الگوی پراکنش مکانی و میزان خشکه‌دارهای قطور در جنگل‌های طبیعی مدیریت شده و مدیریت نشده منطقه خیرودکنار نوشهر

افسانه خلیلی[۱]، اسداله متاجی[۲*]، خسرو ثاقب طالبی[۳] و سیدمحمد حجتی[۴]

۱) دانشجوی دکتری رشته جنگلداری، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

۲) استاد گروه جنگلداری، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران. *رایانامه نویسنده مسئول: amataji@srbiau.ac.ir

۳) دانشیار پژوهشی موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، تهران، ایران.

۴) دانشیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.

تاریخ دریافت: ۹۷/۱۰/۱۶ تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۲/۱۱

چکیده

اهمیت بوم‌شناسی خشکه‌دارها موجب شده تا جمع‌آوری اطلاعات مربوط به آنها به‌طور روزافزون گسترش یابد و در طرح‌های مدیریتی مورد توجه قرار گیرند. با توجه به نقش کلیدی خشکه‌دارها در زیست‌بوم جنگل، مطالعه حاضر به بررسی برخی از مهمترین خصوصیات خشکه‌دارها از جمله میزان، حجم و الگوی پراکنش مکانی در یک جنگل طبیعی با غالبیت راش می‌پردازد. بدین منظور دو منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده از سری گرازبن جنگل خیرودکنار نوشهر به عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب و آماربرداری صددرصد از خشکه‌دارها انجام شد. به طوری که گونه، قطر برابر سینه و ارتفاع خشکه‌دارهای سرپا و در خصوص خشکه‌دارهای افتاده نیز گونه درختی، قطر میانی و طول آنها ثبت و اندازه‌گیری شد. همچنین به‌منظور تعیین الگوی مکانی خشکه‌دارها، موقعیت هر یک از خشکه‌دارها با روش فاصله–آزیموت و با استفاده از فاصله‌یاب لیزری به‌دست آمد، سپس با توابع تک متغیره آماره اورینگ (O-ring) بررسی شد. نتایج نشان داد که فراوانی خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده بیشتر از منطقه مدیریت نشده بود، در حالی که حجم خشکه‌دارها در منطقه مدیریت نشده بیشتر می‌باشد. بیشترین تعداد در هکتار خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و در طبقه کم قطر بوده و بیشترین حجم خشکه‌دارها مربوط به منطقه مدیریت نشده و در طبقه قطور و خیلی قطور می‌باشد. آماره اورینگ نشان داد که الگوی پراکنش کل خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده تصادفی است. با توجه به نتایج پژوهش می‌توان بیان نمود که آشفتگی در منطقه مورد بررسی در مقیاس کوچک صورت گرفته است. میزان خشکه‌دار به‌ویژه در منطقه مدیریت شده از شرایط مطلوبی برخوردار نبوده و افزایش آن از جمله الزاماتی است که با توجه به آشفتگی و الگوی ساختار باید مدنظر قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: الگوی مکانی، آماره اورینگ، خشکه‌دار، راش.

مقدمه

پراکنش مکانی گیاهان، یکی از جنبه‌های مهم بوم‌شناسی گیاهی بوده و آگاهی از آن به‌منظور بررسی پوشش گیاهی در هر منطقه ضروری می‌باشد (Ludwig & Reynolds, 1988). الگوی مکانی به‌دلیل اهمیت آن در کمک به درک مناسب سازوکارهای زیست محیطی (Wiegand *et al*., 2000) و فرآیندهای پویا که همزیستی گونه‌ها را حفظ می‌کند (Nishimura *et al*.,

2002)، از ویژگی خاصی برخوردار است (امیدوارحسینی و همکاران، ۱۳۹۴). این الگو از آشفتگی‌های طبیعی و انسانی (Sánchez *et al*., 2009)، رقابت درون گونه‌ای[1] و بین گونه‌ای[2] (Stoll & Bergius, 2005)، زادآوری (Fajardo *et al*., 2006) و مرگ و میر تاثیر می‌پذیرد (Barot *et al*., 1999). امروزه مطرح شدن مسایلی مانند حفاظت از منابع طبیعی و محیط زیست و مشکلاتی که بشر در ارتباط با محیط طبیعی دارد و نیز کاهش منابع طبیعی قابل دسترس، محققین را به یک تغییر نگرش کلی در مورد جنگل‌ها وا داشته که از آن تحت عنوان «مدیریت همگام با طبیعت» یاد می‌شود. یکی از اصول جنگل‌شناسی همگام با طبیعت، حفظ خشکه‌دارهای موجود در اکوسیستم‌های جنگلی است (Kirby & Lassauce *et al*., 2011؛ Potvin, 2007). با اتمام عمر فیزیولوژیک درخت وظایف اکولوژیک آن پایان نمی‌یابد. در یک بوم‌سازگان، دلایل مرگ پایه‌های درختی تنوع نقش ساختاری و عملکردی خشکه‌دارهای سرپا و افتاده را تعیین می‌کند، حتی زمانی که خشکه‌دارهای سرپا می‌افتند به تنوع ساختاری و عملکردی خشکه‌دارها اضافه می‌شود (Forrester *et al*., 2012؛ Thomas & Druscilla, 2012؛ Smit *et al*., 2012؛ Shorohova & Kapitsa, 2015؛ Koster *et al*., 2015؛ Andringa *et al*., 2019) که دلایل مختلف طبیعی همچون دیرزیستی، حمله آفات و حشرات، آتش‌سوزی، توفان و یا فعالیت‌های انسان را در بر می‌گیرد (Shorohova & Kaptisma, 2015؛ Cousins *et al*., 2015؛ Smit *et al*., 2012).

خشکه‌دارها از نظر وضعیت فیزیکی به خشکه‌دارهای سرپا و خشکه‌دار افتاده و از نظر ابعاد نیز به دو دسته عمده قطور[3] و کم قطر[4] تقسیم می‌شوند که در پژوهش حاضر خشکه‌دارهای قطور مورد بحث می‌باشند. خشکه‌دارها یکی از منابع پویایی اکوسیستم محسوب می‌شوند که جنگل‌ها را پایدار نگه می‌دارند و تولیدات آن را تقویت و حفظ می‌کنند (Beatrix *et al*., 2004؛ Koster *et al*., 2015) و همچنین نقش مهمی را در کیفیت رویشگاه برای پایداری ارگانیسم‌ها بازی می‌کنند. از این‌رو خشکه‌دار مناسب برای تنوع زیستی، خشکه‌دار قطور می‌باشد (Hopkins *et al.,*1984) که یکی از اجزای مهم اکوسیستم‌های جنگلی محسوب می‌شود (Helfenstein & Kienast, 2014؛ Thomas & Druscilla, 2012؛ Thompson *et al*., 2016؛ Garrett *et al*., 2019؛ Cousins *et al*., 2015؛ Forrester *et al*., 2012). در پژوهش‌های مختلف گزارش شده که خشکه‌دارهای قطور در حفاظت از تنوع زیستی نقش بسیار مهمی دارند (Andringa *et al*., 2019؛ Ulyshen *et al*., 2018؛ Thomas & Druscilla, 2012) و باعث افزایش تنوع زیستی (Andringa *et al.,* 2019)، افزایش اندازه روشنه‌ها و زادآوری می‌شوند (Fukasawa *et al*., 2019؛ Bolton & D'Amato, 2011). بر اساس گزارش‌های منتشر شده در ایالات متحده و نیوزلند خشکه‌دارهای قطور در تعیین ساختار و ترکیب اکوسیستم‌های جنگلی بسیار حایز اهمیت می‌باشند (Garrett *et al*., 2019؛ Woodall *et al*., 2008؛ Matthew *et al*., 2015)، همچنین مراحل تحولی جنگل‌های جوان، آشفتگی‌های طبیعی و آشفتگی‌های ناشی از فعالیت انسان نقش مهمی را در خصوصیات خشکه‌دارهای قطور در این جنگل‌ها بازی می‌کنند (Yuan *et al*., 2014). بر اساس مطالعات خشکه‌دارهای افتاده و سرپا به‌دلیل کندی تجزیه آنها به‌ترتیب تا ۶۰ و ۹۰ سال می‌توانند در اکوسیستم‌های جنگلی باقی بمانند (Mark *et al*., 2006).

