه‌ی بین متغیرهای شیب و ارتفاع از سطح دریا با روند گسترش بیماری ذغالی

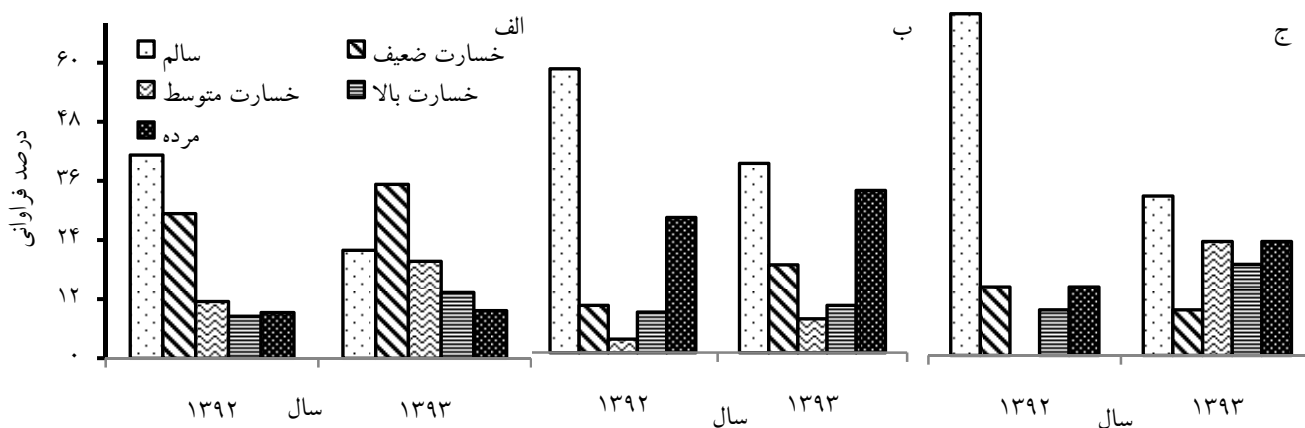
جدول ۴- مقایسه شدت خسارت در کلاس‌های شیب و ارتفاع از سطح دریا و روند تغییرات آن در دوره زمانی یک ساله مورد بررسی

متغیر محیطی	کلاس	شدت خسارت		Pvalue <sup>Δ</sup>
		(۱۳۹۲)	(۱۳۹۳)	
ارتفاع از سطح دریا (متر)	۱۰۰-۲۰۰	B۲/۰±۰/۰	A۲/۴±۰/۰	۰/۰۴*
	۲۰۰-۳۰۰	۲/۱±۰/۱	۲/۴±۰/۲	۰/۱۳ <sup>ns</sup>
آماره $\chi^2$	۳۰۰-۴۰۰	B۱/۹±۰/۳	A۲/۹±۰/۳	۰/۰۲*
		۲/۲ <sup>ns</sup>	۰/۹ <sup>ns</sup>	
شیب (درصد)	۰-۱۰	۲/۰±۰/۰	۲/۴±۰/۰	۴/۶ <sup>ns</sup>
	۱۰-۲۰	۲/۱±۰/۱	۲/۴±۰/۱	۶/۸ <sup>ns</sup>
	۲۰-۳۰	B۲/۶±۰/۳	A۲/۸±۰/۳	۰/۰۰۳**
	۳۰-۴۰	B/۷±۰/۳	A۳/۶±۰/۳	۰/۰۰۷**
آماره $\chi^2$		۲/۱ <sup>ns</sup>	۴/۱ <sup>ns</sup>	

<sup>ns</sup> عدم وجود تفاوت معنی‌دار، \* تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد، \*\* تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد و <sup>Δ</sup>Pvalue حاصل از آزمون ویلکسون جفتی برای مقایسه تغییرات شدت خسارت برای متغیرهای شیب زمین و ارتفاع از سطح دریا.

