فصلنامه علمی - پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران
جلد ۲۲ شماره ۳، صفحه ۵۳۹-۵۲۷، (۱۳۹۳)

بررسی اثر حاشیه‌ای بر ترکیب و پراکنش گیاهان در جنگل‌های بلوط (پژوهش موردی: جنگل‌های چهارزبر کرمانشاه)

جواد اسحاقی‌راد[۱*]، فوزیه سلیمانی[۲] و یحیی خداکرمی[۳]

۱*- نویسنده مسئول: دانشیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران. پست الکترونیک: javad.eshaghi@yahoo.com
۲ –کارشناسی‌ارشد جنگلداری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران.
۳- پژوهشگر، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان کرمانشاه، کرمانشاه، ایران.

تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۱۸ تاریخ پذیرش: ۹۳/۰۴/۲۳

چکیده

هدف این پژوهش ارزیابی اثر حاشیه‌ای ناشی از قطعه‌قطعه‌شدن جنگل بر ترکیب و پراکنش گونه‌های گیاهی در جنگل‌های بلوط کرمانشاه بود. سه قطعه جنگلی با جهت جنوبی از جنگل‌های بلوط با شرایط مشابه از نظر شیب و ارتفاع از سطح دریا انتخاب و در هر قطعه در فاصله‌های صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و۱۵۰ متری بااستفاده از سه ترانسکت که در فاصله‌های ۲۰۰ متری از هم قرار گرفتند (درمجموع ۴۵ نقطه) اقدام به نمونه‌برداری از پوشش گیاهی شد. برای گروه‌بندی و بررسی روند تغییرات پوشش گیاهی در قطعات مختلف، از روش‌های آنالیز خوشه‌ای و آنالیز تطبیقی قوس‌گیری‌شده و برای تعیین گونه‌های شاخص هر گروه از تجزیه‌وتحلیل گونه‌های معرف به‌همراه آزمون مونت‌کارلو استفاده شد. نتایج فلوریستیک نشان داد که در منطقه موردمطالعه ۱۱۵ تاکسون گیاهی متعلق به ۹۱ جنس و ۲۵ تیره وجود دارد. سه گروه شامل گروه قطعات‌نمونه حاشیه جنگل (صفر و ۲۵ متری)، گروه قطعات‌نمونه میانی (۵۰ متری) و گروه قطعات‌نمونه عمق جنگل (۱۰۰ و ۱۵۰ متری) تفکیک شد. گونه‌های شاخص گروه حاشیه *Alopecurus myosuroides, Alyssum menicoides, Euphorbia cheiradenia, Gundelia tournefortii, Lactuca serriola, Silene conoidea, Tragopogon longirostris, Verbascum pseudo-digitalis* و *Trifolium repens*، گونه‌های شاخص گروه میانه *Aegilops umbellulata, Bunium paucifolium, Erodium cicutarium, Eremopoa persica, Lens orientalis, Trigonella monantha, Vulpia myuros* و گونه‌های شاخص گروه عمق جنگل *Boissiera squarrosa, Callipeltis cucularia, Chardinia orientalis, Crupina crupinastrum, Pterocephalus plumosus, Scandix pecien-veneris, Stipa barbata* بودند.

واژه‌های کلیدی: ترانسکت، ترکیب گونه‌ای، حاشیه جنگل، قطعات جنگلی، قطعه‌قطعه‌شدن.

مقدمه

تخریب اساسی‌ترین فرآیند برای تغییر در ساختار و ترکیب اکوسیستم‌های جنگلی محسوب می‌شود (Attiwill, 1994). امروزه به‌دلیل افزایش نرخ انقراض گونه‌ها ناشی از فعالیت‌های انسانی، حساسیت‌های علمی و سیاسی درمورد مسئله تنوع زیستی به‌شکل چشم‌گیری افزایش یافته است (Ehrlich & Wilson, 1991) و بوم‌شناسان و مدیران منابع طبیعی توجه زیادی به ارتباط بین تخریب و تنوع گونه‌ای نشان می‌دهند (Roberts & Gilliam, 1995). متأسفانه بیشترین تخریب و کاهش سطح جنگل‌ها و انقراض گونه‌های

گیاهی و جانوری در کشورهای درحال‌توسعه اتفاق می‌افتد که کشور ما نیز جزو آن است. کشور ایران ازنظر تنوع خاص اقلیمی و پیرو آن گوناگونی فلور گیاهی و گونه‌های جانوری، جزو مناطق کلیدی زیست‌بوم جهانی است (Ghahremani *et al.*, 1999). طی ادوار گذشته به‌دلایل زیادی جنگل‌های کشور و به‌ویژه جنگل‌های زاگرس در معرض تخریب وسیعی قرار گرفته است. بی‌شک اهمیت بقای حضور جنگل در زاگرس و ارتقاء مطلوب آن ازنظر کمی و کیفی مستلزم کسب آگاهی‌های دقیق علمی از مؤلفه‌های محیطی و محاطی است تا با بکارگیری دستاوردها در زمینه‌های مختلف مدیریت جنگل‌های منطقه استمرار مطلوب حیات نسل‌های آینده تأمین و تضمین شود (Khanhasani *et al.*, 2004).

یکی از عامل‌هایی که در اثر بروز پدیده‌های طبیعی و غیرطبیعی رخ می‌دهد و منجر به اشتقاق جوامع گیاهی مختلف می‌شود، قطعه‌قطعه‌شدن اکوسیستم‌های جنگلی و به‌دنبال آن پراکنده و محدودشدن زیستگاه‌ها در طول زمان است که ممکن است باعث ایجاد اختلالات طبیعی و همچنین تأثیر بر زندگی انسان‌ها و نیز کاهش تعداد گونه‌های جانوری و گیاهی اصلی منطقه شود و به‌ویژه در قطعاتی که بیش از حد کوچک می‌شوند ممکن است که در طول زمان گونه‌های جانوری و گیاهی اصلی منطقه از دست بروند (Blake, 1983). تغییرات عامل‌های غیرزنده‌ای مانند نور، دمای هوا، رطوبت و مواد مغذی خاک و همچنین عامل‌های زنده‌ای که باعث پراکندگی بذرها می‌شوند، ممکن است منجر به تغییرات ترکیب گونه‌ای در حاشیه‌های جنگل نسبت به داخل آن شود (Gehlhausen *et al.*, 2000). درحقیقت شدت ناهمگنی منابع محیطی هر عرصه به‌همراه نیازهای اکولوژیک گیاهان سبب می‌شود که هر گیاه باتوجه به محدودیت‌ها و فرصت‌های محیطی، بهترین مکان را برای استقرار انتخاب کند (Barton, 1984). بدیهی‌ترین نتیجه قطعه‌قطعه‌شدن رویشگاه‌ها و کاهش عرصه آنها، حذف بخش مهمی از سرمایه‌ایست که گویی ما سهمی از آن برای آیندگان قایل نشده‌ایم (Shirvani & Farahmand, 2008).