تعداد خشکه‌دارهای باقی مانده در یک اکوسیستم جنگلی به شدت به مدیریت جنگل وابسته است. همچنین نوع گونه‌های درختی در مناطق مختلف نیز

[1] Intra-specific
[2] Inter-specific
[3] CWD
[4] FWD

می‌تواند تاثیر قابل توجهی بر حجم خشکه‌دار موجود در جنگل‌ها داشته باشد (Tinker & Knight, 2001). از این رو آگاهی از تعداد و حجم خشکه‌دارها و در نتیجه ارایه شیوه‌نامه‌های کمی لازم برای اینکه چه نوع و چه تعداد خشکه‌دار در روند توالی توده‌های جنگلی برای حفظ سطح خاصی از بهره‌وری و فرآیندهای دیگر اکوسیستم مورد نیاز است، بسیار مهم است و می‌تواند راهگشای مدیران جنگل باشد. Christensen و همکاران (۲۰۰۵) میزان حجم خشکه‌دار در یک جنگل را به سه عامل سن توده، سابقه مدیریتی و میزان تجزیه مواد پوسیدنی در جنگل نسبت می‌دهند. بنابراین نتایج متفاوت می‌تواند نشانه‌ای از شرایط رویشگاهی و مدیریتی متفاوت در جنگل‌های اروپا در مقایسه با جنگل‌های شمال ایران باشد (Sefidi & Marvi-Mohajer, 2010؛ سفیدی و همکاران، ۱۳۹۳). مطالعه‌های متعددی در خصوص تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارها در سری گرازبن خیرود کنار نوشهر صورت پذیرفته است. در مطالعه اعتماد و همکاران (۱۳۹۶) بیشترین فراوانی خشکه‌دارها متعلق به دو گونه ممرز و راش بوده و متوسط حجم سرپا و خشکه‌دار به‌ترتیب ۶۲۹/۲ و ۱۳/۴ مترمکعب در هکتار و بیشترین فراوانی خشکه‌دارها در طبقه قطری کمتر از ۳۵ سانتی‌متر می‌باشد. در مطالعه‌ای دیگر گونه راش بیشترین حجم خشکه‌دار را در هر سه مرحله تکاملی نشان داده است (مریدی و همکاران، ۱۳۹۴؛ سفیدی و مروی‌مهاجر، ۱۳۹۵). در بررسی کاکاوند و همکاران (۱۳۹۵) بیشترین درصد فراوانی و حجم خشکه‌دارها مربوط به خشکه-دارهای افتاده ممرز بود. رهانجام و همکاران (۱۳۹۷) نیز حدود یک‌پنجم از کل حجم خشکه‌دارها را از نوع سرپا گزارش کرده‌اند. در بررسی Mataji و همکاران (2014) بیان شد که تعداد و حجم خشکه‌دارها بستگی به نوع آشفتگی‌های طبیعی، مراحل تحولی و ساختار توده دارد. بر اساس گزارش‌های منتشر شده در جنوب ایالات متحده، حجم در هکتار خشکه‌دارهای قطور با افزایش سن توده (Ulyshen *et al.*, 2018) و در جنگل‌های طبیعی نیوزلند نیز با افزایش قطر تنه افزایش می‌یابد (Garrett *et al*., 2019). در تحقیقات انجام شده در شمال کشور حجم متوسط خشکه‌دارها در جنگل‌هایی با ویژگی‌های متفاوت اختلافاتی را نشان می‌دهد که شامل ۳۲/۷ مترمکعب در هکتار (Habashi, 1997)؛ ۱۶/۵ مترمکعب در هکتار (ذوالفقاری و همکاران، ۱۳۸۶)؛ ۱۵/۳ مترمکعب در هکتار (سفیدی و همکاران، ۱۳۹۳)؛ ۳۷/۸ مترمکعب در هکتار (کاکاوند و همکاران، ۱۳۹۵) و ۷۴/۶ مترمکعب در هکتار (سفیدی و مروی-مهاجر، ۱۳۹۵) می‌باشند.

توزیع مکانی نقاط متعلق به یکی از حالت‌های تصادفی، کپه‌ای (خوشه‌ای) و منظم (یکنواخت) است (Jayaraman, 2000). الگوهای تصادفی یک جمعیت به همگنی محیطی یا به الگوهای رفتاری غیرانتخابی اشاره دارد. از سوی دیگر، الگوهای غیرتصادفی (خوشه‌ای و یکنواخت) به‌طور تلویحی بیانگر وجود برخی محدودیت‌ها در جمعیت است (Quinn & Dunham, 1983). الگوی خوشه‌ای بیان می‌کند که افراد در قسمت-های مساعدتر رویشگاه جمع می‌شوند. این امر ممکن است به‌دلیل رفتار گروهی، ناهمگنی محیطی، شیوه تجدید حیات و غیره باشد. پراکنش یکنواخت از کنش‌های متقابل منفی مانند رقابت برای غذا یا فضا در بین افراد به-دست می‌آید. البته تعیین یک الگو و تشریح علل ممکن آن دو موضوع جداگانه است (Quinn & Dunham, 1983). در جنگل‌های مدیریت نشده الگوی پراکنش خشکه‌دارهای سرپای قطور به صورت خوشه‌ای و انفرادی گزارش شده است، ولی در جنگل‌های مدیریت شده به‌دلیل طوفان به صورت خوشه‌ای می‌باشد (Bottorff, 2009). همچنین پیرو بررسی‌های صورت گرفته، برای محققان و مدیران جنگل فرآیند و الگوهای

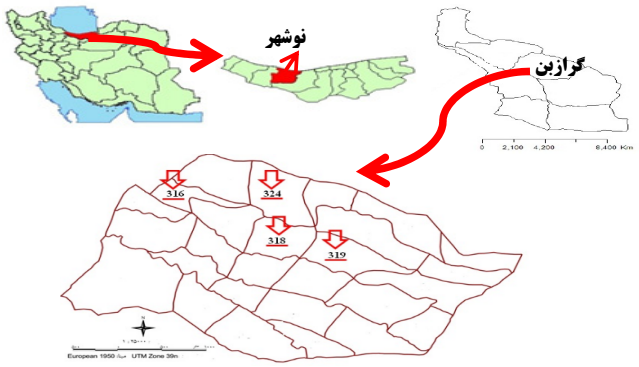
خشکه‌دار جنگل از اهمیت به‌سزایی برخوردار می‌باشد (Matthew *et al.*, 2015). در خصوص بررسی الگوی مکانی با استفاده از آماره اورینگ (O-ring)، الگوی مکانی درختان بلندمازو در فاصله‌های کوتاه خوشه‌ای و با بزرگ شدن مقیاس تصادفی می‌شود (امیدوارحسینی و همکاران، ۱۳۹۴). بر اساس گزارش کریمی و همکاران (۱۳۹۱) گونه بنه از تراکم کمتری برخوردار بوده و دارای الگوی تصادفی است. برای گونه بلوط ایرانی در فاصله‌های کوتاه به الگوی خوشه‌ای و در فاصله‌های زیاد الگوی پراکنش تصادفی می‌باشد. در بررسی عرفانی‌فرد و نظیری (۱۳۹۶)، دو تابع K و L به‌دلیل ماهیت تجمعی شان، کپه‌ای بودن درختان کنار در مقیاس‌های مکانی مختلف را که دو تابع همبستگی جفتی و O–ring نشان دادند، شناسایی نکردند. دو تابع همبستگی جفتی و O–ring از دقت و کارآیی بیشتری نسبت به تابع‌های K و L در تحلیل الگوی مکانی درختان برخوردار بودند.

