مجلهٔ جنگل ایران، انجمن جنگلبانی ایران
سال یازدهم، شمارهٔ ۲، تابستان ۱۳۹۸
ص ۱۶۵-۱۷۷

مقاله پژوهشی

اثر متقابل درختان بالغ سرخدار (*Taxus Baccata* L.) و تجدید حیات آن در ذخیره‌گاه افراتختهٔ استان گلستان

عارف حسابی[۱]، سید جلیل علوی[۲*] و امید اسماعیل‌زاده[۲]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت جنگل، گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران
[۲] استادیار گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، مازندران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۵/۵، تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۹/۶)

چکیده

درک سازوکارهای زیربنایی برای تجدید حیات گونه‌های درختی و همچنین اثر متقابل مثبت و منفی بین گونه‌های درختی و تجدید حیات می‌تواند اثربخشی مدیریت جنگل و فعالیت‌های احیایی را بهبود بخشد. گونهٔ سرخدار از گونه‌های بومی جنگل‌های هیرکانی است که به دلایل متعدد از جمله نبود تجدید حیات رو به زوال رفته است. پژوهش حاضر با هدف بررسی روابط درون‌گونه‌ای درختان بالغ سرخدار و تجدید حیات آنها در ذخیره‌گاه افراتخته در استان گلستان انجام گرفت. پس از جنگل‌گردشی، عرصه‌ای به مساحت حدود ۲ هکتار انتخاب شد و موقعیت مکانی همهٔ درختان و تجدید حیات سرخدار در آنها به روش فاصله-آزیموت با استفاده از دستگاه TP360B ثبت شد. در مجموع ۴۱۷ درخت سرخدار و ۵۹ تجدید حیات در منطقهٔ تحقیق ثبت شد. حداقل و حداکثر قطر درختان سرخدار به‌ترتیب ۶ و ۱۲۴ سانتی‌متر بود. نتایج تابع تک‌متغیرهٔ *O*-ring نشان داد که الگوی پراکنش درختان سرخدار کاملاً تصادفی و الگوی پراکنش تجدید حیات نیز تا فاصلهٔ ۵ متری کپه‌ای و بعد از آن تصادفی است. نتایج تابع دومتغیرهٔ *O*-ring نیز نشان داد که رقابت شدید و برهمکنش منفی (دفع) بین درخت بالغ سرخدار و تجدید حیات آن وجود دارد. به نظر می‌رسد تراکم درختان بالغ در جنگل و سایه‌اندازی زیاد در طول سال توسط سرخدارهای بالغ با نبود تجدید حیات در این ذخیره‌گاه ارتباط مستقیم دارد. همچنین آللوپاتی درختان مادری سرخدار می‌تواند بر تراکم نهال‌ها و نونهال‌ها در زیر تاج درختان مادری تأثیر منفی داشته باشد. نواحی خارج سایهٔ درختان بالغ گونهٔ سرخدار به احتمال زیاد نمایانگر مکان‌های بهینه برای تجدید حیات است. از این‌رو برای حفاظت توده‌های موجود سرخدار، فعالیت‌های مدیریتی روی تجدید حیات باید در این نواحی تمرکز یابد.

واژه‌های کلیدی: الگوی مکانی، آمارهٔ *O*-ring، تجدید حیات، رقابت، سرخدار.

مقدمه

تجدید حیات از مهم‌ترین پدیده‌ها در زیست‌بوم‌های جنگلی و از مهم‌ترین عوامل توسعه و پایداری آنها به‌شمار می‌رود. در واقع احیا و توسعهٔ جنگل به تجدید حیات آن بستگی داشته و در صورت استمرار تجدید حیات، تولید مستمر جنگل محقق خواهد شد (Hamann & Wang, 2006). آگاهی از نحوهٔ پراکنش و ساختار لکه‌های زادآوری در هریک از واحدهای برنامه‌ریزی برای تنظیم و ترکیب گونه‌ها و هدایت توده‌ها به‌سمت شرایط طبیعی از اهمیت زیادی

* نویسندهٔ مسئول
شمارهٔ تماس: ۰۹۱۱۱۵۸۰۰۹۷
ایمیل: J.alavi@modares.ac.ir

برخوردار است (Karami et al., 2012). اهمیت الگوهای مکانی تجدید حیات در پویایی جمعیت گونه‌های درختی در تحقیق Devaney et al. (2014) نشان داده شده است. الگوهای تجدید حیات گونه‌های درختی می‌تواند انعکاسی از توزیع گونه‌ها در منطقهٔ تحقیق باشد، به‌طوری که تراکم درختان مادری ممکن است به‌واسطهٔ مشخصات رویشگاه، الگوی مکانی و تراکم تجدید حیات را در منطقه تعیین کند (Tiscar-Oliver, 2015). گذشته از تراکم تجدید حیات، توزیع مکانی آنها نیز در تعیین ساختار جنگل تأثیر دارد. توزیع مکانی تجدید حیات درختان تحت تأثیر عوامل زیادی از جمله الگوهای استقرار آنها قرار می‌گیرد (Darabi et al., 2017). پراکنش مکانی تجدید حیات درختان، تحت تأثیر عوامل متعدد است، اما اغلب توسط سازوکارهای پراکنش بذر و در دسترس بودن خُردبوم‌های مناسب برای جوانه‌زنی کنترل می‌شود. شناسایی عوامل مؤثر بر الگوهای مکانی تجدید حیات طبیعی به‌منظور طراحی و اجرای موفقیت‌آمیز راهبردهای حفاظت و مدیریت گونه‌های درختی و یا رویشگاه‌های جنگلی ضروری است (Devaney et al., 2014). ثابت شده است که مقدار بذرهای پراکنش‌یافته با افزایش فاصله از درختان مادری کاهش می‌یابد. با این‌حال در بسیاری از گونه‌های درختی، رابطه‌ای مثبت بین استقرار نونهال و فاصله از درخت مادری وجود دارد و در برخی موارد، تراکم تجدید حیات در مجاورت با گیاهان مادری کاهش می‌یابد (Wada & Ribbens, 1997). درختان مادری ممکن است جوانه‌زنی و رشد درختان جوان را تحریک یا از آن جلوگیری کنند و با تغییر خصوصیات رویشگاه همانند نور، ترکیب پوشش گیاهی، مواد مغذی خاک و دسترسی به آب، شرایط را برای استقرار بعدی تغییر دهند (Nagashima, 1999).