به‌طور کلی می‌توان گفت فرآیند قطعه‌قطعه‌شدن زیستگاه‌های طبیعی، تهدیدی بزرگ برای تنوع زیستی محسوب می‌شود (Zschokke *et al.*, 2000) و به‌عنوان مهمترین عامل کاهش تنوع گونه‌ای و بزرگترین معضل اکولوژیکی در کشورهای درحال‌توسعه معرفی شده است (Robinson & Cherry, 2012). با این‌حال نتایج بررسی واکنش پوشش گیاهی به اثر حاشیه‌ای در پژوهش‌های مختلف دارای تفاوت‌های زیادی است و این موضوع نشان می‌دهد که تمام حاشیه‌ها دارای اثرات یکسانی بر پوشش گیاهی نیستند (Alignier & Deconchat, 2011) و میزان این اثرات به ویژگی‌های ساختاری و ترکیبی پوشش گیاهی وابسته است (Aguirre-Gutiérre, 2014). رویشگاه‌هایی که به‌شدت قطعه‌قطعه شده‌اند، توسط گونه‌هایی با نرخ تکثیر زیاد و توانایی پراکندگی مناسب غالب می‌شوند (Öckinger *et al.*, 2010).

باتوجه به اهمیت موضوع، مطالعات متعددی در خارج از کشور درخصوص اندازه‌گیری متغیرهای زیستی و غیرزیستی در حاشیه و عمق قطعات جنگلی (Gehlhausen *et al.*, 2000)، بررسی تأثیر تغییر شرایط محیطی در حاشیه قطعات بر ترکیب گونه‌ای اشکوب‌های مختلف در فرانسه (Gonzalez *et al.*, 2009)، مطالعه قطعه‌قطعه‌شدن جامعه جنگلی و تأثیر آن بر ترکیب گونه‌های درختی (Giriraj *et al.*, 2010)، مطالعه پوشش گیاهی حاشیه و عمق قطعات جنگلی (Turner *et al.*, 2003)، بررسی الگوهای تنوع گیاهی و رابطه آن با عامل‌های خاکی و آب‌وهوایی در طول گرادیان فاصله و ارتفاع در مرکز کوه تیانشان در منطقه اگزینجیانگ در کشور چین (Sang, 2009) و نیز بررسی فرآیند قطعه‌قطعه‌شدن رویشگاه‌ها بر تنوع زیستی آنها و مطالعه نقش اصول مدیریت پایدار در حفاظت از تنوع زیستی رویشگاه‌های تخریب‌شده (Terzioglu *et al.*, 2010) انجام شده است. تغییر در عامل‌های خرداقلیمی ناشی از فاصله از حاشیه‌های جنگل به‌عنوان عامل اساسی در تغییرات پوشش گیاهی حاشیه نسبت به اعماق جنگل معرفی شده‌اند (Gelhausen *et al.*, 2000) و نیز مطالعات دیگر تأکید کردند که مهمترین عامل مؤثر بر تغییرات ترکیب

و غنای گونه‌ای حواشی و داخل جنگل، اندازه عرصه‌های باز و به‌دنبال آن قابلیت دسترسی راحت‌تر به منابع نوری و آبی در حاشیه است (Pickett, 1988; Felton *et al.*, 2006). متأسفانه به‌رغم روند روزافزون قطعه‌قطعه‌شدن جنگل‌های ایران و به‌ویژه جنگل‌های زاگرس به‌واسطه فعالیت‌های انسانی و در رأس آنها کشاورزی و دامداری و باوجود اهمیت فراوان این موضوع در اکوسیستم‌های جنگلی، هنوز پژوهشی درخصوص تأثیرات تغییر شرایط محیطی در حاشیه و عمق قطعات جنگلی (ناشی از پدیده قطعه‌قطعه‌شدن) بر شرایط پوشش گیاهی و ترکیب آن انجام نشده است، بنابراین هدف از این پژوهش بررسی اثر حاشیه‌ای بر ترکیب و پراکنش گونه‌های گیاهی در قطعات جنگلی ایجادشده در جنگل‌های بلوط استان کرمانشاه می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه

این تحقیق در جنگل‌های چهارزبر واقع در ۳۴ کیلومتری شهرستان کرمانشاه با طول جغرافیایی ۴۶ درجه و ۳۹ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۴۹ دقیقه شرقی وعرض جغرافیایی ۳۴ درجه و ۹ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۱۴ دقیقه شمالی انجام شد. میانگین شیب قطعه نخست ۲۵ درصد و میانگین ارتفاعی آن ۱۷۰۰ متر بالاتر از سطح دریا، میانگین شیب قطعه دوم ۲۲ درصد و میانگین ارتفاعی آن ۱۶۸۰ متر بالاتر از سطح دریا و میانگین شیب برای قطعه سوم جنگلی ۲۴ درصد و میانگین ارتفاعی آن ۱۶۵۰ متر بالاتر از سطح دریا می‌باشد. هرکدام از این قطعات نیز در فاصله حدود ۵۵۰ متری از همدیگر واقع شده‌اند. میانگین بارش سالانه منطقه موردمطالعه ۴۸۹ میلی‌متر است که ۸۰ درصد آن در فصل های پاییز و زمستان اتفاق می‌افتد. نمایه خشکی دومارتن، اقلیم مدیترانه‌ای را در این منطقه نشان می‌دهد (Jazirehi & Ebrahimi Rostaghi, 2003). براساس بررسی و شواهد میدانی، جنگل‌های منطقه بر اثر تبدیل اراضی جنگلی به زمین‌های کشاورزی و آتش‌سوزی‌های عمدی و سهوی و همچنین قطع درختان برای تهیه هیزم و ذغال در طی دهه‌های گذشته به‌صورت قطعات جنگلی با سطوح کوچک و بزرگ تبدیل شده است.

روش پژوهش

به‌منظور مقایسه فلور حاشیه و داخل قطعات جنگلی جنگل‌های کرمانشاه، سه قطعه جنگلی به‌ترتیب به مساحت ۴/۵، پنج و ۵/۵ هکتار با جهت جنوبی از جنگل‌های بلوط با شرایط مشابه ازنظر شیب و ارتفاع از سطح دریا انتخاب شدند. در هر قطعه با استفاده از سه ترانسکت که در فاصله‌های ۲۰۰ متری از یکدیگر قرار گرفته بوده و در جهت شیب پیاده شدند، اقدام به نمونه‌برداری از پوشش گیاهی از قطعات شد (اولین ترانسکت به‌صورت تصادفی و ترانسکت‌های بعدی به‌صورت منظم- تصادفی پیاده شد). نقاط برداشت پوشش گیاهی در هر ترانسکت در فاصله‌های صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ متری تعیین شد. فاصله ۱۵۰ متر به‌عنوان آخرین نقطه برداشت در هر ترانسکت انتخاب شد، زیرا این مقدار بیش از دوبرابر فاصله‌ای است که اثر حاشیه‌ای بر ترکیب پوشش زیراشکوب مؤثر است (Matlack, 1994). برای برداشت پوشش درختی و درختچه‌ای، در هر نقطه دو قطعه‌نمونه ۴۰ مترمربعی (۲×۲۰ متر) عمود بر ترانسکت در سمت چپ و راست درنظر گرفته شد. از آنجاکه پوشش درختی در منطقه موردمطالعه فقط از گونه بلوط ایرانی (*Quercus branttii* Lindl.) تشکیل شده است، این سطح برای بررسی زادآوری و گونه‌های درختچه‌ای درنظر گرفته شد. برای برداشت پوشش علفی، در هر نقطه پنج قطعه‌نمونه ۰/۲۵ مترمربعی (۰/۵×۰/۵ متر) عمود بر ترانسکت در سمت چپ و راست (شکل ۱) پیاده شد (Gehlhausen *et al.*, 2000; Euskirchen & Chen, 2001). در هر پلات نوع و درصد پوشش گونه‌های زیراشکوب براساس مقیاس براون‌بلانکه (Braun-Blanquet, 1964) تخمین زده شد و میانگین هر طبقه به‌عنوان درصد پوشش گیاهی هر گونه درنظر گرفته شد.