با توجه به اهمیت خشکه‌دارها در اکوسیستم‌های جنگلی، هدف از این پژوهش بررسی و مقایسه وضعیت (تعداد، حجم و الگوی پراکنش مکانی) خشکه‌دارها در جنگل‌های طبیعی مدیریت شده و مدیریت نشده می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

به‌منظور انجام این پژوهش دو منطقه مدیریت شده (پارسل‌های ۳۱۸ به مساحت ۳۷ هکتار و ۳۱۹ به مساحت ۴۳ هکتار که از سال ۸۹ اقدامات مدیریتی در این پارسل‌ها انجام شده است) و مدیریت نشده (پارسل‌های ۳۱۶ به مساحت ۲۱ هکتار و ۳۲۴ به مساحت ۵۰ هکتار که تا تاریخ اجرای پژوهش بهره‌برداری در آنها انجام نشده بود) از سری گرازبن جنگل آموزشی- پژوهشی خیرود واقع در ۷ کیلومتری شهرستان نوشهر، استان مازندران بین ۳۶ درجه و ۲۷ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۴۰ دقیقه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۴۳ دقیقه طول شرقی با شرایط تقریبا مشابه انتخاب شد (شکل ۱).



شکل ۱. موقعیت جنگل آموزشی- پژوهشی خیرود

میانگین دمای سالانه ۱۵/۹ سانتی‌گراد، متوسط بارندگی سالیانه در منطقه خیرودکنار ۱۳۰۰ میلی‌متر و دارای اقلیم مرطوب می‌باشد (اعتماد، ۱۳۸۱). دامنه ارتفاعی در هر دو منطقه مورد بررسی، از ۱۱۵۰ متر از سطح دریا تا ۱۳۵۰ متر متغیر است.

جهت عمومی در هر دو منطقه شمالی و جنوبی با دامنه شیب بین صفر تا ۵۰ درصد، الگوی ساختاری توده‌ها دانه‌زاد ناهمسال نامنظم با تیپ غالب راش- ممرز و تاج پوشش حدود ۹۰ درصد است که دارای زادآوری نسبتا متوسطی است.

روش پژوهش

در این مطالعه آماربرداری از خشکه‌دارهای افتاده و سرپا به صورت صد در صد انجام شد. در مورد خشکه-دارهای سرپا، نوع گونه و قطر برابر سینه و در خصوص خشکه‌دارهای افتاده نیز نوع گونه، قطر میانی و طول آنها ثبت گردید. برای تعیین موقعیت خشکه‌دارهای موجود در منطقه مورد مطالعه از روش فاصله– آزیموت (Meour, 1993) استفاده شد. بدین منظور دستگاه فاصله-یاب لیزری به‌کار گرفته شد. بدین ترتیب که ابتدا مختصات سه نقطه مشخص بر روی جاده جنگلی مشخص شد و مختصات آن با استفاده از دستگاه GPS با دقت بالا ثبت گردید و این نقطه به عنوان نقطه شاخص در نظر گرفته شد. سپس دستگاه فاصله یاب لیزری در عرصه در مکان‌های مشخص مستقر و فاصله و آزیموت کلیه خشکه‌دارها نسبت به این نقطه یادداشت گردید. در مرحله بعد داده‌های فاصله– آزیموت که در طی عملیات زمینی برداشت شده بودند با استفاده از روابط ریاضی تبدیل به موقعیت مکانی آنها بر حسب طول و عرض جغرافیایی گردید. بر اساس مطالعات Becky و همکاران (۲۰۱۱) از نظر ابعاد، خشکه‌دارها به دو دسته خشکه‌دارهای قطور (قطر میانه بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر) (Vasile *et al*., 2017) و خشکه‌دارهای کم قطر (قطر میانه کمتر از ۷/۵ سانتی‌متر) و از نظر شکل فیزیکی به دو گروه خشکه‌دارهای افتاده و سرپا تقسیم‌بندی شدند که خشکه‌دارهای قطور مورد بحث در این پژوهش بودند. برای برآورد حجم خشکه‌دارهای سرپا قطر برابر سینه و در خشکه‌دارهای افتاده، سه قطر ابتدایی، میانی و انتهایی اندازه‌گیری شد (زبیری، ۱۳۸۸). در خشکه‌دارهای سرپا با برداشت قطر و ارتفاع و با استفاده فرمول (۱) حجم برآورد شد.

لازم به ذکر است که مقدار F در فرمول (۱) با توجه به ارتفاع شکستگی درختان و منحنی‌های مربوط به ضریب شکل، ارتفاع و قطر درختان، تا شکستگی‌های ۳ متری از بالا، ۰/۵ و در خشکه‌دارهای مرتفع ۰/۶ تا ۰/۷ (با توجه به ارتفاع شکستگی) و نیز در شکستگی‌هایی که منجر به حالت کاملا استوانه‌ای می‌شود عدد ۰/۹ در نظر گرفته شد (سفیدی، ۱۳۸۵).

برای محاسبه حجم خشکه‌دارهای سرپا نیز از رابطه (۱) استفاده گردید (زبیری، ۱۳۸۸):

$$V = gdbh * h * f \qquad \text{رابطه (۱)}$$

gdbh= سطح مقطع برابر سینه (مترمربع)؛ h= ارتفاع خشکه‌دار؛ *f*= ضریب شکل.

در مورد خشکه‌دارهای افتاده به‌منظور محاسبه حجم از فرمول هوبر (۲) استفاده گردید (زبیری، ۱۳۸۸):

$$V= gm * l \qquad \text{رابطه (۲)}$$

gm= سطح مقطع میانی (مترمربع)؛ l= طول خشکه-دار (متر).

در مرحله بعد، درختان اندازه‌گیری شده بر اساس اندازه قطر برابر سینه به سه کلاسه کم قطر (از قطر ۷/۵ تا ۳۲/۵ سانتی‌متر)، میان قطر (از قطر ۳۲/۵ تا ۵۲/۵ سانتی‌متر) و قطور و خیلی قطور (بیشتر از قطر ۵۲/۵ سانتی‌متر) تقسیم شدند.

آماره او–رینگ (O-ring statistics)

استفاده از آماره او–رینگ رایپلی به عنوان یک جز مکمل مفید برای تابع K رایپلی که به‌طور عموم مورد استفاده قرار می‌گیرد، پیشنهاد گردید. تابع K ممکن است فقط تا یک فاصله معین کاربرد داشته باشد، در حالی که آماره او–رینگ می‌تواند تراکم و پراکندگی را در یک فاصله فرضی کشف کند.

با توجه به مزیت آماره او–رینگ که یک تابع توزیع احتمالی با تشریح تراکم همسایه و نقاط مجاور است، قدرت کشف و تحلیل الگو و کنش متقابل نسبت به تابع تجمعی K افزایش می‌یابد (Stoyan & Penttinen, 2000). جایگزینی حلقه‌ها (rings) در $O_{(r)}$ به جای دایره‌ها در تابع K، این آماره را در کشف الگوی

فاصله‌های مختلف توانمند می‌سازد (Illian *et al*., 2008؛ Wiegand & Moloney, 2004) در حالی که تابع K و شکل خطی آن یعنی تابع L از انجام این کار ناتوانند و بیشتر ماهیت تجمعی دارند (امیدوارحسینی و همکاران، ۱۳۹۴). تابع‌های K و L بر اساس تعداد نقاط (درختان) موجود در داخل دایره‌های با شعاع r در اطراف نقاط مرکزی محاسبه می‌شوند (Illian *et al*., 2008). در حالی که در محاسبه $O_{(r)}$ دایره‌های یاد شده در تابع K توسط حلقه‌ها جایگزین می‌شوند. بنیان آماره $O_{(r)}$ بر اساس متوسط تعداد نقاط (درختان) قرار گرفته بر روی حلقه‌ها با شعاع r از نقاط مرکزی (درختان) در داخل قطعه مورد مطالعه است (Luis *et al*., 2008). همانند تابع K رایپلی از آماره او–رینگ تک متغیره برای نشان دادن وضعیت پراکنش گونه‌ها (تصادفی، خوشه‌ای و منظم) استفاده شده است.

$$O(r) = \lambda\, g(r) \qquad \text{رابطه (۳)}$$

در این رابطه: $O_{(r)}$ آماره تک متغیره او–رینگ؛ λ تراکم (تعداد در واحد سطح) و $g_{(r)}$ مشتق تابع K رایپلی است. در الگوی تصادفی کامل $O(r) = \lambda$ است. $O(r) > \lambda$ نشان‌دهنده خوشه‌ای بودن الگو در فاصله r و $O(r) < \lambda$ نشان‌دهنده الگوی منظم است. ساده‌ترین فرض صفر که به‌طور گسترده‌ای در تحلیل الگوی مکانی تک متغیره مورد استفاده قرار می‌گیرد، الگوی تصادفی کامل است که می‌تواند به عنوان یک فرآیند پوآسن همگن در نظر گرفته شود (Wiegand & Moloney, 2004).