(جدول ۴). با وجود این بیشترین افزایش شدت خسارت و روند مرگ میر در شیب متوسط ۳۵ درصد رخ داده است که در دوره یکساله به نسبت سایر طبقات شیب، بیشترین درصد آلودگی (۵۸ درصد) و مرگ و میر (۱۲ درصد) را به خود اختصاص داده است (شکل ۵).

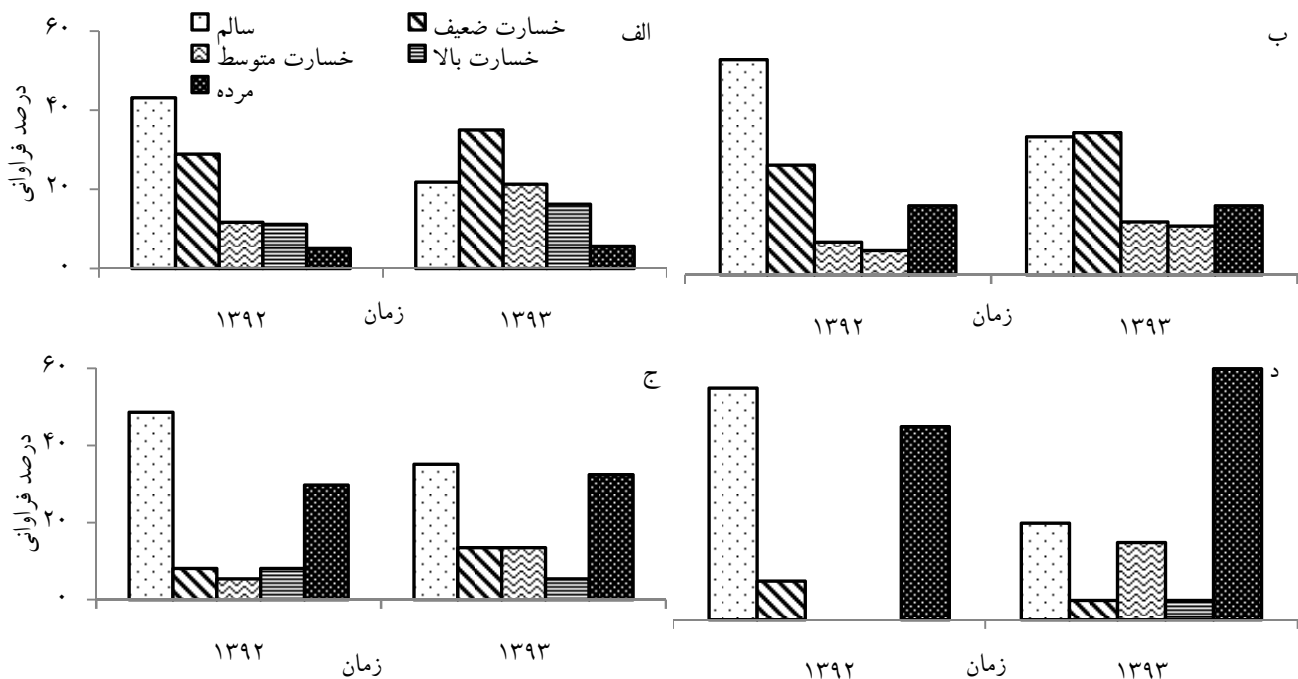
تغییرات میانگین شدت خسارت برای شیب در دوره یک ساله، تنها در شیب متوسط ۲۵ درصد معنی‌دار نبود ولی در دیگر طبقات شیب در سطح یک درصد معنی‌دار بود. میزان آلودگی و افزایش خسارت در شیب‌های پایین در دوره اول و دوم بررسی از روند تقریباً یکسانی برخوردار است اما این تغییرات در شیب متوسط ۳۵ درصد شتاب بیشتری داشت



شکل ۴- روند تغییرات شدت خسارت بیماری طی دوره یکساله در ارتفاع از سطح دریا (متر).