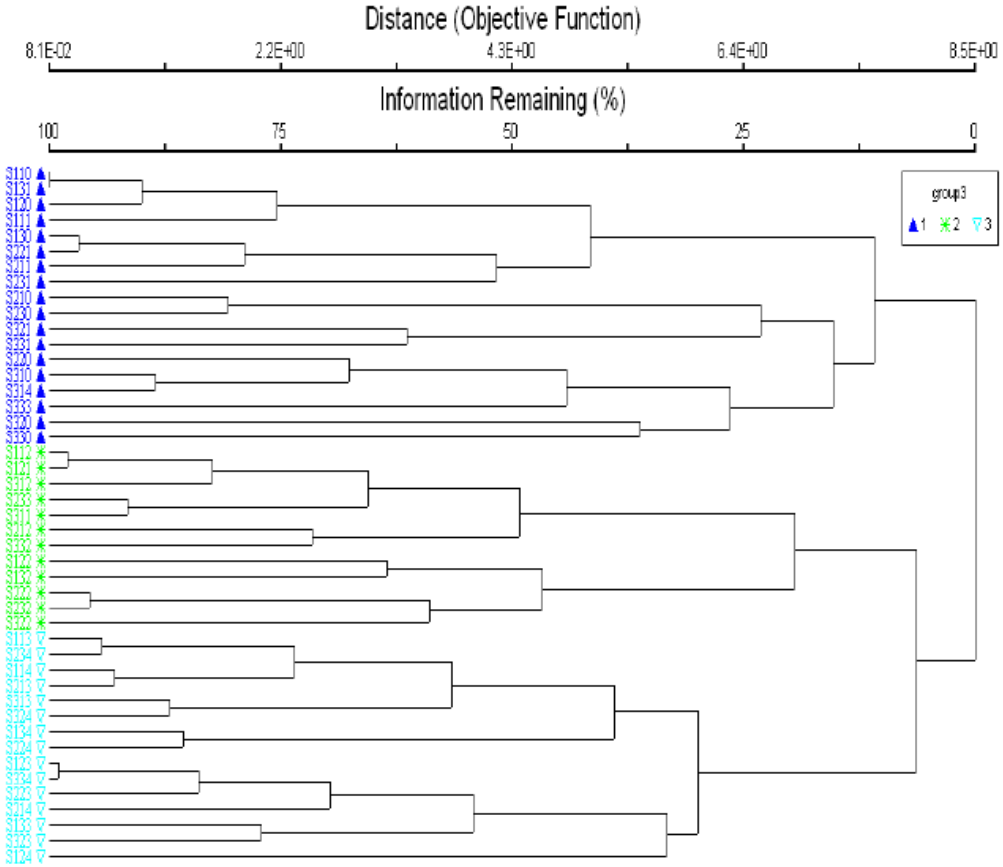
پس از انتقال نمونه‌ها به هرباریوم مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان کرمانشاه، بااستفاده از فلور

ایرانیکا (Rechinger, 1963-2003)، فلور ترکیه (Davis, 1965-1988)، فلور عراق (Townsend & Guest, 1980-1985)، گیاهان منطقه حفاظت‌شده ارسباران (Assadi, 1988)، فلور رنگی ایران (Ghahreman, 1996-2007) و (Khatamsaz, 1989) و فلور ایران (Khatamsaz, 1992; Jamzad, 1993; Pakravan *et al.*, 2000; Maassoumi, 2003)، همچنین با بررسی و استفاده از نمونه‌های هرباریومی، تاکسون‌های گیاهی شناسایی شدند. برای تجزیه‌وتحلیل داده‌ها، میانگین درصد پوشش زادآوری و درختچه‌ای در دو قطعه‌نمونه (یک قطعه‌نمونه در سمت چپ و یک قطعه‌نمونه در سمت راست) و میانگین درصد پوشش گونه‌های علفی در ۱۰ پلات برداشت‌شده (پنج ریزقطعه‌نمونه در سمت چپ و پنج ریزقطعه‌نمونه در سمت راست- شکل ۱) در هر نقطه از ترانسکت محاسبه شد و به‌عنوان اطلاعات پوشش گیاهی آن نقطه در تجزیه‌وتحلیل‌ها وارد شد. سپس برای گروه‌بندی قطعات‌نمونه برداشت‌شده از فاصله‌های مختلف از آنالیز خوشه‌ای با مقیاس فاصله سورنسون و روش اتصال خوشه β انعطاف‌پذیر (β= -0.25) و برای بررسی روند تغییرات پوشش گیاهی در قطعات مختلف از آنالیز تطبیقی قوس‌گیری‌شده (DCA) استفاده شد. قبل از انجام رسته‌بندی، گونه‌هایی که در کمتر از پنج درصد پلات‌ها مشاهده شدند، به‌عنوان گونه نادر از ماتریس گونه‌ها حذف شدند (Macune & Grace, 2003). برای تعیین گونه‌های شاخص گروه‌های تفکیک‌شده، از تجزیه‌وتحلیل گونه‌های معرف به‌همراه آزمون مونت‌کارلو (آزمون معنی‌دار بودن مقدار معرف گونه‌ها) استفاده شد. مقادیر معرف دارای دامنه‌ای از صفر (بدون ارزش معرف) تا عدد ۱۰۰ (معرف عالی) هستند. معرف عالی بدین معنی است که یک گونه فقط در یک گروه و در تمام قطعات‌نمونه آن با فراوانی زیاد حضور دارد. به‌طور کلی گونه‌هایی که در بیشتر قطعات‌نمونه و نیز گونه‌هایی که فقط در یک یا چند قطعه‌نمونه حاضر باشند، دارای ارزش معرف معنی‌داری نخواهند بود.

شکل ۱- موقعیت ترانسکت‌ها، نقاط برداشت و ریزنمونه‌ها در هر قطعه جنگلی به‌صورت شماتیک