برای آزمون فرض صفر و بررسی اختلاف معنی‌داری، نتایج به‌دست آمده از $O_{(r)}$ در سطح احتمال مشخص با شبیه‌سازی مونت کارلو مقایسه می‌شود. در صورتی که مقادیر $O_{(r)}$ در داخل محدوده مونت کارلو قرار گیرند، در آن فاصله فرض صفر تایید و در صورتی که این مقادیر خارج از محدوده مونت کارلو قرار گیرد، فرض صفر رد می‌شود.

در پژوهش پیش‌رو، ۹۹ بار شبیه‌سازی مونت کارلو انجام شد و فاصله مورد عمل برای محاسبه آماره $O_{(r)}$ تک متغیره ۱۰۰ متر در نظر گرفته شد. در این تحقیق فاصله بیشتر از ۱۰۰ متر نیز بررسی شد، اما چون در الگوی مکانی برای توابع تک متغیره تغییری ایجاد نشد، نتایج فقط تا ۱۰۰ متر ارایه شد (امیدوارحسینی و همکاران، ۱۳۹۴). کلیه محاسبه‌های مربوط به تعیین مقادیر آماره او–رینگ با استفاده از نرم‌افزار Programita انجام شد.

نتایج

فراوانی خشکه‌دارهای سرپا و افتاده از دو گونه راش و ممرز با احتساب سایر گونه‌ها به‌ترتیب در پارسل‌های مدیریت شده و مدیریت نشده در سطح ۵۰ هکتار به تعداد ۲۴۶ و ۱۸۹ پایه شمارش شدند که تعداد خشکه‌دارهای سرپا (راش و ممرز) در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده به‌ترتیب ۱۴۶ و ۸۲ و خشکه‌دارهای افتاده به‌ترتیب ۹۰ و ۸۷ عدد می‌باشند (جدول ۱).

جدول ۱. فراوانی خشکه‌دارها در مناطق مدیریت شده و مدیریت نشده

گونه‌ها	منطقه مدیریت شده		منطقه مدیریت نشده	
	فراوانی	درصد فراوانی	فراوانی	درصد فراوانی
راش افتاده	۸۲	۳۳/۳	۶۴	۳۳/۸
راش سرپا	۱۲۳	۵۰	۴۵	۲۳/۸
ممرز افتاده	۸	۳/۲	۲۳	۱۲/۱
ممرز سرپا	۲۳	۹/۳	۳۷	۱۹/۵
سایر گونه‌ها*	۱۰	۴	۲۰	۱۰/۵
جمع	۲۴۶		۱۸۹	

* ملج، بلوط، توسکا، افرا و نمدار

تعداد و حجم در هکتار کل خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

تعداد در هکتار خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده بیشتر از منطقه مدیریت نشده می‌باشد ولی حجم خشکه-دارها در منطقه مدیریت نشده بیشتر است. در کل تعداد در هکتار خشکه‌دارهای سرپا بیشتر از افتاده است ولی حجم در هکتار خشکه‌دارهای افتاده بیشتر از سرپا می‌باشد (جدول ۲).

جدول ۲. تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

خشکه‌دار	فراوانی (تعداد در هکتار)		حجم (مترمکعب در هکتار)	
	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده
کل	۹/۴	۶/۶	۹/۶	۱۲/۲
افتاده	۳/۶	۳/۴	۶/۶	۹/۷
سرپا	۵/۸	۳/۲	۳	۲/۵

تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارهای راش و ممرز در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

تعداد در هکتار خشکه‌دارهای راش در منطقه مدیریت شده بیشتر از منطقه مدیریت نشده می‌باشد، ولی حجم خشکه‌دارهای راش در منطقه مدیریت نشده بیشتر از منطقه مدیریت شده است. نتایج به تفکیک گونه نیز نشان می‌دهد که تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارهای راش بیشتر از خشکه‌دارهای ممرز می‌باشد. تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارهای راش سرپا در منطقه مدیریت شده بیشتر از منطقه مدیریت نشده می‌باشد، اما در ارتباط با خشکه‌دارهای افتاده تعداد در منطقه مدیریت شده و حجم در منطقه مدیریت نشده بیشتر است (جدول ۳).

جدول ۳. تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارهای راش و ممرز در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

گونه‌ها	فراوانی (تعداد در هکتار)		حجم (مترمکعب در هکتار)	
	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده
راش	۸/۱	۴/۳	۹/۱	۱۰/۶
ممرز	۱/۲	۲/۳	۰/۵	۱/۵
راش افتاده	۳/۲	۲/۵	۶/۴	۸/۸
راش سرپا	۴/۹	۱/۸	۲/۷	۱/۸
ممرز افتاده	۰/۳	۰/۹	۰/۲	۰/۸
ممرز سرپا	۰/۹	۱/۴	۰/۲	۰/۲

تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارها به تفکیک کلاسه‌های قطری در منطقه مدیریت شده و نشده

تعداد در هکتار خشکه‌دارها (کلاسه کم قطر و میان قطر) در منطقه مدیریت شده بیشتر از منطقه مدیریت نشده می‌باشد، اما در مورد حجم عکس این حالت صدق می‌کند. در کلاسه کم قطر بیشترین تعداد در هکتار خشکه‌دار وجود دارد، در حالی که کلاسه قطور و خیلی قطور بیشترین حجم در هکتار خشکه‌دار را به خود اختصاص داده است (جدول ۴).

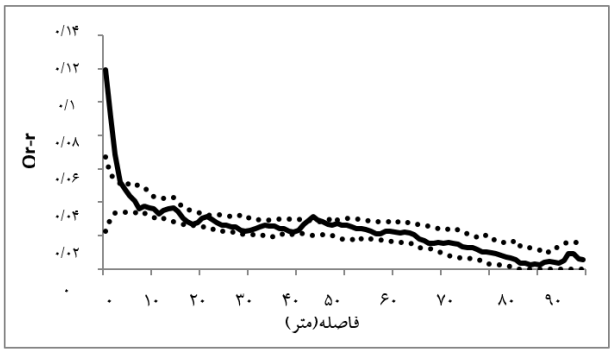
جدول ۴. تعداد و حجم در هکتار خشکه‌دارها به تفکیک کلاسه‌های قطری در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

کلاسه قطری	فراوانی (تعداد در هکتار)		حجم (مترمکعب در هکتار)	
	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده	منطقه مدیریت شده	منطقه مدیریت نشده
کم قطر	۶/۱	۳/۹	۱	۰/۸
میان قطر	۱/۸	۱/۱	۳	۲/۱
قطور و خیلی قطور	۱/۴	۱/۷	۵/۶	۹/۲

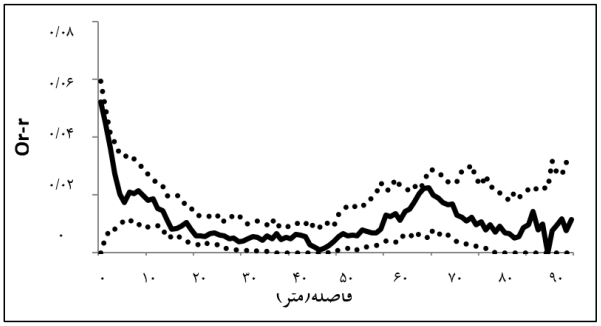
آماره تک متغیره او-رینگ

الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده

شکل‌های ۲ و ۳ الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده را بر اساس آماره $O_{(r)}$ نشان می‌دهد. مقدار این آماره برای خشکه‌دارها در تمام فواصل آماره $O_{(r)}$ به‌طور کامل در داخل حدود مونت کارلو قرار گرفته است. بر این اساس الگوی پراکنش خشکه‌دارها در هر دو منطقه تصادفی می‌باشد.