(الف) ۱۰۰-۲۰۰، (ب) ۲۰۰-۳۰۰، و (ج) ۳۰۰-۴۰۰





شکل ۵- روند تغییرات شدت خسارت بیماری طی دوره یکساله در طبقات مختلف شیب زمین (درصد)، ۱۰-۰ (الف)، ۲۰-۱۰ (ب)، ۳۰-۲۰ (ج)، و ۴۰-۳۰ (د)

## بحث

ارتفاعات میانی و بالا به طور نسبی بالاتر بود. البته هرچه بر شیب زمین افزوده می‌شود، درصد درختان مرده بیشتر و شدت خسارت بیماری افزایش می‌یابد. بطور کلی افزایش شیب زمین باعث کاهش رطوبت نسبی خاک و قرار گرفتن در معرض تنش خشکی می‌شود که مطابق با تحقیق Vannini و همکاران (2009)، بیانگر رابطه مثبت بیماری ذغالی با تنش خشکی می‌باشد. از سوی دیگر انتقال حجم زیادی از اسپور قارچ بیمارگر توسط رواناب‌های فصلی به سطوح پایین دست، می‌تواند عاملی باشد تا درختان موجود در این محدوده بیشتر در معرض آلودگی قرار گیرند (Henriques *et al.*, 2014; Jules *et al.*, 2014). بنابراین می‌توان بیان کرد با توجه به فرصت طلب بودن قارچ عامل ایجاد بیماری سهم بیشتری از درختان جوان تحت تنش به دلیل آلوده شدن به این بیماری در زمان کوتاه‌تری خشک می‌شوند (Falk *et al.*, 1989).

البته همبستگی مثبت بین میزان آلودگی بیماری ذغالی با سن درختان بلندمازو در منطقه مورد تحقیق مشاهده شد.

نتایج پژوهش نشان داد که روند بیمار شدن و افزایش شدت خسارت بیماری ذغالی در درختان بلندمازو با برخی از متغیرهای محیطی مورد بررسی ارتباط معنی‌داری دارد. ۵۹/۸ درصد از درختان بلندمازو در محدوده پارک جنگلی قرق به بیماری ذغالی مبتلا و میزان سرایت آن به درختان سالم ۲۴/۷ درصد در سال می‌باشد. شدت خسارت و میزان آلودگی در بخش‌های مختلف پارک توزیع یکسانی ندارد و در بخش غربی پارک به خصوص در امتداد ترانسکت‌های یک و دو، شدت خسارت و میزان آلودگی به مراتب بیشتر می‌باشد. شاید یکی از دلایل عمده افزایش میزان آلودگی در این بخش از پارک، دسترسی بیشتر گردشگران و ایجاد تنش‌های محیطی (زنده و غیر زنده) باشد. علاوه بر این در منطقه مورد بررسی بیماری ذغالی درصد بیشتری از درختان بلندمازو را در دامنه‌های ارتفاعی پایین (۱۰۰-۲۰۰ متر از سطح دریا)، را آلوده کرده است اما میزان مرگ و میر و افزایش شدت خسارت بیماری در

صورت موضعی یا تجمعی خشک شده است در چنین شرایطی اگر راهکارهای حمایتی اعمال نگردد باعث از دست دادن بخش وسیعی از تاج پوشش درختان بلندمازو می‌گردد و با توجه به آن که بلندمازو مهم‌ترین گونه درختی در این جنگل‌ها و تعیین کننده ساختار جنگل است، کاهش و تنک شدن تاج پوشش آن باعث تغییر در ساختار گیاهی، ترکیب فون و فلور در منطقه خواهد شد. از آنجایی که درصد زیادی از گونه‌های جنگل‌های شمال کشور به ویژه بلوط، آزاد و راش میزبان این بیماری هستند و از سوی دیگر ساختار و عملکرد جنگل‌های شمال به چنین گونه‌های وابسته می‌باشند، ضروری است تا زمانی که بیماری ذغالی مراحل اولیه اپیدمی را طی می‌نماید و قبل از آن‌که در سطوح وسیعی گسترش یابد با استفاده از چنین نتایجی برای مدیریت و کنترل بیماری در سطح محلی اقدام اساسی انجام گیرد. در نهایت، ممکن است یافته‌های این پژوهش در مدیریت بیماری و برنامه‌ریزی‌های احیای جنگل در مناطقی که تحت تأثیر قرار گرفته‌اند مورد استفاده قرار گیرد.