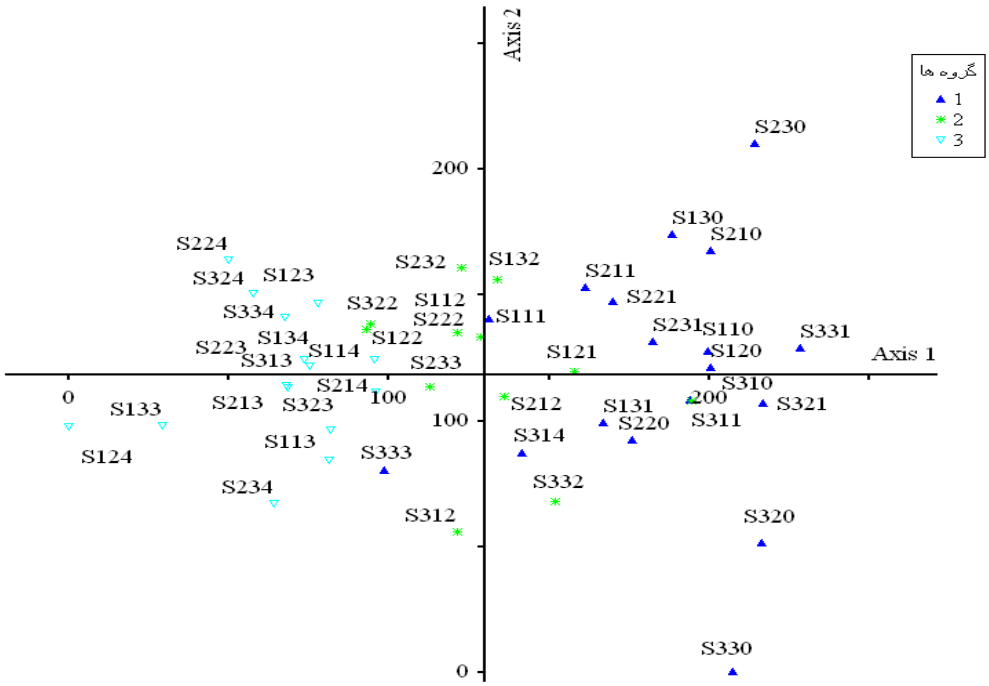
نتایج

براساس نتایج فلوریستیک به‌دست‌آمده در منطقه موردمطالعه ۱۱۵ تاکسون گیاهی متعلق به ۹۱ جنس و ۲۵ تیره وجود دارد. تیره کاسنی Asteraceae و Fabaceae هر کدام با ۲۰ گونه (۱۷/۳۹ درصد)، بیشترین تعداد گونه‌های گیاهی منطقه را به‌خود اختصاص دادند. از بین گونه‌های چوبی نیز بلوط ایرانی بیشترین حضور و درصد پوشش را در منطقه دارد. نتیجه تجزیه‌وتحلیل خوشه‌ای برای پلات‌های برداشت‌شده از مناطق موردمطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است. به‌طور کلی پوشش گیاهی قطعات‌نمونه برداشت‌شده از فاصله‌های مختلف قطعات جنگلی موردمطالعه را می‌توان به سه گروه طبقه‌بندی کرد. گروه اول شامل قطعات‌نمونه فاصله صفر و ۲۵ متری که می‌توان این گروه را گروه حاشیه قطعات جنگلی نامید. گروه دوم شامل قطعات‌نمونه فواصل ۵۰ متری یا گروه میانه‌های جنگل و گروه سوم شامل قطعات‌نمونه فاصله‌های ۱۰۰ و ۱۵۰ متری که گروه عمق قطعات جنگلی نام‌گذاری می‌شود. شکل ۳ نتایج رسته‌بندی به‌روش تجزیه‌وتحلیل تطبیقی قوس‌گیری‌شده را برای قطعات‌نمونه موجود در مناطق موردمطالعه نشان می‌دهد. براساس محل قرارگیری گروه‌های تفکیک‌شده در امتداد محور اول می‌توان اظهار داشت که قطعات‌نمونه براساس گرادیان فاصله از حاشیه جنگل از سمت راست به چپ محور اول مرتب شده‌اند. شکل ۴ نتایج رسته‌بندی گونه‌های ثبت‌شده در قطعات نمونه (جدول ۱) را نشان می‌دهد که بیانگر تغییرات زیاد ترکیب گونه‌ای با افزایش فاصله از حاشیه است.

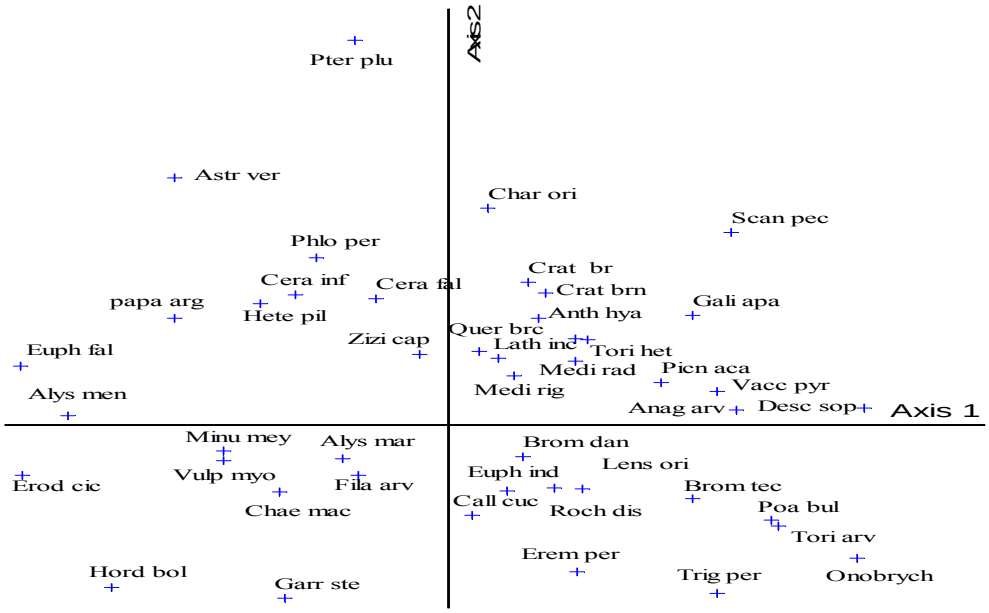


شکل ۲- نمودار طبقه‌بندی حاصل از تجزیه‌وتحلیل خوشه‌ای برای تعیین گروه‌های مشابه قطعات نمونه از نظر ترکیب گونه‌ای

(عدد صدگان: شماره قطعه، عدد ده‌گان: شماره ترانسکت، عدد یکان: فاصله از حاشیه (صفر: حاشیه، یک: فاصله ۲۵ متر، دو: فاصله ۵۰ متر، سه: فاصله ۱۰۰ متر و چهار : فاصله ۱۵۰ متر)



شکل ۳- نمودار نتایج حاصل ازرسته بندی **DCA** قطعات نمونه مناطق موردمطالعه (عدد صدگان: شماره قطعه، عدد ده‌گان: شماره ترانسکت، عدد یکان: فاصله از حاشیه (صفر: حاشیه، یک: فاصله ۲۵ متر، دو: فاصله ۵۰ متر، سه: فاصله ۱۰۰ متر و چهار : فاصله ۱۵۰ متر)



شکل ۴- نمودار نتایج به‌دست‌آمده ازرسته بندی **DCA** گونه‌ها در قطعات‌نمونه مناطق موردمطالعه (چهار حرف جنس و سه حرف گونه در شکل آورده شده است و نام کامل در جدول ۱ درج شده است)

جدول ۱ نتایج آزمون مونت‌کارلو برای آزمون معنی‌داری ارزش معرف محاسبه‌شده در تجزیه‌وتحلیل گونه‌های معرف را نشان می‌دهد. براساس این جدول، گونه‌هایی که در یک گروه (ستون دوم) دارای ارزش معرف زیاد و معنی‌دار ($P <$۰/۰۵) باشند، به‌عنوان گونه شاخص آن گروه درنظر گرفته می‌شوند. گونه‌های شاخص گروه‌های تفکیک‌شده در تجزیه‌وتحلیل خوشه‌ای به‌شرح زیر است:

گونه‌های شاخص گروه حاشیه قطعات (فاصله صفر و ۲۵ متری) که در جدول ۱ در ستون گروه با بیشترین ارزش معرف با عدد یک مشخص شده‌اند، عبارتند از: *Alopecurus myosuroides, Euphorbia cheiradenia, Gundelia tournefortii, Lactuca seriola, Silene conoidea, Tragopogon longrostris, Trifolium repens, Verbascum pseudo-digitalis*.