شکل ۲. نمودار آماره $O_{(r)}$ (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (محدوده خط چین) الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده



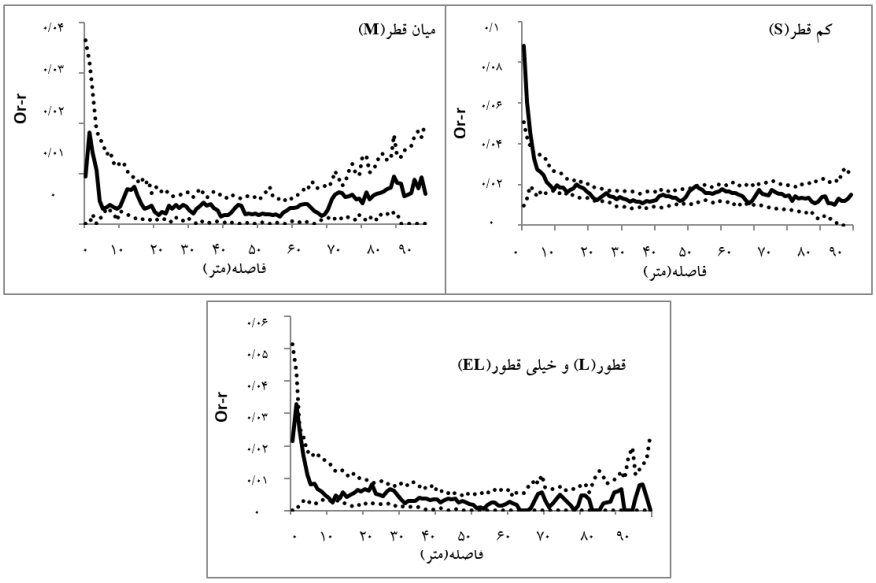
شکل ۳. نمودار آماره $O_{(r)}$ (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (محدوده خط چین) الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت نشده

الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده به تفکیک کلاسه‌های قطری

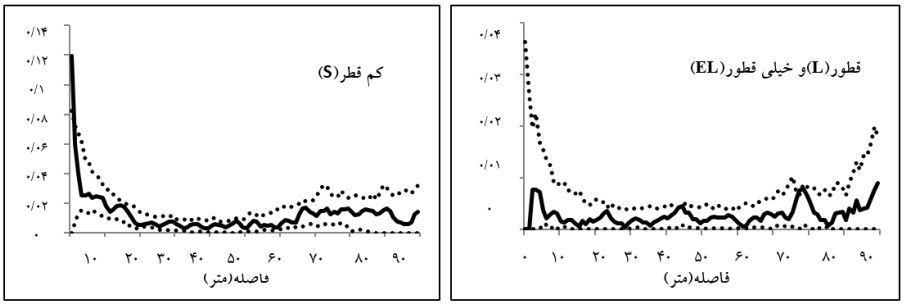
شکل ۴ و ۵ الگوی پراکنش خشکه‌دارها را به تفکیک کلاسه‌های قطری در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده بر اساس آماره $O_{(r)}$ نشان می‌دهد. در منطقه مدیریت نشده به‌دلیل کم بودن فراوانی خشکه-دارها در کلاسه‌های میان قطر از الگوی خاصی تبعیت نمی‌کنند.

مقدار این آماره برای خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده در کلیه کلاسه‌های قطری و در منطقه مدیریت نشده

در کلاسه‌های کم قطر، قطور و خیلی قطور در تمام فواصل در داخل حدود مونت کارلو قرار گرفته است. بنابراین می‌توان اذعان داشت که الگوی پراکنش خشکه-دارها در کلاسه‌های قطری مختلف تصادفی می‌باشد.



شکل ۴. نمودار آماره $O_{(r)}$ (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (محدوده خط چین) الگوی پراکنش خشکه‌دارها به تفکیک کلاسه‌های قطری در منطقه مدیریت شده



شکل ۵. نمودار آماره $O_{(r)}$ (خط ممتد) و حدود مونت کارلو (محدوده خط چین) الگوی پراکنش خشکه‌دارها به تفکیک کلاسه‌های قطری در منطقه مدیریت نشده

بحث و نتیجه‌گیری

بررسی حاضر با هدف ارزیابی الگوی پراکنش مکانی و میزان خشکه‌دارها در مناطق مدیریت شده و مدیریت نشده در جنگل‌های شمال ایران انجام شد. نتایج بررسی نشان داد فراوانی خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده بیشتر بوده که با توجه به غالبیت راش در منطقه بیشترین فراوانی خشکه‌دارها مربوط به گونه راش می‌باشد. نکته قابل توجه دیگر اینکه در منطقه مدیریت شده خشکه‌دار سرپا بیشترین میزان را دارا بوده که از جمله دلایل بروز چنین شرایطی نسبت به منطقه مدیریت نشده اقدامات مدیریتی و پراکنش پایه‌ها (الگوی ساختاری) می‌باشد. به‌دلیل اقدامات مدیریتی درختان قطور و خیلی قطور برداشت شده و در نتیجه تعداد خشکه‌دارهای با قطر زیاد و در پی آن حجم خشکه‌دارها

در منطقه مدیریت شده کاهش یافته و کمتر از منطقه مدیریت نشده است. نکته دیگر اینکه میزان حجم خشکه دارها در بخش‌های مختلف از منطقه مورد بررسی و نتایج دیگر محققین در جنگل خیرودکنار (سفیدی و مروی‌مهاجر، ۱۳۹۵) حاکی از آن است که در بخش‌های کمتر دست خورده حجم خشکه‌دار بیشتر بوده و عمدتا به صورت خشکه‌دار افتاده می‌باشد. بنابراین اقدامات مدیریتی نقش قابل توجه‌ای را در میزان و نوع خشکه دارها داشته و دلیل مناسبی برای بیشتر بودن خشکه‌دار افتاده در مناطق مدیریت نشده می‌باشد. در تحقیق حاضر میزان خشکه‌دار در منطقه مدیریت نشده ۱۲/۲ مترمکعب در هکتار بوده است. نتایج بررسی دیگر محققین نظیر Mataji و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد که میزان خشکه‌دار در یک جنگل طبیعی راش در شمال ایران حداقل ۵ و حداکثر ۵۴ مترمکعب در هکتار و به‌طور متوسط ۵/۳ درصد از موجودی کل عرصه مربوط به خشکه‌دارها می باشد. این میزان با توجه به مقدار مطلوب خشکه‌دارها برای جنگل‌های معتدله شمال ایران (۲۵-۵ درصد از حجم توده سرپا بر اساس نتایج تحقیقات مروی‌مهاجر (۱۳۹۲)) حداقل مقدار نسبی خشکه‌دار در جنگل‌های طبیعی راش بوده و یک زنگ خطری برای مدیران جنگل می‌باشد. نتایج تحقیقات Habashi (۱۹۹۷) نیز نشان داد که میزان حجم متوسط خشکه‌دار ۳۲/۷ مترمکعب در هکتار بوده که ۵/۳ درصد از کل موجودی را شامل می-شود. نتایج بیشتر تحقیقات حاکی از آن است که حجم خشکه‌دار در جنگل‌های شمال ایران در عمده موارد کمتر از متوسط حجم خشکه‌دارها در جنگل‌های راش اروپا است که عواملی نظیر نوع گونه، نوسانات درجه حرارت و سرعت تجزیه (Amanzadeh *et al*., 2013) و برداشت پایه‌های قطور زنده سرپا می‌توانند در این خصوص نقش داشته باشند. بنابراین مقدار مطلوب خشکه‌دارها در جنگل‌های شمال که از سوی مروی مهاجر (۱۳۹۲) ذکر شده (۲۵ درصد موجودی یک جنگل) کمی دور از انتظار است و بیشتر در شرایط جنگل‌های اروپا به دلایلی که قبلا اشاره شد، قابل مشاهده است. در شرایط جنگل‌های شمال ایران با توجه به پویایی اکوسیستم‌های جنگلی و بهره‌برداری پایه‌های قطور (در مناطق مدیریت شده) میزان خشکه‌دار کمتر می‌باشد. در تحقیق حاضر حجم در هکتار خشکه‌دارها در منطقه مدیریت نشده بیشتر بوده است که این نتیجه خیلی دور از انتظار نبوده، چرا که در جنگل‌های مدیریت شده به‌دلیل بهره‌برداری پایه‌های قطور و برداشت خشکه-دارهای سرپا و افتاده، حجم خشکه‌دارها کمتر از جنگل-های مدیریت نشده و مسن می‌باشد و عمده خشکه‌دارها در جنگل‌های مدیریت شده به صورت سرشاخه‌ها، کنده پایه‌ها، شاخه‌های کم قطر (کلاسه کم قطر) می‌باشد. نتایج تحقیق پیش‌رو نشان داد که در منطقه مدیریت نشده حجم خشکه‌دارهای افتاده (عمدتا در کلاسه‌های قطور و خیلی قطور) بیشتر از خشکه‌دارهای سرپا بوده که چنین شرایطی در جنگل‌های راش اروپا نیز قابل مشاهده است و نتایج بررسی ره‌انجام و همکاران (۱۳۹۷) نیز به این موضوع اشاره داشته است.