بنابراین ضروری است، مدیران و مسئولان، شیوه و زمان اجرای پروژه‌های حفاظتی و حمایتی را بر اساس چگونگی توزیع شدت خسارت بیماری در منطقه مورد مطالعه، برنامه‌ریزی کنند و در بخش‌هایی که میزان آلودگی و شدت خسارت بیماری بیشتر است با هدف جلوگیری از گسترش بیشتر بیماری و احیاء این جنگل‌ها اقدامات حفاظتی را مانند محصور نمودن، عملیات پرورشی و بهداشتی انجام دهند.

### منابع مورد استفاده

- کرمی، ج.، کاوسی، م. ر. ۱۳۹۲. ارزیابی علائم و نشانه‌های بیماری ذغالی در بلوط بلندمازو *Quercus castaneifolia*، مجموعه مقالات اولین همایش ملی مدیریت منابع طبیعی. دانشگاه گنبد کاووس، ۸ اسفند.
- کرمی، ج.، کاوسی، م. ر.، رحمانی، پ. ۱۳۹۳. ارزیابی علائم و نشانه‌های بیماری ذغالی بلوط با عاملیت قارچ *Biscogniauxia mediterranea* و عوامل مؤثر بر شیوع و مدیریت آن. مجموعه

همچنین نتایج پژوهش (Kauffman & Jules, 2006)، نشان داد که در صورت ظهور بیماری قارچی در جنگل اغلب اثرات بیشتری روی درختان بزرگ احتمالاً به دلیل دارا بودن قطر، سطح مقطع و تاج بزرگ‌تر دارد ( Swiecki & Bernhardt., 2006).

افزایش عفونت‌های متعدد در یک میزبان به دلیل کلونیزه شدن آندها توسط عامل بیماری‌زا، باعث کاهش جریان شیره خام و با احتمال زیاد باعث افزایش تنش‌های فیزیولوژیکی در میزبان می‌گردد (Parke et al., 2008). علاوه بر این هجوم سوسک‌های شاخک بلند (Coleoptera: Cerambycidae)، مانند سوسک شاخک بلند بلوط (*Megopis scabricornis*) و سوسک شاخک بلند رزاسه (*Osphranteria coerulescens*)، به درختان بیمار بلندمازو در منطقه مورد مطالعه، عاملی است که روند گسترش بیماری و شدت خسارت بیماری را سرعت می‌بخشد (کرمی و کاوسی، ۱۳۹۲؛ Lnacio et al., 2005; Martin et al., 2011). بنابراین با اطمینان می‌توان بیان کرد که سوسک‌های چوب‌خوار عاملی مهمی در افزایش سرعت مرگ و میر در درختان قطور خواهند بود به طوری که در کلیه درختان قطور بیمار، آثار فعالیت آن‌ها به وضوح قابل مشاهده است (کرمی و همکاران، ۱۳۹۳).

تغییرات آب و هوا در مقیاس وسیع و محلی بر ساختار و عملکرد جنگل تأثیرات متفاوتی خواهد داشت، از جمله می‌توان به توسعه و اپیدمی بیماری‌های قارچی در مناطقی که دچار تغییرات اقلیمی شده‌اند، اشاره کرد ( Baguskaset al., 2014). به احتمال زیاد روند افزایشی بیماری در درختان بلندمازو با خشکسالی‌های اخیر در استان گلستان در ارتباط باشد که ضرورت بررسی ارتباط عوامل اقلیمی با روند بیماری را دو چندان می‌کند (Sturrock et al., 2011). از آنجا که عوامل زنده و غیره‌زنده زیادی در خشکیدگی درختان بلوط دخیل می‌باشند ولی نتایج تحقیق Henriques و همکاران (2014)، نشان داد که نمی‌توان عوامل تعیین‌کننده در آینده این درختان را مشخص کرد. بر اساس نتایج به‌دست آمده درختان قطوری که بخشی از تاج آن‌ها به