گونه‌های شاخص گروه میانه‌های جنگل (فاصله ۵۰ متری) که در جدول ۱ در ستون گروه با بیشترین ارزش معرف با عدد دو مشخص شده‌اند، عبارتند از: *Aegilops umbellulata, Bunium paucifolium, Erodium cicutarium, Eremopoa persica, Lens orientalis, Trigonella monantha , Vulpia myurus*.

گونه‌های شاخص گروه میانه‌های جنگل (فاصله ۱۰۰ و ۱۵۰ متری) که در جدول ۱ در ستون گروه با بیشترین ارزش معرف با عدد سه مشخص شده‌اند، عبارتند از: *Boissiera squarrosa, Callipeltis cucularia, Chardinia orientalis, Crupina crupinastrum, Pterocephalus plumosus, Scandix pecten-veneris, Stipa barbata*.

جدول ۱- نتایج آنالیز مونت‌کارلو برای تعیین گونه‌های شاخص در مناطق موردمطالعه

نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاهده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*	نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاهده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*
Aegilops umbellulata	۲	۵۳/۳	۲۰/۵	۰/۰۰۳۲	*Garhadiolus stellatus*	۲	۳۷/۴	۲۲/۶	۰/۰۵۳۲
Aethionema carneum	۱	۲۱/۶	۱۲/۳	۰/۰۶۴۸	*Gundelia tournefortii*	۱	۴۳/۳	۲۵/۰	۰/۰۳۳۸
Achillea biebersteinii	۱	۲۲/۲	۱۰/۴	۰/۰۵۵۲	*Helichrysum* sp.	۱	۹/۶	۱۰/۰	۰/۴۴۶۱
Acinos graveolens	۲	۵/۵	۱۱/۱	۰/۹۳۴۰	*Heteranthelium piliferum*	۳	۱۴/۵	۲۲/۵	۰/۹۴۹۴
Aethionema grandiflorum	۱	۱۸/۴	۱۶/۰	۰/۲۵۸۱	*Holosteum umbellatum*	۳	۲۳/۵	۲۹/۴	۰/۷۴۴۹
Alcea kurdica	۱	۱۸/۷	۱۲/۳	۰/۱۵۴۸	*Hordeum bulbosum*	۱	۳۳/۹	۲۷/۷	۰/۱۶۴۸
Allium laeve	۲	۱۵/۱	۱۱/۱	۰/۲۰۳۲	*Koelpinia linearis*	۲	۹/۷	۱۳/۳	۰/۶۱۶۳
Alopecurus mysurensis	۱	۳۲/۴	۱۴/۸	۰/۰۱۴۱	*Lactuca aculeate*	۲	۱۶/۷	۷/۲	۰/۰۶۹۸
Alyssum longistylum	۲	۲۱/۶	۱۷/۱	۰/۱۹۳۴	*Lactuca scariola*	۱	۲۲/۱	۲۰/۲	۰/۳۹۹۷
Alyssum marginatum	۳	۲۱/۷	۱۷/۵	۰/۱۸۴۲	*Lamium amplexicaule*	۲	۲۶/۱	۱۹/۴	۰/۱۷۵۴
Alyssum menicoides	۱	۵۸/۲	۳۲/۲	۰/۰۰۵۲	*Lathyrus cicera*	۲	۷/۲	۱۲/۰	۱/۰۰۰۰
Anagalis arvensis	۲	۲۳/۵	۲۸/۰	۰/۶۶۹۷	*Lathyrus inconspiccus*	۱	۲۰/۹	۲۸/۲	۰/۸۲۹۶

نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*	نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*
Anthriscus cerefolium	۱	۱۶/۲	۱۰/۴	۰/۲۰۲۶	*Legousia specuulm-veneris*	۱	۱۰/۸	۸/۸	۰/۳۲۳۹
Amygdalus lycioides	۲	۱۰/۰	۹/۸	۰/۳۸۲۷	*Lens orientalis*	۲	۵۹/۱	۲۵/۳	۰/۰۰۰۶
Anthemis hyalina	۲	۲۹/۶	۲۱/۱	۰/۱۳۳۲	*Malva neglecta*	۱	۱۶/۷	۹/۴	۰/۱۰۷۸
Arabis caucasica	۱	۵/۶	۶/۷	۱/۰۰۰۰	*Matricaria* sp.	۳	۱۳/۳	۸/۶	۰/۱۷۶۶
Astragalus camptoceras	۳	۱۵/۹	۱۱/۰	۰/۱۳۶۸	*Medicago radiata*	۲	۱۵/۶	۱۸/۸	۰/۵۲۳۱
Astragalus campylanthus	۱	۱۰/۶	۲۱/۱	۰/۹۵۵۶	*Medicago rigidula*	۲	۳۲/۳	۲۵/۲	۰/۱۹۰۲
Astragalus verus	۲	۱۲/۷	۲۳/۸	۰/۹۶۹۶	*Minuartia hamata*	۱	۲۰/۷	۱۴/۱	۰/۱۳۱۰
Astragalus sp.	۲	۸/۳	۶/۶	۰/۲۵۸۳	*Minuartia meyeri*	۲	۴۷/۵	۴۰/۵	۰/۲۵۳۱
Atractylis cancellata	۲	۷/۸	۱۰/۴	۰/۶۸۸۷	*Neslia apiculata*	۱	۱۱/۱	۸/۲	۰/۳۳۲۱
Aubrieta parviflora	۱	۳/۶	۷/۵	۱/۰۰۰۰	*Onobrychis lunata*	۲	۳۱/۵	۱۶/۹	۰/۰۲۳۶
Bellevalia macrobotrys	۱	۱۶/۷	۸/۸	۰/۱۰۲۸	*Papaver argemon*	۳	۳۸/۹	۲۷/۲	۰/۰۸۷۸
Boissiera squarrosa	۳	۳۰/۱	۱۹/۷	۰/۰۵۵۶	*Papaver* sp.	۳	۱۹/۳	۱۹/۸	۰/۴۷۸۹
Bongardia chrysogonum	۳	۶/۹	۶/۳	۰/۵۳۸۵	*Phalaris minor*	۳	۲۳/۵	۱۴/۸	۰/۱۱۴۴
Bromus dantoniae	۳	۴۴/۰	۴۱/۳	۰/۳۷۲۱	*Phlomis persica*	۳	۴۸/۳	۲۴/۸	۰/۰۰۴۰
Bromus sericeus	۲	۱۲/۱	۱۸/۸	۰/۹۸۲۶	*Picnomon acarna*	۲	۸۳/۷	۳۶/۵	۰/۰۰۰۲
Bromus tectorum	۱	۴۵/۳	۵۰/۶	۰/۷۶۱۸	*Poa bulbosa*	۳	۴۰/۸	۴۹/۶	۰/۹۹۹۴
Bunium paucifolium	۲	۳۷/۶	۳۶/۱	۰/۴۱۶۱	*Pterocephalus plumosus*	۳	۳/۳	۱۰/۶	۱/۰۰۰۰
Calendula persica	۲	۴۳/۵	۲۴/۳	۰/۰۱۰۸	*Quercus branttii Lindl.*	۲	۳۵/۰	۳۶/۱	۰/۷۴۲۳
Callipeltis cucullaria	۳	۱۸/۸	۲۱/۵	۰/۵۴۸۵	*Rochelia disperma*	۳	۱۹.۹	۲۳/۷	۰/۶۹۶۱
Carthamus oxyacantha	۱	۱۲/۵	۶/۲	۰/۱۲۴۶	*Scandix pecten-veneris*	۳	۷۵/۹	۳۳/۸	۰/۰۰۰۲
Campanula acutiloba	۱	۱۱/۱	۸/۷	۰/۳۳۷۹	*Silene conoidea*	۱	۲۵/۳	۱۲/۶	۰/۰۴۴۸
Caucalis platycarpos	۱	۵/۲	۸/۶	۱/۰۰۰۰	*Stipa barbata*	۳	۲۷/۶	۱۵/۵	۰/۰۳۹۴
Ceratocephalus falcata	۲	۶/۸	۱۰/۷	۱/۰۰۰۰	*Taeniatherum crinitum*	۲	۴۴/۱	۲۴/۴	۰/۰۱۵۶
Cerastiun inflatum	۳	۴۰/۳	۳۱/۰	۰/۱۷۶۶	*Teucrium polium*	۲	۱۵/۱	۱۳/۰	۰/۲۷۹۹
Cerasus microcarpa	۱	۱۱/۹	۹/۷	۰/۲۵۷۷	*Teucrium scordium*	۱	۲۱/۹	۱۱/۴	۰/۰۶۳۴
Chaerophyllum macropodum	۲	۱۱/۷	۱۱/۴	۰/۴۱۴۷	*Torilis arvensis*	۳	۳۰/۸	۲۱/۴	۰/۰۶۹۲
Chardinia orientalis	۳	۴۱/۹	۲۱/۳	۰/۰۱۶۴	*Torilis leptophylla*	۱	۳۶/۰	۴۴/۱	۰/۸۸۵۰
Coronilla varia	۲	۱۵/۱	۱۳/۰	۰/۳۰۲۹	*Trichodesma aucheri*	۲	۱۲/۲	۱۱/۳	۰/۳۴۹۷
Convolvulus arvensis	۱	۲۱/۱	۱۳/۹	۰/۱۵۹۲	*Trifolium pilulare*	۲	۱۲/۵	۸/۵	۰/۱۹۱۲
Crataegus azarolus	۲	۲۷/۳	۲۵/۳	۰/۳۴۲۱	*Trifolium repens*	۱	۲۷/۲	۱۲/۸	۰/۰۳۴۲

نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*	نام علمی گونه	گروه با بیشترین ارزش معرف	حداکثر ارزش معرف (مشاده شده)	حداکثر ارزش معرف (داده‌های تصادفی)	P*
Consolida orientalis	۱	۱۰/۹	۸/۹	۰/۲۸۹۹	*Trigonella filipes*	۱	۱۶/۷	۱۰/۴	۰/۰۹۸۶
Cousinia kirrindica	۱	۲۲/۲	۱۰/۴	۰/۰۵۴۲	*Trigonella macroglochin*	۱	۱۴/۷	۲۳/۱	۰/۹۴۵۲
Crepis sancta	۲	۱۲/۹	۱۸/۱	۰/۷۴۸۵	*Trigonella persica*	۲	۲۶/۵	۲۱/۷	۰/۱۸۱۰
Crocus pallasii	۲	۱۷/۲	۱۹/۳	۰/۵۶۰۱	*Trigonella monantha*	۲	۴۵/۸	۲۱/۷	۰/۰۰۶۴
Crupina crupinastrum	۳	۳۴/۰	۱۹/۶	۰/۰۴۲۸	*Salvia compressa*	۱	۱۴/۵	۱۰/۸	۰/۲۰۱۰
Descurinia sophia	۱	۷/۹	۱۴/۰	۰/۸۲۳۴	*Salvia spinosa*	۳	۲۰/۷	۱۱/۹	۰/۰۶۹۴
Echinops kermanshahanicus	۱	۱۶/۷	۸/۶	۰/۱۰۲۲	*Sencio vernalis*	۱	۱۸/۸	۲۸/۹	۰/۸۲۹۸
Erodium cicutarium	۲	۴۲/۷	۲۶/۴	۰/۰۳۰۴	*Tragopogon longirostris*	۱	۴۲/۸	۲۳/۳	۰/۰۳۰۸
Eremopoa persica	۲	۴۷/۰	۲۸/۶	۰/۰۱۳۲	*Vaccaria pyramidata*	۳	۲۷/۹	۱۸/۰	۰/۰۸۵۰
Euphorbia cheiradenia	۱	۳۸/۳	۱۴/۸	۰/۰۰۷۸	*Valerianella locusta*	۲	۹/۲	۱۴/۳	۰/۷۸۴۴
Euphorbia falcata	۱	۴۲/۲	۱۸/۸	۰/۰۱۵۴	*Verbascum pseudo-digitalis*	۱	۴۵/۷	۱۷/۵	۰/۰۰۲۰
Euphorbia inderiensis	۲	۱۳/۵	۱۸/۵	۰/۷۹۵۲	*vicia assyriaca*	۱	۱۳/۹	۱۴/۲	۰/۴۵۵۱
Euphorbia macroclada	۲	۲۱/۳	۱۹/۱	۰/۲۹۱۹	*Vicia narbonensis*	۲	۱۱/۴	۱۴/۶	۰/۶۲۲۱
Falcaria vulgaris	۲	۱۶/۲	۱۰/۳	۰/۱۵۹۰	*Vulpia myurus*	۲	۵۲/۴	۲۵/۵	۰/۰۰۲۲
Filago arvensis	۲	۲۸/۳	۳۳/۶	۰/۷۵۴۲	*Ziziphora capitata*	۳	۲۰/۱	۲۱/۵	۰/۵۲۳۹
Galium aparine	۲	۱۶/۰	۱۷/۷	۰/۵۲۶۵					

بحث

براساس نتایج به‌دست‌آمده از طبقه‌بندی پوشش گیاهی به‌وسیله تجزیه‌وتحلیل خوشه‌ای، پوشش گیاهی مناطق موردمطالعه را می‌توان به ۳ خوشه اصلی تقسیم کرد: قطعات‌نمونه برداشت‌شده از نقاط صفر و ۲۵ متر در گروه اول، قطعات‌نمونه برداشت‌شده از نقاط ۵۰ متر در گروه دوم و قطعات‌نمونه برداشت‌شده از نقاط ۱۰۰ و ۱۵۰ متر در گروه سوم جای گرفتند. لازم به توضیح است که دو پلات (پلات‌های ۳۳۳ و ۳۱۴) با اینکه از فاصله‌های ۱۰۰ و ۱۵۰ متری برداشت شدند، اما در گروه حاشیه طبقه‌بندی شدند که دلیل آن برداشت قطعات‌نمونه از حفره‌های باز موجود در عمق جنگل بود، زیرا دارای شرایط محیطی از جهت نور و سایر شرایط مشابه حاشیه هستند. همچنین در مورد پلات‌های ۱۲۱ و ۳۱۱ و ۲۳۳ نیز که در گروه دو طبقه‌بندی شدند، می‌توان اشاره کرد که باتوجه به تغییرات تدریجی گونه‌ها و عدم وجود مرز مشخص برای تفکیک پوشش گیاهی این موضوع کاملاً طبیعی است که گاهی قطعات‌نمونه برداشت‌شده از فاصله ۲۵ متری و ۱۰۰ متری دارای ترکیب مشابه‌ای با قطعات‌نمونه ۵۰ متری باشند. براساس نتایج به‌دست‌آمده از رج‌بندی تجزیه‌وتحلیل تطبیقی قوس‌گیری‌شده، برای قطعات‌نمونه برداشت‌شده مشخص شد تغییرات ترکیب گونه‌ای گروه‌ها براساس گرادیان فاصله از حاشیه مرتب شده‌اند. بنابراین با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از آنالیزهای طبقه‌بندی (شکل ۲) و رسته‌بندی (شکل ۳) می‌توان گفت ترکیب گونه‌ای تا فاصله ۲۵ متری کاملاً متفاوت از ترکیب گونه‌ای داخل جنگل (فاصله ۱۰۰ و ۱۵۰ متری) بوده و فاصله ۵۰ متری دارای شرایط حدواسط است و یا تغییرات حداکثر تا فاصله ۵۰ متری ادامه پیدا می‌کند.