نتایج بررسی حاضر در جنگل‌های شمال ایران و نیز تحقیقات Meyer (1999) و Tabaku (2000) در اروپا نشان داد که با توجه به نوع اقدامات مدیریتی، متوسط حجم خشکه‌دار در جنگل‌های مدیریت شده راش بیش از ۱۰ مترمکعب در هکتار نمی‌باشد. نکته قابل توجه اینکه در جنگل‌های معتدله حجم خشکه‌دار کمتر از ۳۰ مترمکعب در هکتار مناسب نمی‌باشد و حجم ۷۰-۳۰ مترمکعب در هکتار حد متوسط خشکه‌دار در این جنگل-ها می‌باشد (Lassauce *et al*., 2011). بنابراین همچنان که ملاحظه می‌شود حجم خشکه‌دارها چه در جنگل‌های اروپا و چه در جنگل‌های شمال ایران (بر اساس نتایج حاضر و دیگر سوابق تحقیقاتی که اشاره شده) به خصوص در مناطق مدیریت شده از حد پایین برخوردار می‌باشد. میزان حجم خشکه‌دارهای سرپا و افتاده یکی از

نه شاخص مدیریت پایدار جنگل است (MCPFE, 2003) که در مدیریت پایدار منطقه مورد بررسی باید مدنظر قرار گیرد. نکته قابل توجه اینکه نه تنها کمیت خشکه‌دارها بلکه کیفیت و الگوی پراکنش خشکه‌دارها نیز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. چرا که سطح طبیعی بودن یک اکوسیستم جنگل نه تنها ممکن است با کمیت خشکه‌دارها، بلکه با کیفیت خشکه‌دارها (نوع خشکه‌دار، طبقه پوسیدگی و پراکنش به لحاظ اندازه) و الگوی پراکنش مکانی (Vasile *et al*., 2017) نیز تعیین می‌شود. بنابراین آگاهی از الگوی پراکنش مکانی خشکه-دارها با هدف مدیریت همگام با طبیعت و بر پایه پویایی اکوسیستم‌های طبیعی ضروری است (Amanzadeh *et al*., 2013).

با توجه به نتایج تحقیق حاضر الگوی پراکنش خشکه‌دارها در منطقه مدیریت شده و مدیریت نشده به صورت تصادفی می‌باشد. نتایج بررسی Meyer و همکاران (۲۰۰۳) در جنگل‌های راش اروپا نیز نشان داد که الگوی پراکنش خشکه‌دارهای افتاده و سرپا به صورت خوشه‌ای است. همچنین نتایج تحقیقات Vacek و همکاران (۲۰۱۵) حاکی از آن است که الگوی پراکنش خشکه‌دارها در یک جنگل طبیعی راش در طول چهار دهه از الگوی تصادفی به سمت خوشه‌ای تغییر یافته است. بروز چنین شرایطی بیانگر تغییرات رژیم آشفتگی از مقیاس کوچک به مقیاس وسیع می‌باشد. Vasile و همکاران (۲۰۱۷)، Parish و همکاران (۱۹۹۹) و Amanzadeh و همکاران (۲۰۱۳) نیز الگوی پراکنش خشکه‌دارها را تصادفی اعلام نمودند. چنین الگوی پراکنشی در منطقه مورد بررسی پیامد ناشی از مرگ پایه-ای (تک پایه) در نتیجه دیرزیستی و مسن شدن پایه‌ها می‌باشد. Petritan و همکاران (۲۰۱۳) و Petritan و همکاران (۲۰۱۵) نیز بیان نمودند که رژیم آشفتگی در مقیاس کوچک و شدت کم (حوادثی نظیر مرگ تک پایه) غالبا یک الگوی تصادفی را مشخص می‌کند. بر این اساس سطح موزائیک‌های فازهای تحولی در منطقه مورد بررسی می‌تواند کوچک باشد و اقدامات مدیریتی متناسب با شرایط هر یک از سطوح خواهد بود.

بنابراین نتایج تحقیق حاضر نشان داد که میزان خشکه‌دارها به ویژه در جنگل‌های مدیریت شده از حد مناسبی برخوردار نبوده و به‌دلیل برداشت پایه‌های قطور زنده سرپا، علاوه بر توزیع نامناسب خشکه‌دارها به لحاظ کلاسه قطری، کیفیت آنها نیز مطلوب نمی‌باشد. بر این اساس تحلیل جزیی در ارتباط با کمیت و کیفیت خشکه-دارها قبل از هر گونه اقدامات مدیریتی ضروری بوده و با توجه به اهمیت خردزیستگاه‌ها و ضرورت حفظ آنها در مناطق مختلف، افزایش میزان خشکه‌دارها (به‌ویژه خشکه‌دارهای قطور افتاده) از جمله الزاماتی است که بایستی با توجه به رژیم آشفتگی، فازهای تحولی و الگوی ساختاری در هر منطقه مدنظر قرار گیرد.

منابع

اعتماد، و. (۱۳۸۱) بررسی کمی و کیفی بذر درخت راش در جنگل-های استان مازندران. رساله دکتری رشته جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ۲۵۸ صفحه.

اعتماد، و.، مریدی، م.، دلفان‌آذری، م. و کاکاوند، م. (۱۳۹۶) بررسی کمی و کیفی خشکه‌دار در توده‌های آمیخته ممرز- راش در مرحله تحولی بلوغ. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۵(۳): ۳۸۶-۳۹۷.

امیدوارحسینی، ف.، اخوان، ر.، کیادلیری، ه. و متاجی، ا. (۱۳۹۴) تحلیل الگوی مکانی و رقابت درون گونه‌ای در تیپ خالص بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C.A.Mey.) با استفاده از آماره *O-ring*. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۳(۲): ۲۹۴-۳۰۶.

ذوالفقاری، ا.، مروی‌مهاجر، م.ر. و نمیرانیان، م. (۱۳۸۶) نقش خشکه‌دارها در تجدید حیات طبیعی توده‌های جنگلی، مطالعه موردی بخش چلیر جنگل خیرودکنار نوشهر. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۱۵(۳): ۲۳۴-۲۴۰.

ره‌انجام، ص.، مروی‌مهاجر، م.ر.، زبیری، م. و سفیدی، ک. (۱۳۹۷) بررسی کمی و کیفی خشکه‌دارها در توده‌های طبیعی جنگل‌های

هیرکانی. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۵(۴): ۶۵۶-۶۶۶.

زبیری، م. (۱۳۸۸) آماربرداری در جنگل. چاپ چهارم، دانشگاه تهران، تهران ۴۰۱ صفحه.

سفیدی، ک. (۱۳۸۵) بررسی کمی و کیفی خشکه‌دارها در یک جنگل مدیریت شده. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد رشته جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ۱۲۰ صفحه.

سفیدی، ک. و مروی‌مهاجر، م.ر. (۱۳۹۵) پویایی خشکه‌دارها در مراحل تحولی جنگل‌های آمیخته راش. مجله پژوهش و توسعه جنگل، ۲(۱): ۱۷-۳۲.