شناخت فرایندهای بوم‌شناسی مرتبط با ترکیب پوشش گیاهی مثل رقابت و تعیین الگوی مکانی گونه‌های گیاهی موضوعی مهم در بوم‌شناسی گیاهی محسوب می‌شود. الگوی مکانی یکی از شاخص‌های کمّی اساسی جمعیت‌ها و مهم‌ترین شاخص برای تشریح ساختار تودهٔ جنگلی است (Safari et al., 2010). با وجود این، در تجزیه‌وتحلیل ساختار جنگل نه‌تنها بررسی الگوهای مکانی به‌صورت کلی ضروری است، بلکه بررسی اثرهای متقابل گونه‌ها و افرادی که با هم حضور دارند برای درک کامل سازماندهی جوامع گیاهی و دانستن ارتباط بین فرایندهای بوم‌شناسی با الگوهای مکانی نیز اهمیت دارد. شناخت ساختار مکانی درختان راهنمایی برای شناسایی متغیرهای اکولوژیک است که ارتباط ویژه‌ای با این ساختار دارند و راه‌گشایی برای الگوی مناسب در استقرار تجدید حیات به‌شمار می‌روند. در برنامه‌ریزی جنگل‌شناسی، آگاهی از نحوهٔ پراکنش و ساختار تجدید حیات در هدایت توده‌ها به‌سمت شرایط طبیعی و درک بهتر فرایندهای طبیعی جنگل اهمیت فراوانی دارد. با توجه به اینکه استقرار نیافتن تجدید حیات عاملی محدودکننده در فرایند احیای جنگل و تعیین‌کنندهٔ پراکنش مکانی اجتماعات گیاهی است، تأثیری اساسی در پراکنش مکانی و ساختار توده‌های آیندهٔ جنگل دارد (Darabi et al., 2017).

سرخدار (*Taxus Baccata*) از گونه‌های بومی، نادر و ارزشمند جنگل‌های شمال ایران است. هرچند این گونه دارای پراکنش وسیعی در جهان (آمریکای شمالی، اروپا، مدیترانه، غرب آسیا، شمال آفریقا و شمال ایران) است، طی چند دههٔ گذشته رو به زوال رفته است. در حال حاضر گونهٔ سرخدار از نظر قانونی در بسیاری از کشورها محافظت می‌شود و در چندین کتاب قرمز ملی موجود است (Myking et al., 2009). درحالی که قطع یکسره بدون شک از عوامل اصلی زوال سرخدار است، تجدید حیات نیافتن نیز در جمعیت‌های موجود ذکر شده است (Svennin & Magard, 1999). قنبری شرفه و همکاران در تحقیقی روی درختان سرخدار در جنگل‌های ارسباران به این نتیجه رسیدند که در هکتار

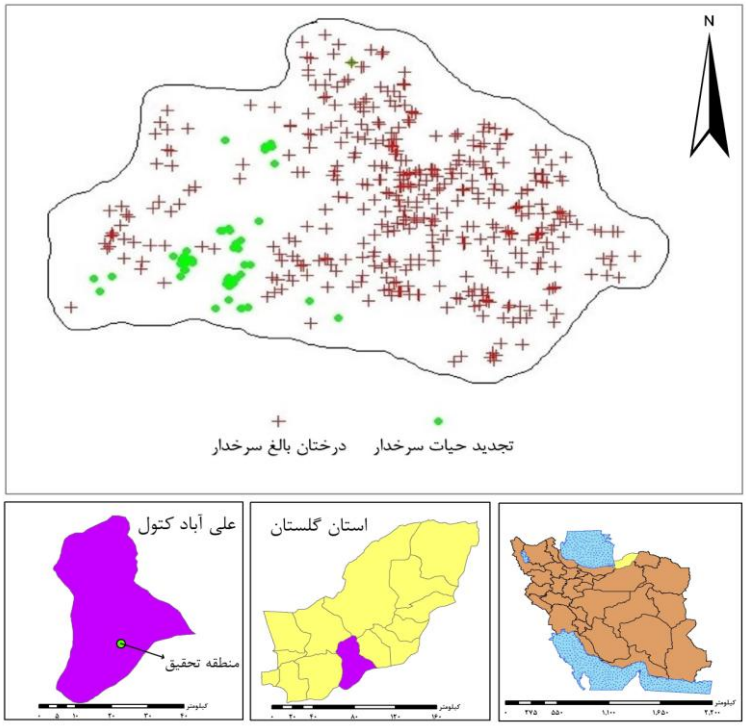
حدود ۵۲۰ نهال سرخدار وجود دارد که بیشتر آنها منشأ دانه‌زاد دارند. این نسبت در نهال‌های کوتاه‌تر از ۳۰ سانتی‌متر بیشتر از سایر رده‌های ارتفاعی است. همچنین نهال‌ها از سلامت و شادابی خوبی برخوردارند (Ghanbari Sharafeh et al., 2010). مطالعهٔ Devaney et al. (2014) نشان داد که تراکم افراد بالغ هم‌گونه[1] با استقرار پایه‌های جوان سرخدار رابطهٔ منفی دارد. علاوه‌بر این، رابطهٔ منفی قدرتمندی بین درصد تاج‌پوشش هم‌گونه‌ها و تراکم تجدید حیات مشهود بود. با اینکه نونهال‌ها و نهال‌ها به‌طور مستقیم در زیر درختان هم‌گونه کمیاب بودند، تجدید حیات در نواحی مجاور بیشترین مقدار بود که نشان می‌دهد فاصلهٔ پراکنش متوسط، احتمال استقرار را حداکثر کرده است. Piovesan et al. (2009) نیز دریافتند که تراکم زیاد پایه‌های بالغ سرخدار، بر موفقیت استقرار آن تأثیر منفی دارد. گلابیان و همکاران در پژوهشی در جنگل‌های گزو به این نتیجه رسیدند که ضعف تجدید حیات در سال‌های گذشته، موجب کاهش پایه‌های جوان سرخدار و همسال شدن این جنگل‌ها شده است (Golabian et al., 2016). در تحقیقی Watt (1926) گزارش داد که تجدید حیات سرخدار در زیر تاج خود، ضعیف است و در عوض به مناطق اطراف حاشیهٔ جنگل پناه برده است. نتایج تحقیق Perrin et al. (2006) نشان داد که در جنگل Reenadina (جنگل وسیع سرخدار در جنوب غرب ایرلند)، هر سال تا چهار میلیون بذر سرخدار روی زمین می‌ریزد. با وجود چنین مقدار زیادی، تجدید حیات سرخدار زیر تاج‌پوشش درخت مادری حتی پس از حذف بذرخواران وجود ندارد. از این‌رو برای حل مشکل تجدید حیات سرخدار، پژوهش‌های متعددی در خصوص زیست‌شناسی تجدید حیات سرخدار و به‌ویژه شناسایی عوامل محدودکنندهٔ موفقیت استقرار نونهال‌ها همانند خورده شدن بذر توسط حیوانات وحشی، چرای مفرط توسط احشام، ایزوله شدن ژنتیکی و رقابت درون‌گروهی صورت گرفته است (Perrin et al., 2006; Piovesan et al., 2009). با توجه به اینکه گونهٔ سرخدار جزء گونه‌های در معرض خطر انقراض است، کسب اطلاعات کمّی مناسب در شرایط طبیعی به‌منظور حفظ و گسترش این گونه کاملاً ضروری به نظر می‌رسد. با توجه به اینکه آگاهی از الگوی مکانی تجدید حیات در توده‌های جنگلی می‌تواند به درک بهتر فرایند پویایی توده کمک کند و همچنین با توجه به نقش الگوی مکانی به‌عنوان یک ابزار مدیریتی مهم در حفظ و مدیریت توده‌های جنگلی، تحقیق در زمینهٔ بررسی تجدید حیات و الگوی مکانی گونهٔ سرخدار در ذخیره‌گاه افراتخته می‌تواند گامی مهم برای احیای این جنگل‌ها باشد. از اطلاعات حاصل از این تحقیق می‌توان در بوم‌شناسی، برنامه‌های حفاظت، مدیریت رویشگاه و ارزیابی زیست‌بوم بهره گرفت که در نهایت می‌توان مدیریت و برنامه‌ریزی دقیق و پایداری را در منطقه اعمال کرد. همچنین مطالعهٔ الگوی مکانی به‌عنوان یکی از مؤلفه‌های ساختار توده‌های جنگلی، برای بررسی روند تحولات توده، برنامه‌ریزی، دخالت‌های پرورشی و برنامه‌ریزی عملیات اجرایی الزامی است.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ پژوهش