این نتیجه با نتایج مطالعات دیگری که نشان دادند که تغییرات عمده در ترکیب پوشش گیاهی در فاصله ۵۰ متری از حاشیه یک قطعه جنگلی رخ می‌دهد (Ries *et al.*, 2004; Santos & Santos, 2008)، مطابقت دارد. در همین زمینه ثابت شده است که عمق تأثیر حاشیه‌ای در جنگل‌های معتدله از ۵۰ متر فراتر نمی‌رود (Honnay *et al.*, 2002)، اما در پژوهش دیگری اظهار شده است که تأثیر حاشیه تقریباً تا ۵۶ متر داخل قطعات جنگلی با مساحت هشت هکتار امتداد می‌یابد (Suzuki *et al.*, 2013). در پژوهش‌های دیگر، فاصله ۱۰۰ متر برای فاصله مؤثر حاشیه‌ای در قطعات بیشتر از ۲۰ هکتار در جنگل‌های سوزنی‌برگ آمریکا گزارش شده است (Reed *et al.*, 1996; Renhorn *et al.*, 1997). عمق تأثیر حاشیه‌ای در قطعات جنگلی بسته به نوع پوشش گیاهی، سطح آن و شرایط اکولوژیک منطقه موردمطالعه متفاوت است (Suzuki *et al.*, 2013). ثابت شده است که میزان عوامل خرداقلیمی نظیر رطوبت نسبی هوا، رطوبت خاک، نور، دمای خاک و هوا در حاشیه و فاصله‌های مختلف جنگل متفاوت است (Pfister & Arno, 1980; Gehlhausen *et al.*, 2000; Badano *et al.*, 2005; Matlack, 1994)، بنابراین می‌توان تغییرات ترکیب گونه‌ای در فاصله‌های مختلف نسبت به حاشیه جنگل را به تغییرات متغیرهای ریزاقلیمی وابسته دانست. به‌همین جهت گروه‌های اکولوژیک حاشیه، میانه و عمق جنگل ازنظر گونه‌های شاخص نیز متفاوت هستند. گونه‌های شاخص گروه حاشیه قطعات نظیر *Alopecurus myosuroides* و *Silene conoidea* دارای حداکثر فراوانی در قطعات‌نمونه فاصله صفر و ۲۵ متری بوده و در میانه‌ها و اعماق جنگل اصلاً یا به‌ندرت مشاهده شدند. مقاوم‌بودن به تخریب در بعضی از گونه‌های گیاهی موجود در حاشیه جنگل و نیز عامل‌هایی نظیر باد که میزان آن در حاشیه نسبت به میانه‌ها و اعماق جنگل بیشتر است، سبب توسعه هرچه بیشتر بعضی از گونه‌های گیاهی خاص در حاشیه جنگل می‌شود. در فاصله ۴۰ تا ۶۰ متری از حاشیه جنگل و هرچه که به‌سمت میانه‌ها و داخل جنگل پیش می‌رویم، گونه‌های مقاوم به تخریب توانایی رقابت با گونه‌های ویژه جنگلی را نداشته و به‌همین دلیل است که فلور داخل جنگل با حاشیه جنگل متفاوت می‌شود (Brothers, 1993; Laurance *et al.*, 2006).

براساس نتایج به‌دست‌آمده می‌توان بیان کرد چون گونه‌های گیاهی در حاشیه با داخل جنگل متفاوت بوده و برخی از گونه‌های جنگلی در حاشیه جنگل از بین رفته‌اند، بنابراین هر چه قطعه کوچکتر شود، گونه‌هایی که در داخل جنگل هستند به‌دلیل اثر حاشیه‌ای بیشتر از بین خواهند رفت. تحقیقات نشان داده‌اند که در قطعات جنگلی کمتر از دو هکتار، گروه‌های گیاهی حاشیه جنگل تمام سطح جنگل را پوشش می‌دهند (Zuzuki *et al.*, 2013). بنابراین به‌طور کلی قطعه‌قطعه‌شدن رویشگاه‌ها، خطری جدی برای از دست رفتن تنوع گونه‌ای گیاهی محسوب می‌شود. از این‌رو لزوم اقدامات مدیریتی صحیح برای حفاظت اصولی و منطقی و جلوگیری از قطعه‌قطعه‌شدن جنگل‌های بلوط و همچنین سایر جنگل‌ها به‌شدت احساس می‌شود، چراکه در صورت ادامه روند تخریبی کنونی، قابلیت قطعات جنگلی باقیمانده برای حفظ تنوع گونه‌ای اصلی‌شان به‌طور قابل‌توجهی کاهش خواهد یافت.

References

- Alignier, A. and Deconchat, M. 2011. Variability of forest edge effect on vegetation implies reconsideration of its assumed hypothetical pattern. Applied Vegetation Science, 14: 67-74.
- Aguirre-Gutiérrez, J. 2014. Are plant species richness and diversity influenced by fragmentation at a microscale? International Journal of Biodiversity, In press.
- Assadi, M. 1988. Plants of Arasbaran Protected Area NW, Iran. The Iranian Journal of Botany, 4(1): 1-59 (in Persian).
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems-the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Managemenh, 63: 247-300.
- Badano, E.I., Cavieres, L.A., Molinga-Montenegro, M.A. and Quiroz, C.L. 2005. Slope aspect influences plant association