- invasion on populations of a foundation tree species. *Ecosphere*, 5 (9): 1-17.
- Jurc, D., Ogris, N., 2006. First reported outbreak of charcoal disease caused by *Biscogniauxia mediterranea* on turkey oak in Slovenia. *Plant Pathology*, 55 (2): 299-299.
  - Kauffman, M.J., Jules, E.S., 2006. Heterogeneity shapes invasion: host size and environment influence susceptibility to a nonnative pathogen. *Ecological Applications*, 16 (1): 166-175.
  - Kelly, M., Liu, D., McPherson, B., Wood, D., 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.
  - Kelly, M., Meentemeyer, R.K., 2002. Landscape dynamics of the spread of Sudden Oak Death. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68 (10): 1001-1009.
  - Lncacio, M.L., Henriques, J., Guerra-Guimaraes, L., Azinheira, H.G., Lima, A., Sousa, E., 2011. *Platypus cylindrus* Fab. (*Coleoptera: platypodidae*) transports *Biscogniauxia mediterranea*, agent of cork oak charcoal canker. *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, 37 (2): 181-186.
  - Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10 (3): 689-710.
  - Martin, J., Cabezas, J., Buyolo, T., Paton, D., 2005. The relationship between *Cebamyx spp.* damage and subsequent *Biscogniauxia mediterranea* infection on *Quercus suber* forests. *Forest Ecology and Management*, 216 (1): 166-174.
  - McPherson, B.A., Mori, S.R., Wood, D.L., Kelly, M., Storer, A.J., Svihra, P., Standiford, R.B., 2010. Responses of oaks and tanoaks to the sudden oak death pathogen after 8 years of monitoring in two coastal California forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 2248-2255.
  - McPherson, B.A., Mori, S.R., Wood, D.L., Storer, A. J., Svihra, P., Kelly, M., Standiford, R.B. 2005. Sudden oak death in California: disease progression in oaks and tanoaks. *Forest Ecology Management*, 213: 71-89.
  - Meentemeyer, R.K., Cunniffe, N.J., Cook, A.R., Filipe, J.A.N., Hunter, R.D., Rizzo, D.M., Gilligan, C.A. 2011. Epidemiological modeling of invasion in heterogeneous landscapes: spread of sudden oak death in California (1990 -2030). *Ecosphere*, 2 (2): 1-24.
- مقالات دومین همایش ملی دانشجویی علوم جنگل. دانشکده منابع طبیعی کرج، ۱۷-۱۸ اردیبهشت.
- میرابوالفتحی، م.، ۱۳۹۲. شیوع بیماری ذغالی درختان بلوط و آزاد در جنگل‌های زاگرس و البرز. بیماری‌های گیاهی، ۴۹ (۲): ۲۶۳-۲۵۷.
  - Baguskas, S.A., Peterson, S.H., Bookhagen, B., 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.
  - Capretti, P., Battisti, A., 2007. Water stress and insect defoliation promote the colonization of *Quercus cerris* by the fungus *Biscogniauxia mediterranea*. *Forest Pathology*, 37 (2): 129-135.
  - CarlssonGraner, U., Thrall, P.H., 2002. The spatial distribution of plant populations, disease dynamics and evolution of resistance. *Oikos*, 97 (1): 97-110.
  - Cobb, R.C., Filipe, J.A., Meentemeyer, R.K., Gilligan, C.A., Rizzo, D.M., 2012. Ecosystem transformation by emerging infectious disease: loss of large tanoak from California forests. *Journal of Ecology*, 100 (3): 712-722.
  - Condeso, T.E., Meentemeyer, R.K., 2007. The effects of landscape heterogeneity on the emerging forest disease sudden oak death. *Journal of Ecology*, 95(2): 364-375
  - Costa, A., Pereira, H., Madeira., M., 2010. Analysis of spatial patterns of oak decline in cork oak woodlands in Mediterranean conditions. *Annals of Forest Science*, 67(2): 204.
  - Desprez Loustau, M.L., Marcais, B., Nageleisen, L. M., Piou, D., Vanini, A., 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, 63(6): 597-612.
  - Falk, S.P., Griffing, D.H., Manion, P.D., 1989. Hypoxylon Canker incidence and mortality in naturally occurring Aspen clones. *Plant Disease*, 73 (5): 394-397.
  - Henriques, J., Barrento, M. J., Bonifácio, L., Azevedo Gomes, A., Lima, A., Sousa, E., 2014. Factors affecting the dispersion of *Biscogniauxia mediterranea* in Portuguese Cork Oak Stands. *Silva Lusitana*, 22 (1): 83-97.
  - Jarosz, A.M., Burdon. J.J., 1988. The effect of small scale environmental changes on disease incidence and severity in a natural plant pathogen interaction. *Oecologia*, 75 (2): 278-281.
  - Jules, E.S., Carroll, A.L., Garcia, A.M., Steenbock, C.M., Kauffman, M.J., 2014. Host heterogeneity influences the impact of a non-native disease

- invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs*, 69 (1): 25–46.
- Sturrock, R.N., Frankel S.J., Brown, A.V., Hennon, P. E., Kliejunas J.T., Lewis, K.J., Worrall J.J., Woods, A.J., 2011. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60 (1): 133–149.
  - Swiecki, T.J., Bernhardt, E., 2006. Disease risk factors and disease progress in coast live oak and tanoak affected by *Phytophthora ramorum* canker (Sudden oak death). In: Frankel, S.J., Shea, P.J., Haverty, M.I. (Eds.), *Proceedings of the Sudden Oak Death Second Science Symposium*, General Technical Report, PSW-GTR- 196. Pacific Southwest Research Station, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Albany, pp. 383–411.
  - Thrall, P.H., Burdon, J.J., 2000. Effect of resistance variation in a natural plant host-pathogen meta population on disease dynamics. *Plant Pathology*, 49 (6): 767-773.
  - Vannini, A., Lucero, G., Anselmi, N., Vettraino, A. M., 2009. Response of endophytic *Biscogniauxia mediterranea* to variation in leaf water potential of *Quercus cerris*. *Forest Pathology*, 39 (1): 8–14.
  - Mirabolfathy, M., Groenewald, J.Z., 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*, 95 (7): 876-876.
  - Paoletti, E., Anselmi, N., Franceschini, A., 2007. Pre-exposure to ozone predisposes oak leaves to attacks by *diplodiacorticola* and *Biscogniauxia mediterranea*. *Short communication proceedings: Impacts of air pollution and climate change on forest ecosystems. The scientific world Journal*, 7 (S1): 222–230.
  - Park, S., Rancour, D.M., Bednarek, S.Y., 2008. In planta analysis of the cell cycle-dependent localization of AtCDC48A and its critical roles in cell division, expansion, and differentiation. *Plant Physiology*, 148 (1): 246–258.
  - Ramage, B.S., Forrestel, A.B., Moritz, M.A., Ohara, K.L., 2012. Sudden oak death disease progression across two forest types and spatial scales. *Journal of Vegetation Science*, 23 (1): 151–163.
  - Romero M.A., Sanchez, J.E., Jimenez, J.J., Belbahri, L., Trapero, A., Lefort, F., Sanchez, M.E., 2007. New *Pythium* taxa causing root rot on Mediterranean *Quercus* species in South-West Spain and Portugal. *Journal of Phytopathology*, 155 (5): 289–295.
  - Stohlgren, T.J., Binkley, D., Chong, G.W., Kalkhan, M.A., Schell, L.D., Bull, K.A., Otsuki, Y., Newman, G., Bashkin, M., Son, Y., 1999. Exotic plant species