پژوهش حاضر در ذخیره‌گاه سرخدار افراتخته در مختصات جغرافیایی "۴۱ '۴۶ °۳۶ تا "۴۶ '۴۶ °۳۶ عرض شمالی و "۲۲ '۵۷ °۵۴ تا "۰۸ '۵۷ °۵۴ طول شرقی انجام گرفت. ذخیره‌گاه افراتخته در ۲۹ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان علی‌آباد کتول در استان گلستان به مساحت ۳۵۲ هکتار قرار دارد (شکل ۱). محدودهٔ ارتفاعی منطقه ۱۳۵۰ تا ۲۰۰۰ متر از سطح دریاست. متوسط بارندگی سالانه ۹۵۰ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه ۱۰/۳ درجهٔ سانتی‌گراد برآورد شده و شیب عمومی منطقه ۷۵ درصد است که جهت جغرافیایی آن عمدتاً شرقی، شمال شرقی و شمال غربی است.

1. Conspecifics



شکل ۱. نقشهٔ منطقهٔ تحقیق

روش پژوهش

در تحقیق حاضر، پس از جنگل‌گردشی در ذخیره‌گاه افراتخته، تودهٔ جنگلی واجد شرایط (دارا بودن درختان سرخدار با ابعاد مختلف و همچنین وجود تجدید حیات سرخدار) انتخاب شد و مرز منطقهٔ تحقیق براساس عوارض فیزیوگرافی مشخص شد (در حدود ۲ هکتار). در انتخاب منطقهٔ تحقیق سعی شد که حداقل آشفتگی‌ها وجود داشته باشد. پس از تعیین محدودهٔ منطقه، مختصات اولین درخت با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب جهانی (GPS)[1] برداشت شد. به‌دلیل اینکه در جنگل‌های شمال کشور فاصلهٔ درختان از یکدیگر زیاد نیست و دقت GPS هم در بهترین حالت حدود ۵ متر است، موقعیت مکانی همهٔ درختان سرخدار با قطر برابرسینهٔ بیش از ۲/۵ سانتی‌متر (Casals et al., 2015) با استفاده از روش فاصله-آزیموت و به‌صورت آماربرداری صددرصد با استفاده از دستگاه TP360B[2] ثبت شد. دستگاه TP360B ابزاری جدید در اندازه‌گیری فاصله، شیب و آزیموت است. در این دستگاه از آخرین فناوری قطب‌نمای الکترونیکی بهره گرفته شده که از یک الگوریتم اندازه‌گیری انحصاری به‌منظور دستیابی به بیشترین صحت ممکن در اندازه‌گیری آزیموت استفاده می‌کند. در این تحقیق، به‌منظور بررسی الگوی مکانی تجدید حیات سرخدار و تأثیر درختان مادری بر آن، موقعیت مکانی نونهال و نهال‌های سرخدار نیز ثبت شد.

روش تحلیل

بررسی همگنی توزیع درختان سرخدار و تجدید حیات آنها

به‌منظور جلوگیری از بروز خطا در تحلیل الگوی مکانی، بررسی همگنی پراکنش درختان سرخدار و

1. Global Positioning System
2. TruePulse 360 B Rangefinder

تجدید حیات آنها در محدودهٔ تحقیق ضروری است. در پژوهش حاضر برازش توزیع آماری پواسون همگن بر توزیع مکانی درختان سرخدار و تجدید حیات آنها انجام گرفت. معنی‌داری اختلاف این دو توزیع در سطح اطمینان ۹۵ درصد از طریق آزمون نیکویی برازش کولموگروف-اسمیرنوف ارزیابی شد (Gelfand et al., 2010).

آمارهٔ *O*-ring

محققان، روش‌های آماری متعددی را به‌منظور کمّی کردن الگوهای نقطه‌ای پیشنهاد و بررسی کرده‌اند که از جمله می‌توان به تابع توزیع نزدیک‌ترین همسایه، K ریپلی، *O*-ring، همبستگی زوجی و همبستگی نشان‌دار اشاره داشت. به‌منظور تحلیل الگوی مکانی و اثر متقابل درون‌گونه‌ای، تابع *O*-ring در منابع مختلف بسیار توصیه شده است. تابع *O*(r) براساس متوسط تعداد درختان قرارگرفته روی حلقه‌ها با شعاع r از نقاط مرکزی (درختان) داخل پلات هدف عمل می‌کند. جایگزینی حلقه‌ها در *O*(r) به‌جای دوایر در L(r)، این تابع را در معرفی الگو در فاصله‌های مختلف از درختان قدرتمند می‌کند، درحالی که تابع L(r) در این کار ناتوان است و بیشتر ماهیت تجمعی دارد. استفاده از تابع *O*(r) به K(r) و L(r) ترجیح داده می‌شود (Wiegand & Moloney, 2004).