سفیدی، ک.، مروی‌مهاجر، م.ر. و اعتماد، و. (۱۳۹۳) انباشت خشکه-دارهای درشت و خرد در توده‌های آمیخته راش بخش گرازبن جنگل خیرودکنار. نشریه توسعه پایدار جنگل، ۱(۲): ۱۳۸-۱۴۹.

عرفانی‌فرد، س.ی. و نظیری، ف. (۱۳۹۶) مقایسه تابع‌های K رایپلی، همبستگی جفتی و *O-ring* در تحلیل الگوی مکانی درختان کنار (*Ziziphus spina-christi*) در استان فارس. جنگل و فرآورده‌های چوب مجله منابع طبیعی ایران، ۷۰(۱): ۱-۹.

کاکاوند، م.، مروی‌مهاجر، م.م.، ثاقب‌طالبی، خ.، سفیدی، ک.، مریدی، م. و عباسیان، پ. (۱۳۹۵) کمیت و کیفیت خشکه‌دار در مرحله میانی توالی جنگل‌های راش. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۴(۴): ۶۱۲-۶۲۲.

کریمی، م.، پورمجیدیان، م.ر.، جلیلوند، ح. و صفری، ا. (۱۳۹۱) بررسی مقدماتی کارایی تابع O-ring در تعیین الگوی مکانی و کنش متقابل گونه‌ها در مقیاس کوچک. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۰(۴): ۶۰۸-۶۲۱.

مروی‌مهاجر، م.ر. (۱۳۹۲) جنگل‌شناسی و پرورش جنگل. انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ۴۱۹ صفحه.

مریدی، م.، اعتماد، و.، کاکاوند، م.، ثاقب‌طالبی، خ. و علی‌بابایی-عمران، ا. (۱۳۹۴) مشخصات کمی و کیفی خشکه‌دارها در مراحل مختلف تحولی توده‌های آمیخته راش. فصلنامه علمی- پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۲۳(۴): ۶۴۷-۶۵۹.

Amanzadeh, B., Sagheb-Talebi, K., Foumani, B.S., Fadaie, F., Camarero, J.J. and Linares, J.C. (2013) Spatial distribution and volume of dead wood in unmanaged Caspian Beech (*Fagus orientalis*) forests from Northern Iran. Forests Journal, 4(4): 751-765.

Andringa, J.I., Zuo, J., Matty, M.P., Klein, R., Van't Veer, J., Geus, R., Beaumont, D., Goudzwaard, L., Hal, J., Broekman, R., Logtestijn, R.S.P., Li, Y., Fujii, S., Lammers, M., Hefting, M.M., Sass-Klaassen, U.H.C. and Cornelissen, J. (2019) Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. Forest Ecology and Management, 441(2019): 80-88. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.029/

Barot, S., Gignoux, J. and Menaut, J.C. (1999) Demography of a Savanna Palm tree: Predictions from comprehensive spatial pattern analyses. Ecology Journal, 80(6): 1987-2005. Retrieved from https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1987:DOASPT]2.0.CO;2/

Beatrix, R., Vallauri, D. and Dudley, N. (2004) Deadwood living forests. WWF Report, 1-19. DOI: assets.panda.org/downloads/ deadwood withnotes/

Becky, G.F., Harmon, M., Harmon, E. and Sexton, J. (2011) Decomposition of fine woody debris in a deciduous forest in North Carolina. Journal of the Torrey Botanical Society, 138(2): 192-206.

Bolton, N.W. and D'Amato, A.W. (2011) Regeneration responses to gap size and coarse woody debris within natural disturbance-based silvicultural systems in northeastern Minnesota, USA. Forest Ecology and Management, 262(2011): 1215-1222.

Bottorff, J. (2009) Snags, coarse woody debris and wildlife. Washington state department of natural resources, pp: 1-5.

Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. and Vrska, T. (2005) Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management, 210(1-2): 267-282. Retrieved from http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032/

Cousins, S., Battles, J., Sanders, J., and York, R. (2015) Decay patterns and carbon dynamics of standing dead trees in mixed conifer forests. Forest Ecology and Management, 353: 136-147. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.05.030/

Fajardo, A., Goodburn, J.M. and Graham, J. (2006) Spatial patterns of regeneration in managed uneven-aged Ponderosa pine/ Douglasfir forests of Western Montana, USA. Forest Ecology and Management, 223(1-3): 255-266. Retrieved from https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705007152/

Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., Gower Stith, T. and Stoffel Jennifer, L. (2012) Interactions of temperature and moisture with respiration from coarse woody debris in experimental forest canopy gaps. Forest Ecology and Management, 265(2012): 124-132. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.10.038/

biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. Ecological Indicator, 11(5): 1027–1039. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004/

Ludwig, J.A. and Reynolds, F.J. (1988) Statistical Ecology. John Wiley and Sons, 337p.

Luis, M.D., Raventos, J., Wiegand, T. and Hidalgo, C.H. (2008) Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. Ecography, 2008: 620-629. Retrieved from https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008. 05433.x/

Mark, C. Vanderwel, J., Malcolm, R. and Smith, S.M. (2006) An integrated model for snag and downed woody debris decay class transitions. Forest Ecology and Management, 234(2006): 48–59.

Matthew, R., Fraver, Sh., Aakala, T., Gove, J.A., Woodall, K.W., D'Amato. A.W., Mark, F. and Ducey, J. (2015) Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. Forest Ecology and Management, 350(2015): 107-128. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.033/

Mataji, A., Sagheb-Talebi, Kh. and Eshaghi-Rad, J. (2014) Deadwood assessment in different developmental stages of beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands in Caspian forest ecosystems. International Journal of Environmental Science and Technology, 11(2014): 1215–1222. DOI: https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-014-532-0/

Meour, M. (1993) Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. Forest science: 756-775. https://doi.org/10.1093/forestscience/39.4.756/

Meyer, P. (1999) Tothholzuntersuchungen in nordwest-deutschen Naturwälder: Methodik und erste Ergebnisse [Dead wood research in forest reserves of Northwest- Germany: Methodology and results. Forstwissen schaftliches Centralblatt, 118: 167-180.

Meyer, P., Tabaku, V. and Lupke, B.V. (2003) Dtrukur albanischer RotbuchenUrwalder-Abletiungen fur eine naturanahe Buchnwirtshaft [Structural Characteristics of Albanian Beech (Fagus sylvatical.) Virgin Forests – Deductions for semi-natural forestry]. Forstwissenschaftliches Centralblatt 122: 47-58. P (1997). European woodpeckers and anthropogenic habitat change: A review. Vogelwelt, 118: 277-283.

MCPFE. (2003) Improved pan-European indicator for sustainable forest management as adopted

Fukasawa, Y., Ando, Y., Oishi, Y., Suzuki, S.N., Matsukura, K., Okano, K. and Song, Z. (2019) Does typhoon disturbance in subalpine forest have long-lasting impacts on saproxylic fungi, bryophytes, and seedling regeneration on coarse woody debris. Forest Ecology and Management, 432(2019): 309-318. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.036/

Garrett, L.G., Kimberley, M.O., Oliver, G.R., Parks, M., Pearce, S.H., Beets, P.N. and Paul, T.S.H. (2019) Decay rates of above and below-ground coarse woody debris of common tree species in New Zealand's natural forest. Forest Ecology and Management, 438(2019): 96-102. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.013/

Habashi, H. (1997) Investigation on nechromass on vaz forest in Mazandran province. Master thesis, Natural Resources Faculty, University of Tarbiat Modares, 127p.