East Azerbaijan province and the formation Herbarium. Final Report of Research Project, Published by Research Institute of Forests and Rangelands, 100p (In Persian).
- Gonzalez, M., Deconchat, M. and Balent, G. 2009. Woody plant composition of forest layers: the importance of environmental conditions and spatial configuration. Journal Plant Ecology, 201: 305-318.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. and Hermy, M. 2002. Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. Ecology Letters, 5**:** 525-530.
- Jamzad, Z. 1993. Dipsacaceae family. In: Assadi, M. (Head ed.), Flora of Iran, no. 8. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, Iran, 109p (In Persian).
- Jazirehi, M. and Ebrahimi Rostaghi, M. 2003. Zagros Silviculture. University of Tehran Press, Tehran, Iran, 560p (in Persian).
- Khanhasani, M., Jalili, A., Khodakarami, Y. and Tavakoli, A. 2004. Introducing some ecological characteristics and silvics in Gahvareh forests of Kermanshah province. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 12(4): 558-584 (In Persian).
- Khatamsaz, M. 1989. Violaceae family. In: Assadi, M. (Head ed.), Flora of Iran, no. 5. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, Iran, 50p (In Persian).
- Khatamsaz, M. 1992. Rosaceae family. In: Assadi, M. (Head ed.), Flora of Iran, no. 6. Published by Research Institute of Forests and Rangelands Publication, Tehran, Iran, 352p (In Persian).
- Laurance, W.F., Nascimento, H., Laurance, S.G., Andrade, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J. and Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. Ecology, 87: 469-482.
- Maassoumi, A. 2003. Papilionaceae family. In: Assadi, M. (Head ed.), Flora of Iran, no. 43. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, Iran, 386p (In Persian).
- Macune, B. and Grace, J. 2003. Analysis of Ecological Communities. MJM Software Design, Glenden Beach, Oregon, 300p.
- Matlack, G.R. 1994. Vegetation dynamics at the forest edges, trends in space and succetional patterns in the Mediterranean matural of central Chile. Journal of Arid Environments, 62: 93-108.
- Barton, A.M. 1984. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: Do they partition treefall gaps? Tropical Ecology, 25: 196-202.
- Blake, J. 1983. Trophic structure of bird communities in forest patches in east-central Illinois. Wilson Bulletin, 95(3): 416-430.
- Bran-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie (Plant Sociology). Springer, Wien, NewYork, 1978p.
- Canham, C.D. 1988. Growth and canopy architecture of shadetolerant trees: response to canopy gaps. Journal of Ecology, 69: 786-795.
- Collins, B.S. and Picket, S. 1988. Demographic responses of herb layer species to experimental canopy gaps in a northern hardwoods forest. Journal of Ecology, 76: 437-450.
- Davis, P.H. (ed.), 1965-1988. Flora of Turkey, vols. 1-10. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Ehrlich, P.R. and Wilson, E. 1991. Biodiversity studies: Science and policy. Journal of Science, 253: 758-762.
- Euskirchen, E.S. and Chen, J. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. Forest Ecology and Management, 148: 93-108.
- Felton, A., Wood, J. and Lindenmayer, D. 2006. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. Forest Ecology and Management, 235: 186-193.
- Gehlhausen, S., Schwartz, M. and Augspurger, C. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Journal of Plant Ecology, 147: 21-35.
- Giriraj, M.S., Murthy, R. and Beierkuhnlein, C. 2010. Evaluating forest fragmentation and its tree community composition in the tropical rain forest of Southern Western Ghats (India) from 1973 to 2004. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 161: 29-44.
- Ghahreman, A. 1996-2007. Flora of Iran, vols. 1-20. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, Iran (In Persian).
- Ghahremani, M., Kasebi, N. and Javanshir, A. - 1999. Collecting and identifying plants of the

species loss in tropical forest fragments. Journal of Ornithology, 153(1): 141-152.
- Sang, W. 2009. Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. Ecological Research, 24: 303-314.
- Santos, A.M.M. and Santos, B.A. 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? Acta Botanica Brasilica, 22(4): 1077-1084.
- Shirvani, A. and Farahmand, H. 2008. Process of habitat fragmentations and extinction of their genetic diversity. Journal of Forest and Range, 74: 86-87 (In Persian).
- Suzuki, S.N., Tomimatsu, H., Oishi, H. and Konno, Y. 2013. Edge-related changes in tree communities in the understory of mesic temperate forest fragments of northern Japan. Ecological Research, 28(1): 117-124
- Townsend, C. and Guest, E. 1980-1985. Flora of Iraq, vols. 1-8. Ministry of Agriculture Press, Baghdad.
- Terzioglu, S., Zeki, E. and Sivrikaya, F. 2010. Monitoring forest plant biodiversity changes and developing conservation strategies. Biologia, 65: 843-852.
- Turner, G.M., Pearson, S.M., Bolstad, P. and Wear, D.N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA). Journal of Landscape Ecology, 18: 449-464.
- Zschokke, S., Claudine Dolt, P., Rusterholz, H., Oggier, P., Brigitte Braschler , G., Thommen, H., Lüdin, E., Erhardt, A. and Baur, B. 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. Journal of Oecologia, 125: 559-572.

time. Journal of Ecology, 82: 113-123.
- Pakravan, M., Jalilian, N. and Neamati, M. 2000. Papilionaceae family. In: Assadi, M. (Head ed.), Flora of Iran, no. 33. Published by Research Institute of Forests and Rangelands, Tehran, Iran, 180p (In Persian).
- Pfister, R. and Arno, S. 1980. Classifying forest habitat types based on potential climax vegetation. Forest Science, 26: 52-70.
- Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T.O., Debinski, D.M., Krauss, J., Kuussaari, M., Petersen, J.D., Poyry, J., Settele, J., Summerville, K.S. and Bommarco, R. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. Ecology Letters, 13**:** 969-979.
- Rechinger, K.H. (ed.), 1963-1998. Flora of Iranica, No. 1-173. Akademische Druck u. Verlagsanstalt, Graz.
- Reed, R.A., Johnson-Barnard, J. and Baker, W.A. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. Conservation Biology, 10: 1098-1106.
- Renhorn, K., Esseen, P., Palmqvist, K., and Sundberg, B. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. Oecologia, 109: 1-9.
- Ries, L., Fletcher, R., Battin, J. and Sisk, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic, 35: 491-522
- Roberts, M.R. and Gilliam, F.S. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management and Ecology Application, 5(4): 969-977.
- Robinson, W.D. and Sherry, T.W. 2012. Mechanisms of avian population decline and

Influence of edge effect on plant composition and distribution in oak forests (Case study: Cheharzebar forests-Kermanshah)

J. Eshaghi rad[1*], F. Soleimani[2] and Y. Khodakarami[3]

1*- Corresponding author, Associate Prof., Department of Foresty, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, I.R. Iran, Email: javad.eshaghi@yahoo.com

2- M. Sc. Forestry, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, I.R. Iran.

3- Senior Expert, Agricultural and Natural Resources Research Center of Kermanshah Province, Kermanshah, I.R. Iran.

Received: 01.08.2014 Accepted: 07.14.2014

Abstract

This research aimed at evaluating the influence of the edge effect caused by forest fragmentation on the composition and distribution of plant species in an oak forest of Kermanshah province. Three forest patches with similar slope and altitude located on the southern slopes were selected. Vegetation sampling in each patch was conducted at 0, 25, 50, 100 and 150 meter distances along three transects which were 200 m apart (N= 45). Cluster analysis and detrended correspondence analysis were applied to categorize the vegetation variation trend in the different patches. To detect the characteristic species in each category, Monte Carlo test were applied. The floristic results indicated 115 plant species within this area which belong to 91genera and 25 families. Three categories were recognized, including i) the forest edge samples group (0 and 25 m), ii) the intermediate samples group (50 m) and iii) the deep forest samples group (100 and 150 m). The characteristic species of the edge group were *Alopecurus myosuroides, Alyssum menicoides, Euphorbia cheiradenia, Gundelia tournefortii, Lactuca serriola, Silene conoidea, Tragopogon longirostris, Trifolium repens, Verbascum pseudo-digitalis*. The characteristic species of the intermediate group included *Aegilops umbellulata, Bunium paucifolium, Erodium cicutarium, Eremopoa persica, Lens orientalis, Trigonella monantha* , *Vulpia myuros* , whereas those of the deep forest group were *Boissiera squarrosa, Callipeltis cucularia, Chardinia orientalis, Crupina crupinastrum, Pterocephalus plumosus, Scandix pecten-veneris, Stipa barbata*.

Key words: Transect, species composition, forest edge, forest patches, fragmentation.