از تابع *O*-ring تک‌متغیره برای نشان دادن وضعیت پراکنش گونهٔ سرخدار (تصادفی، کپه‌ای و منظم) و از حالت دومتغیرهٔ آن برای تحلیل وضعیت رقابتی و نحوهٔ اجتماع‌پذیری درختان بالغ سرخدار و تجدید حیات سرخدار استفاده شد. اجتماع‌پذیری را می‌توان به سه دسته اثر متقابل یا اجتماع‌پذیری مثبت (جذب[1])، منفی (دفع[2]) و مستقل تقسیم کرد. در حالت جذب دو گونهٔ گیاهی یا افراد یک گونه با ابعاد متفاوت (چه از نظر قطر و چه ارتفاع) در کنار یکدیگر رشد کرده و یکدیگر را تحمل می‌کنند، اما در حالت دفع، این دو گروه قادر به تحمل یکدیگر نیستند و تا فاصلهٔ مشخصی از هم دور می‌شوند. ساده‌ترین فرض صفر که به‌طور گسترده‌ای در تحلیل الگوی مکانی تک‌متغیره کاربرد دارد، الگوی تصادفی کامل است. برای تحلیل‌های دومتغیره از فرض صفر مستقل بودن دو گروه نسبت به یکدیگر استفاده می‌شود. برای آزمون فرض صفر و بررسی اختلاف معنی‌داری نتایج حاصل از تابع *O*-ring، از آزمون مونت‌کارلو استفاده شد. برای بررسی صحت نتایج در سطح ۵ درصد، این محاسبات با استفاده از آزمون مونت‌کارلو ۱۹۹ بار تکرار شد و پنجمین حد بالا و همچنین پنجمین حد پایین تکرارها به عنوان محدودهٔ بدون اختلاف معنی‌دار با توزیع تصادفی در قطعه نمونه های آماربرداری‌شده انتخاب شد. اگر مقدار تابع خارج از محدودهٔ مونت‌کارلو باشد معنی‌داری نتیجه در سطح ۰/۰۵ به لحاظ آماری تأیید می‌شود و اگر مقدار تابع در داخل محدودهٔ مونت‌کارلو باشد، به لحاظ آماری با حالت تصادفی در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار نیست. همهٔ محاسبات مربوط به تعیین مقادیر تابع تک‌متغیره و دومتغیرهٔ *O*-ring در تحقیق حاضر و حدود مونت‌کارلو با ۱۹۹ بار شبیه‌سازی توسط نرم‌افزار Programita نسخه ۲۰۱۴ انجام گرفت.

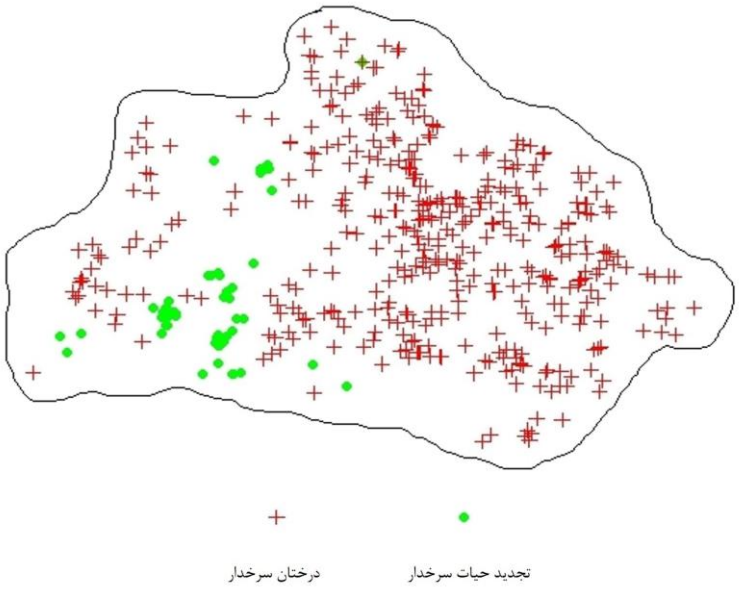
تصحیح اثر حاشیه‌ای در آمارهٔ *O*-ring برای دستیابی به نتایج نااریب در تحلیل الگوی مکانی درختان حائز اهمیت است. برای تصحیح اثر حاشیه ای در این تابع روش های مختلفی ارائه شده است که شکل قطعه نمونه تأثیر زیادی در انتخاب آنها دارد. برای قطعه‌نمونه‌های مربعی یا مستطیلی که بیشترین کاربرد را در بررسی الگوی مکانی درختان در جنگل دارند، سه روش اصلی وجود دارد: نواری، مارپیچی و وزنی (Erfanifard et al., 2017). با توجه به اینکه شکل قطعهٔ بررسی‌شده نامنظم بوده است، روش تصحیح حاشیهٔ "Plants are not allowed to fall outside" به‌طور خودکار در نرم‌افزار Programita فعال

1. Attraction
2. Repulsion

می‌شود و گزینه‌های دیگر منطقی نیستند (Akhavan et al., 2016; Wiegand, 2006).

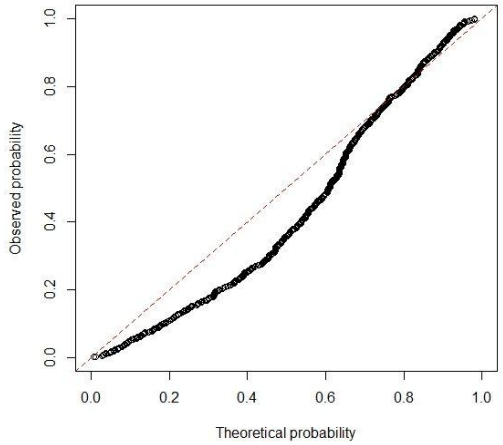
نتایج

در مجموع ۴۱۷ درخت سرخدار در قطعه نمونهٔ مدنظر، اندازه‌گیری شد و حداقل، حداکثر و میانگین قطر برابرسینهٔ درختان سرخدار به‌ترتیب ۶، ۱۲۴ و ۳۰/۴ سانتی‌متر و ضریب تغییرات قطر درختان سرخدار ۰/۵۲ به‌دست آمد. همچنین ۵۹ تجدید حیات سرخدار با منشأ دانه‌زاد در منطقهٔ تحقیق ثبت شد. نقشهٔ موقعیت مکانی درختان سرخدار به همراه تجدید حیات سرخدار در شکل ۲ نشان داده شده است.