Helfenstein, J. and Kienast, F. (2014) Ecosystem service state and trends at the regional to national level: A rapid assessment. Ecological Indicators, 36(2014): 11–18. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.031/

Hopkins, A., Harrison, C., Yee, M., Stamm, L., Wardlaw, T. and Mohammed, C. (1984) Coarse woody debris, old trees and biodiversity conservation in production forests. Forestry Tasmania: 1-36. DOI: www.oldforests.com.au/pages/Presentations/Grove/

Illian, J., Penttinen, A., Stoyan, H. and Stoyan, D. (2008) Statistical analysis and modeling of spatial point patterns. John Wiley & Sons, 556p. DOI: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470725160/

Jayaraman, K. (2000) A statistical manual for forestry research. FORSPA-FAO Publication, 240p. DOI: www.fao.org/docrep/003/X6831E/X6831E00.HTM/

Kirby, K.R. and Potvin, C. (2007) Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. Forest Ecology and Management, 246(2-3): 208-221. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.072/

Koster, K., Metslaid, M., Engelhart, J. and Koster, E. (2015) Dead wood basic density, and the concentration of carbon and nitrogen for main tree species in managed hemiboreal forests. Forest Ecology and Management, 354(2015): 35-42. Retrieved from http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.039/

Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. and Bouget, Ch. (2011) Deadwood as a surrogate for forest

forestry.wsu.edu/wpcontent/uploads/2014/02/SNAGS/

Stoll, P. and Bergius, E. (2005) Pattern and process: Competition causes regular spacing of individuals within plant populations. Journal of Ecology, 39(2): 395-403. Retrieved from https://www.jstor.org/stable/3599406/

Stoyan, D. and Penttinen, A. (2000) Recent application of point process methods in forest statistics. Statistical Science, 15(1): 61-78. Retrieved from https://projecteuclid.org/euclid.ss/1009212674/

Tabaku, V. (2000) Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und – Wirtschaftswäldern Structure of Albanian virgin beech forests compared to German beech natural reserves and managed forests. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Tinker, D.B. and Knight, D.H. (2001) Temporal and spatial dynamics of coarse woody debris in harvested and unharvested lodgepole pine forests. Ecological Model, 141(1): 125–149.

Thomas, P.S. and Druscilla, S.S. (2012) Woody debris, voles, and trees: Influence of habitat structures (piles and windrows) on long-tailed vole populations and feeding damage. Forest Ecology and Management, 263(1): 189–198. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.001/

Thompson, S., Vehkaoja, M. and Nummi, P. (2016) Beaver-created deadwood dynam in the boreal forest. Forest Ecology and Management: 1–8. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.019/

Ulyshen, M.D., Horn, S., Pokswinski, S., McHugh, J.V. and Hiers, T.K. (2018) A comparison of coarse woody debris volume and variety between old growth and secondary longleaf pine forests in the southeastern United States. Forest Ecology and Management, 429(2018): 124-132. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.017/

Vacek, S., Vacek, Z., Bílek, L., Hejcmanová, P., Sticha, V. and Remes, J. (2015) The dynamics and structure of dead wood in natural spru ce-beech forest stand- a 40 year case study in the Krkonose National Park. Dendrobiology Journal, 73: 21-32.

Vasile, D., Petritan, A.M., Tudose, N.C., Toiu, F.L., Scarlatescu, V. and Petritan, I.C. (2017) Structure and spatial distribution of deadwood in two temperate old-growth mixed European beech forests. Not Bot Horti Agrobo: 639-645. DOI:10.1 5835/nbha45210829/

Wiegand, T. and Moloney, K.A. (2004) Rings, circles, and null-models for point pattern by the MCPFE expert level meeting 7-8 October 2002. Vienna, Austria, p. 6.

Nishimura, N., Hara, T., Miura, M., Manabe, T. and Yamamoto, S. (2002) Tree competition and species coexistence in a warm-temperate old growth evergreen broad-leaved forest in Japan. Plant Ecology, 164(2002): 235-248. Retrieved from link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1021224429091.pdf/

Parish, R., Antos, J.A. and Fortin, M.J. (1999) Stand development in an old-growth subalpine forest in southern interior British Columbia. Canadian Journal of Forest Research, 29: 1347-1356.

Petritan, A.M., Nuske, R.S., Petritan, I.C. and Tudose, N.C. (2013) Gap disturbance patterns in an old-growth sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest remnant in the Carpathian Mountains, Romania. Forest Ecology and Management, 308: 67-75.

Petritan, I.C., Commarmot, B., Hobi, M.L., Petritan, A.M., Bigler, C., Abrudan, I.V. and Rigling, A. (2015) Structural patterns of beech and silver fir suggest st ability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. Forest Ecology and Management, 356: 184-195.

Quinn, J.F. and Dunham, A.E. (1983) On hypothesis testing in ecology and evolution. American Naturalist: 602-617. https://www.jstor.org/stable/2460843/

Sánchez, M., Moore, M.M., Bakker, J.D. and Parysow, P.F. (2009) 108 years of change in spatial pattern following selective harvest of a Pinus ponderosa stand in northern Arizona, USA. Journal of Vegetation Science, 20(2009): 1-12. Retrieved from https://doi.org/10.1046/j.1365-2893.1999.00142.x-i1/

Sefidi, K. and Marvi-Mohajer, M.R. (2010) Characteristics of coarse woody debris in successional stages of natural beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forests of Northern Iran. Journal of forest sciences, 56(1): 7–17. Retrieved from https://www.agriculture journals.cz/publicFiles/15034.pdf/

Shorohova, E. and Kapitsa, E. (2015) Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. Forest Ecology and Management, 356: 273-284.

Smit, C., Kuijper, D.P.J., Prentice, D., Wassen, M.J. and Cromsigt, J.P.G.M. (2012) Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowie_za Primeval Forest, Poland. Forest Ecology and Management, 284: 133-141. DOI:

United States. Forest Ecology and Management, 2008: 3700-3706.

Yuan, J.A., Cheng, F.A., Zhao, P.A., Qiu, R.A., Wang, L.A., Zhang, Sh. (2014) Characteristics in coarse woody debris mediated by forest developmental stage and latest disturbances in a natural secondary forest of Pinus tablaeformis. Acta Ecologica Sinica: 232–238. Retrieved from https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2014.05.001/

analysis in ecology. OIKOS. pp: 209-229. Retrieved from https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12497.x/

Wiegand, K., Jeltsch, F. and Ward, D. (2000) Do spatial effects play a role in the spatial distribution of desert-dwelling Acacia raddiana. Journal of Vegetation Science, 11(4): 473-484. Retrieved from https://doi.org/10.2307/3246577/

Woodall, C.W., Westfall, J.A., Lutes, D.C. and Oswalt, S.N. (2008) End-point diameter and total length coarse woody debris models for the

Spatial pattern and amount of deadwoods in managed and unmanaged natural forests in Kheiroudkenar region, Noshahr

Afsane Khalili[1], Asadollah Mataji[2]*, Khosro Sagheb-Talebi[3] and Seyed Mohammad Hodjati[4]

1) Ph.D. Student, Department of Forestry, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
2) Professor, Department of Forestry, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran. *Corresponding Author Email Address: amataji@srbiau.ac.ir
3) Associate Professor, Institute of Forests and Rangelands (RIFR), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran.
4) Associate Professor, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Sari, Iran.

Date of Submission: 06/01/2019 Date of Acceptance: 01/05/2019

Abstract

The ecological importance of deadwoods has led to an ever-increasing collection of related information to be taken into account in management plans. Considering the key role of deadwoods in forest ecosystem, the present study investigated some of the most important characteristics of deadwoods, including number, volume and spatial distribution pattern in a natural forest with beech dominance. For this purpose, two managed and unmanaged regions were selected from Gorazbon district of Kheyrudkenar forest in the vicinity of Noshahr as the study area and full calipering inventory of deadwoods was done. Moreover, species, diameter and height of standing deadwoods and in the case of fallen deadwoods, characteristics such as species, median diameter and their length were recorded and measured. In order to study the spatial pattern of the deadwood, the position of each deadwood was obtained by azimuth distance method using a laser distance finder and subsequently analyzed by univariate O-rings statistic functions. The results showed that the frequency of deadwoods were in the managed area more than of the unmanaged area, whereas the volume of deadwoods in unmanaged area was more. The highest number and volume of deadwoods were in low-diameter class of the managed area and in large and very large class of the unmanaged area respectively. The O-ring statistic showed that the spatial pattern of whole deadwoods in the managed and unmanaged area was completely random. Thus it can be stated that disturbances in studied area were in small scale. The amount of deadwood especially in managed area is not enough and its increasing is one of the requirements that with regarding to disturbance and structure pattern should be considered.

Keywords: Beech, Deadwood, O-rings statistic, Spatial pattern.