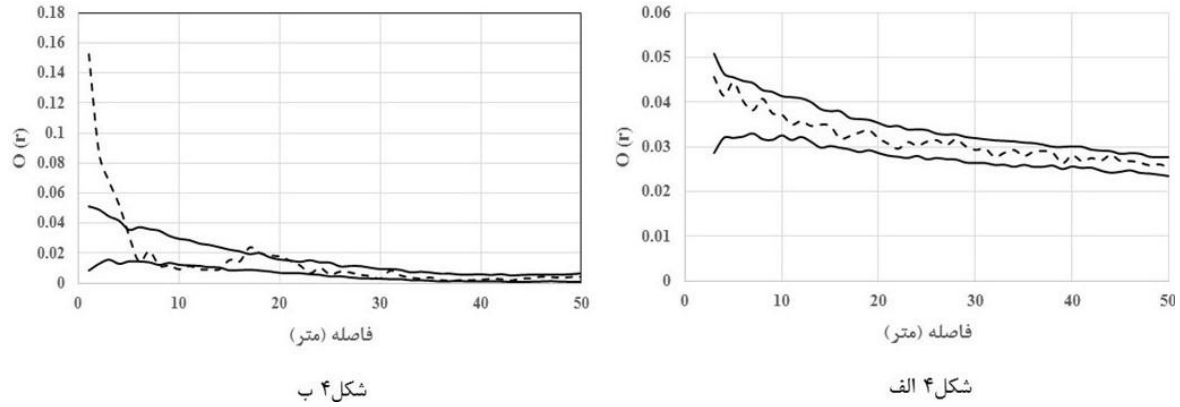


شکل ۲- نقشهٔ پراکنش درختان سرخدار و وضعیت تجدید حیات آن در منطقهٔ تحقیق

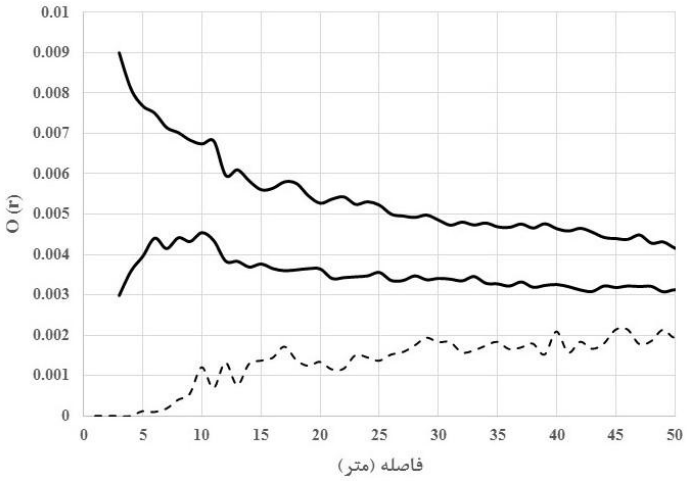
نتایج آزمون نیکویی برازش کولموگروف- اسمیرنوف به‌منظور بررسی همگنی پراکنش نشان داد که درختان سرخدار و تجدید حیات آنها در قطعه نمونه از توزیع پواسون ناهمگن (D=0.163, P value < 0.05) پیروی می‌کند (شکل ۳)، بنابراین برای تحلیل‌های مکانی شکل ناهمگن تابع O-ring استفاده شد. در شکل ۴، الگوی مکانی درختان سرخدار در قطعهٔ تحت مطالعه با استفاده از تابع O-ring نشان داده شده است. قرار گرفتن تابع O-ring در همهٔ فواصل بین حدود مونت‌کارلو (خطوط ممتد)، بیانگر الگوی تصادفی درخت سرخدار در منطقه است. الگوی پراکنش تجدید حیات سرخدار نیز در شکل ۴ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که در منطقه، تابع O-ring برای تجدید حیات سرخدار در فواصل کم (حدود ۵ متر) بالای حدود مونت‌کارلو (خطوط ممتد) قرار می‌گیرد که نمایانگر الگوی کپه‌ای است و بعد از این فاصله، تابع O-ring، بین حدود مونت‌کارلو (خطوط ممتد) قرار دارد که نشان می‌دهد الگوی تجدید حیات سرخدار بعد از این فاصله به‌صورت تصادفی است. اثر متقابل میان درختان سرخدار و تجدید حیات آنها در شکل ۵ نشان داده شده است. پایین‌تر بودن تابع O-ring از حدود مونت‌کارلو (خطوط ممتد) در همهٔ فواصل، بیانگر آن است که درختان سرخدار تجدید حیات سرخدار را دفع کرده است؛ به‌عبارت دیگر بین درختان سرخدار و تجدید حیات آنها اثر متقابل از نوع دفع وجود دارد.



شکل ۳- نمودار آزمون نیکویی برازش کولموگروف- اسمیرنوف به‌منظور بررسی همگنی پراکنش



شکل ۴- نمودار تابع *O*-ring تک‌متغیرهٔ درختان سرخدار (الف)، نمودار تابع *O*-ring تک‌متغیرهٔ تجدید حیات سرخدار (ب) حدود مونت‌کارلو در شکل با خطوط ممتد و الگوی پراکنش با نوار خط‌چین نشان داده شده است



شکل ۵- ارتباط متقابل درختان سرخدار با نونهال‌های این گونه با بهره‌گیری از تابع دومتغیره *O*-ring حدود مونت‌کارلو در شکل با خطوط ممتد و ارتباط متقابل با نوار خط‌چین نشان داده شده است

بحث

الگوی مکانی یک ویژگی مهم ساختاری جمعیت است که شکل‌گیری آن نتیجهٔ برهم‌کنش متقابل درختان و جوامع گیاهی است. شناخت نحوهٔ برهم‌کنش گیاهان در پوشش گیاهی طبیعی به درک عمیق‌تر بوم‌شناسی فردی و گروهی آنها می‌انجامد و این شناخت، امکان مدیریت مؤثرتر جامعه‌های گیاهی را ممکن می‌سازد (Gray & He, 2009). به‌کارگیری تابع تک‌متغیرهٔ *O*-ring بیانگر الگوی تصادفی درخت سرخدار در منطقهٔ تحقیق بوده است. یکی از دلایل احتمالی ایجاد الگوی تصادفی درختان سرخدار، نحوهٔ پراکندگی بذور است. گونهٔ سرخدار بذور به‌نسبت سنگینی دارد که باد تأثیری در انتقال آنها ندارد، ولی جانوران عامل اصلی انتقال بذور این گونه به نقاط مختلف هستند و سبب ایجاد الگوی تصادفی می‌شوند. در تحقیق Forget et al. (1999) در گویانای فرانسه، نتیجه گرفته شد که پراکندگی بذور توسط جانوران سبب ایجاد الگوی تصادفی می‌شود. یکی دیگر از دلایل احتمالی ایجاد پراکنش تصادفی پایه‌های بالغ سرخدار در منطقه، رسیدن به مرحلهٔ بلوغ و بی‌نیازی به پایه‌های مادری است. درختان بر سر منابع فقط با افراد محیط اطراف خود رقابت می‌کنند. افزایش رشد و بزرگ شدن ابعاد و رقابت درختان با پایه‌های مجاور بر سر منابع، سبب استقرار پایه‌ها براساس الگوی تصادفی می‌شود. در اسپانیا Camarero et al. (2000) به این نتیجه رسیدند که الگوی پراکنش درختان بالغ، تصادفی است.

در خصوص تحلیل وضعیت رقابتی سرخدار و تجدید حیات آن، نتایج تحقیق حاضر نشان داد که تأثیر منفی مشخصی از نزدیکی درختان بالغ بر نونهال‌ها و نهال‌های سرخدار وجود دارد که با نتایج تحقیق Devaney et al. (2014) در خصوص الگوی مکانی تجدید حیات سرخدار تطابق دارد. تراکم درختان مادری در جنگل می‌تواند تعیین‌کنندهٔ الگوی مکانی و تراکم تجدید حیات هم‌گونه‌ها باشد. این سؤال که تا چه حد اثرهای همسایگی درون‌گونه‌ای منفی در توده‌های سرخدار وجود دارد پیش از این مطرح شده است (Piovesan et al., 2009). Dovciak. (2002) روند مشابهی را در الگوی مکانی تجدید حیات گزارش داد که در آن تراکم زیاد نونهال با حضور درختان بالغ همراه بود، ولی تأثیر مستقیم آن توسط درختان مادری، سبب کاهش تعداد نونهال شد. در مطالعه‌ای در جنگل راش- سرخدار، Piovesan et al. (2009) گزارش دادند که با وجود تراکم کم درختان بالغ که تجدید حیات را در مقیاس‌های محلی (۱۰ متر) تسهیل می‌کند، تراکم زیاد افراد بالغ بر تجدید حیات تأثیر منفی می‌گذارد. در مطالعهٔ حاضر تجدید حیات سرخدار و درختان مادری برهمکنش منفی داشتند. دلایل متعددی در خصوص نبود تجدید حیات سرخدار در زیر تاج‌پوشش هم‌گونه‌ها ارائه‌شده است. برای مثال Rodwell. (1991) بیان می‌کند که سایه‌اندازی زیاد در طول سال توسط سرخدارهای بالغ با نبود تجدید حیات در این رویشگاه‌ها مرتبط بوده است. سرخدار درختی است سایه‌پسند که به محیط سایه مقاوم است و می‌تواند فعالیت‌های فیزیولوژیک خود را با وجود مقادیر اندک نور ادامه دهد. این گونه در سنین جوانی از نور گریزان است، اما از نورپخش به‌خوبی استفاده می‌کند. به همین دلیل اشکوب زیرین جنگل های بسیار مرطوب و مه‌گرفته را در اروپا تشکیل می‌دهد. برپایهٔ تحقیقات اخیر نیز سرخدار قادر به تجدید حیات زیر تاج‌پوشش باز است، اما شرایط روشنه ممکن است در تسهیل تجدید حیات موفق در زیر تاج‌پوشش متراکم خود مهم باشد (Devaney et al., 2014). به‌طور مشابه، سایهٔ دیگر گونه‌های سایه‌انداز[1] نظیر راش نیز ممکن است سبب کاهش تولید میوه در سرخدار شود. سازوکارهای اتوتوکسی[2] در جمعیت‌های سرخدار نیز در مقالات مطرح شده است (Svennin & Magard, 1999).

1. Shade-causing species
2. autotoxicity

یافته‌های Da silva et al. (2015) در چندین گونهٔ درختی نشان داد که سرخدار تأثیر بسیار قوی منفی بر تجدید حیات خود و گونه‌های دیگر دارد که به‌دلیل سمی بودن تاکسول آن است. پژوهش Boratynski & Lszkulo. (2006) نشان داد که دگرآسیبی درختان مادری سرخدار می‌تواند بر تراکم نونهال‌ها در زیر تاج هم‌گونه‌ها تأثیر منفی داشته باشد. با توجه به اینکه سرخدار گستره‌ای از متابولیت‌های ثانویه از جمله توکسید را تولید می‌کند، انتشار مواد شیمیایی سمی توسط سرخدار عجیب نخواهد بود.

مشاهدات میدانی در ذخیره‌گاه افراتخته نشان داد که بیشتر تجدید حیات ثبت‌شده در محل‌هایی بوده که تراکم گونهٔ خاس (*Ilex aquifolium*) بیشتر بوده است. ارتباط بین موفقیت استقرار سرخدار و حضور پوشش گیاهی درختچه‌ای قبلاً در مقالات برجسته شده است (Farris & Filigheddu, 2008; Smith, 1980). در تحقیق Devaney et al. (2014) نیز ارتباطی مثبت بین تراکم تجدید حیات طبیعی سرخدار و فراوانی درختچه‌ها مشاهده شده است. Farris & Filigheddu (2008) دریافتند که نونهال‌های سرخدار عمدتاً در زیر تاج سرخدارهای ماده و درختچهٔ خاس تمرکز یافته بودند. Smith (1980) نیز اشاره می‌کند که وجود پوشش گیاهی درختچه‌ای برای تضمین استقرار تجدید حیات سرخدار و رویش گروهی پس از آن ضروری است. توسعهٔ درختزارهای غلبه‌یافته با سرخدار در جزایر بریتانیا، با حضور گونه‌های درختچه‌ای از قبیل ولیک قرمز (*Crataegus monogyna*) همراه بوده است (Rodwell., 1991). اولین تحقیق جامع در بارهٔ تشکیل درختزارهای سرخدار، Watt (1926) اغلب باقی‌ماندهٔ خشکه‌دارهای پیرو (*Juniperus communis*) را در پای درختان سرخدار ثبت کرد. درختچه‌های دارای میوهٔ گوشتی ممکن است به‌عنوان هسته‌های تجدید حیات یا کانون‌های استقرار عمل کنند. تراکم زیاد شاخه‌های افقی برای نشستن پرندگان در برخی از درختچه‌ها، می‌تواند سبب افزایش نشست بذر توسط پرندگان شود. درختچه‌های پرستار می‌توانند نونهال‌های سرخدار را از علفخواران محافظت کنند. همچنین درختچه‌ها ممکن است شرایط سایهٔ مورد نیاز برای رشد برخی از نونهال‌های سوزنی‌برگ همانند سرخدار را فراهم آورند (Farris & Filigheddu., 2008).

نسبت جنسیت[1] (SR) که به‌عنوان نسبت پایه‌های نر به پایه‌های ماده تعریف می‌شود، یکی از ویژگی‌های اکولوژیک مهم در گیاهان دوپایه نظیر گونهٔ سرخدار است. هرچند به‌دلیل پدیدهٔ انتخاب طبیعی، نسبت یک‌به‌یک بین دو جنس در شرایط تکاملی ثابت می‌ماند، در شرایطی امکان انحراف نسبت بین دو جنس به نفع هر یک از آنها وجود دارد. مرگ‌ومیر پایه‌ها در شرایط تنش‌زا، مرگ وابسته به جنسیت تحت اثر گیاهخواران و برتری یک جنس در گونه‌های دوپایه از جمله سازوکارهای ایجاد انحراف در نسبت بین افراد دو جنس در یک جمعیت بیان شده است (Ramazannejad Ghadi et al., 2009).

نسبت جنسیت به‌شدت بر موفقیت تولید مثل و وضعیت بقای گونه‌های دوپایه تأثیر می‌گذارد. به‌طور کلی پایهٔ مادهٔ گیاهان دوپایه، هزینهٔ بیشتری را صرف تولیدمثل می‌کند، در صورتی که در پایه‌های نر، منابع بیشتری به رشد رویشی تخصیص داده می‌شود و از این‌رو این پایه‌ها بردبارترند. گاهی پایه‌های ماده بیش از ده‌برابر پایهٔ نر برای تولیدمثل هزینه می‌کنند و به همین دلیل توان فتوسنتزی و رشد آنها در سال بعد کاهش می‌یابد. الگوی مکانی پایه‌های نر و ماده به‌خصوص برای موفقیت تولید مثل مهم است که اغلب تحت تأثیر ناهمگنی محیطی قرار می‌گیرد. در محیط‌های سخت با منابع محدود، تفاوت‌های خردزیستگاهی[2]، علت تفکیک مکانی جنسیت ها[3] (SSS) است. فرضیهٔ بنیادی SSS این است که

1. Sex Ratio
2. Microhabitat
3. Spatial segregation of the sexes

پایه‌های ماده از پایه‌های نر برای تولید مثل بـه منـابع بیشتری نیاز دارند؛ از این‌رو انتظـار مـی‌رود پایـه‌هـای ماده بیشتر در خردزیستگاه‌هایی با منابع زیـاد حضـور یابند که خود سبب الگوی تجمعی می‌شـود. از طـرف دیگر، پایه‌های نر بیشتر در خردزیستگاه‌هایی با منـابع کم حضور دارند (Garbarino et al., 2015). از ایـن‌رو پیشنهاد می‌شود در تحقیقات آینده، نسـبت جنسـیت پایه‌های سرخدار و الگوی مکانی هر یک از آنها بررسی شود.

آگاهی از ساختار مکانی گونه‌ها به مـدیران جنگـل در تصمیم‌گیری و مدیریت پایدار جنگـل در عملیـات پرورشـی، جنگـل‌کـاری و نشـانه‌گـذاری نیـز کمـک می‌کند، به‌طوری که بـا مشـاهدهٔ الگوهـای سـاختاری موجـود در طبیعـت، جنگـل‌شـناس شـناختی از ویژگی‌های اکولـوژیکی گونـه‌هـای مختلـف بـه‌دسـت می‌آورد و با استفاده از عملیات نشانه‌گذاری مـی‌توانـد به تنظیم موقعیت مکانی درختـان بپـردازد. همچنـین به‌منظور جنگل‌کاری با گونه‌های مختلـف مـی‌تـوان از ساختار طبیعی الگوبرداری کـرد. بـا توجـه بـه رقابـت منفی بین درختان بالغ سرخدار و تجدید حیـات آنهـا که در این تحقیق گزارش شده است، از ترویج تجدیـد حیات چه به‌صورت طبیعی و چه به‌صـورت کمکـی در زیر تاج هم‌گونه باید اجتناب ورزید. براساس مشاهدات میدانی، تجدید حیات به‌طور مستقیم در زیر درختـان سرخدار بالغ، بسـیار کـم بـود، امـا تجدیـد حیـات در نواحی مجاور درختان سرخدار دارای بیشـترین مقـدار بود که نشان می‌دهد افزایش فاصلهٔ پراکنش از درخت بالغ سرخدار، احتمال استقرار را به حداکثر می‌رسـاند. نواحی خـارج از تـاج‌پوشـش (سـایه) گونـه‌هـای بـالغ سرخدار به احتمال زیاد نمایانگر مکان‌های بهینه برای تجدید حیات هستند و در صـورت امکـان، بایـد بـرای این منظور مدیریت شوند. مشـاهدات میـدانی تجدیـد حیات سرخدار را در حضور درختچه‌هایی نظیر خـاس نشان داد، از این‌رو می‌تـوان بیـان داشـت کـه تـراکم تجدید حیات سرخدار با پوشـش درختچـه، بـه‌عنـوان تسـهیل‌کننـده در ارتبـاط اسـت. ایجـاد پوشـش درختچه‌ای در خارج از تاج‌پوشش و سایهٔ جمعیت‌های سرخدار به‌صورت مدیریت‌شده، ممکن اسـت اسـتقرار گونـهٔ سـرخدار را از طریـق افـزایش دسترسـی بـه میکروسایت‌های مناسب افزایش دهـد و همچنـین بـه حفاظت نونهال‌ها و نهال‌های سـرخدار در برابـر چـرا کمک کند.

References

Akhavan, R., Mahdavi, A., & Karami, O. (2016). Spatial patterns and spatial structure of dried trees in Bioreh Forests, Ilam Province. *Iranian Journal of Forest, 8*(1), 67-78.

Camarero, J., Gutierrez, J.E., & Fortin, M.J. (2000). Spatial pattern of sub-alpine grassland ecotones in the Spanish central Pyrenees. *Forest Ecology and Management, 134*(1-3), 1-16.

Casals, P., Camprodon, J., Caritat, A., Ríos, A.I., Guixé, D., Garcia-Martí, X., Martín-Alcón, S., & Coll, L., (2015). Forest structure of Mediterranean yew (*Taxus baccata* L.) populations and neighbor effects on juvenile yew performance in the NE Iberian Peninsula. *Forest Systems*. *24(3),* 1-9.

Darabi, H., Gholami, SH., & Sayad, E. (2017). Spatial Variability of Regeneration and Tree Species Diversity in Zagros Forests, Case Study: Gahvare Forests, Kermanshah. *Iranian Journal of Applied Ecology, 5*(18), 45-58.

Da Silva, J.A., Karimi, T., Mohsenzadeh, S.J., & Dobranszki, J. (2015). Allelopathic potential of select gymnospermous trees. *Forest and Environmental Science, 31*(2), 109-118.

Devaney, J.L., Jansen, M.A.K., & Whelan, P.M. (2014). Spatial patterns of natural regeneration in stands of English yew (*Taxus baccata L.*); Negative neighbourhood effects. *Journal of Forest Ecology and Management, 321*, 52-60.

Dovciak, M. (2002). Population dynamics of the endangered English yew (*Taxus baccata L*.) and its management implications for biosphere reserves of the western Carpathians. Division of Ecological Sciences. Tech. rep., Mab UNESCO.

Erfanifard, S.Y., Gerami, S., & Soosani, J. (2017). Efficiency of edge effect correction methods for Ripley's K-function in spatial analysis of Christ's thorn jujube trees (*Ziziphus spina-christi*) in Zagros. *Forest and Wood Products, 70*(2), 315-324.

Farris, E., & Filigheddu, R. (2008). Effects of browsing in relation to vegetation cover on common yew (*Taxus baccata L*.) recruitment in Mediterranean environments. *Journal of Plant Ecology, 199*(2), 309-318.

Forget, P.M., Mercier, F., & Collinet, F. (1999). Spatial patterns of two rodent-dispersed rain forest trees *Carapa procera* (Meliaceae) and *Vouacapoua Americana* (Caesalpiniaceae) at Paracou, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology, 15*, 301-313.

Garbarino, M., Weisberg, P. J., Bagnara, L., & Urbinati, C. (2015). Sex-related spatial segregation along environmental gradients in the dioecious conifer, (*Taxus baccata*). *Forest Ecology and Management, 358*, 122-129.

Gelfand, A. E., Diggle, P. J., Fuentes, M., & Guttorp, P. (2010). Handbook of Spatial Statistics. *CRC Press, Florida*.

Golabian, B., Marvie Mohajer, M.R., & Zobeiri, M. (2016). A study of some structural attributes of Yew (*Taxus baccata L*.) in Gazoo forest, Mazandaran Province. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 23*(4), 594-604.

Gray, L., & He, F. (2009). Spatial point-pattern analysis for detecting density-dependent competition in boreal chronosequence of Alberta. *Forest Ecology and Management, 259*(1), 98-106.

Ghanbari Sharafeh, A., Marvie Mohajer, M.R., & Zobeiri, M. (2010). Natural regeneration of Yew in Arasbaran forests. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 18(3),* 380-389.

Hamann, A., & Wang, T. (2006). Potential effects of climate change on ecosystem and tree spesies distribution in british Columbia. *Journal of ecology, 87*(11), 2773-2786.

Karami, A., Feghhi, J., Marvie Mohajer, M.R., & Namiranian, M. (2012). Investigation on the spatial pattern of regeneration patches in natural beech (*Fagus orientalis Lipsky*) forests (Case study: Gorazbon District, Kheyrud forest). *Iranian Journal of Forest, 4*(1), 77-87.

Lszkulo, G., & Boratynski, A. (2006). Analysis of the relationship between photosynthetic photon flux density and natural *Taxus baccata* seedlings occurrence. *Journal of Acta Oecologica, 29*(1), 78-84.

Myking, T., Vakkari, P., & Skrøppa T. (2009). Genetic variation in northern marginal *Taxus baccata L*. populations. Implications for conservation. *Journal of Forestry. 82*(5), 514-529.

Nagashima, H. (1999). The processes of height-rank determination among individuals and neighbourhood effects in Chenopodium album L. Stands. *Annals of Botany, 83(*5), 501-507.

Perrin, P.M., Martin, J.R., Barron, S.J., & Roche, J.R. (2006). A Cluster Analysis Approach to Classifying Irish Native Woodlands. *Journal of Biology and Environment, 106*(3), 261-275.

Piovesan, G., Presutti Saba, E., Alessandrini, A., Schirone, B., Filippo, D.A., & Biondi, F. (2009). Population ecology of yew (*Taxus baccata L*.) in the Central Apennines: spatial patterns and their relevance for conservation strategies. *Journal of Plant Ecology, 205*(1), 23-46.

Ramazannejad Ghadi, R., Bagherian Yazdi, A., & Daneshvar, A. (2009). Habitat effects on biased sex ratio of wild Pistachio (*Pistacia atlantica subsp. mutica*) in Maymand region of Kerman province. *Journal of Plant Production Research, 16*(3), 103-118.

Rodwell, J.S., (1991). *British Plant Communities, Woodlands and Scrub*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Safari, A., Shabanian, N., Erfanifard, S.Y., Heidari, R.H., & Purreza, M. (2010). Investigation of spatial pattern of wild pistachio (*Pistacia atlantica* Desf.) (Case study: Bayangan forests, Kermanshah). *Iranian Journal of Forest, 2*(2), 177-185.

Smith, T.E. (1980). A Central Limit Theorem for Spatial Samples. *Journal of Geogrephical Analysis, 12*(4), 299-324.

Svennin, J., & Magård, E. (1999). Population ecology and conservation status of the last natural population of English yew (*Taxus baccata)* in Denmark. *Journal of Biological Conservation, 88*(2), 173–182.

Tiscar-Oliver, P.A. (2015). Patterns of shrub diversity and tree regeneration across topographic and stand-structural gradients in a Mediterranean forest. *Journal of Forest system, 24*(1), 1-11.

Wada, N., & Ribbens, E. (1997). Japanese maple (*Acer palmatum var. matsumurae,Aceraceae*) recruitment patterns: seeds, seedlings, and saplings in relation to conspecific adult neighbors. *American Journal of Botany, 84*(9), 1294-1300.

Watt, A.S. (1926). Yew Communities of the South Downs. *Journal of Ecology, 14*(2), 282-316.

Wiegand, T., & Moloney, K.A. (2004). Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Journal of Oikos*, 104(2), 209-229.

Wiegand, T. (2006). Extending point pattern analysis for objects of finite size and irregular shape using the Programita software. A User Manual. Department of Ecological Modelling, *UFZ-Centre for Environmental Research*, Leipzig, Germany.

Iranian Journal of Forest
Vol. 11, No. 2, Summer 2019
pp. 165-177

Research Article

Studying the interaction between English yew (*Taxus baccata* L.) adult trees and its regeneration in Afratakhteh Forest Reserve, Golestan province

A. Hesabi[1], S. J. Alavi[2]*, and O. Esmailzadeh[2]

[1]MSc. Student of Forest Management, Dept. of Forest Science, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Nur, Mazandaran, I. R. Iran
[2] Assistant Prof., Dept. of Forest Science, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Nur, Mazandaran, I. R. Iran

(Received: 27 July 2018; Accepted: 27 November 2018)

Abstract

Understanding the underlying mechanisms for tree species regeneration, as well as the positive and negative interaction between tree species and regeneration can improve the effectiveness of forest management and restoration activities. English yew, as one of the rare and valuable native species in Hyrcanian forests, Iran, has declined over the past several decades for many reasons such as lack of regeneration in existing populations. This research aims at studying the spatial pattern of English yew regeneration and its interaction with adult trees. For this purpose, the location of all English yew trees and its regeneration was recorded using TP360 device and distance-azimuth method in the Afratakhteh Forest Reserve, Golestan province. Totally, 417 English yew trees and 59 regenerations were recorded in the research area. The minimum and maximum diameter of the English yew trees was 6 and 124 cm, respectively. The results of the univariate analysis *O*-ring function showed that the spatial pattern of English yew trees is completely random and spatial pattern of regeneration were clustered in < 5 m, and then it is random. The results of the bivariate *O*-ring function showed that there is strong competition and negative interaction between the yew tree and its regeneration. It seems the density of the mother trees in the forest and a large shadow over the length of the year by yew trees is linked directly to the absence of regeneration in this forest reserve. Also allelopathic influence of parent yew trees could negatively impact on seedling density beneath a conspecific canopy. The areas out of existing English yew canopies are most likely to represent optimal sites for regeneration. Therefore, in order to protect the existing English yew stands, management activities on regeneration should focus on these areas.

Keywords: competition, *O*-ring, regeneration, spatial pattern, *Taxus baccata*.

∗Corresponding author Tel: +989111580097 Email: J.alavi@modares.ac.ir