

## مدل‌های غالبیت تنوع به عنوان شاخصی از آشفستگی در جنگل‌های بلوط غرب ایران (*Quercus brantii* Lindl.)

حمید رضا میرداودی<sup>۱\*</sup>، محمدرضا مروی‌مهاجر<sup>۲</sup>، قوام‌الدین زاهدی<sup>۳</sup>، وحید اعتماد<sup>۴</sup>

۱. استادیار مرکز تحقیقات، آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی
۲. استاد گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۳. دانشیار گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۴. دانشیار گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۰/۲۸؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۵/۵/۱۱)

### چکیده

ترکیب و تنوع گونه‌های جوامع گیاهی در طول زمان با تغییر شرایط محیطی در اثر آشفستگی‌های انسانی یا طبیعی، تغییر می‌کند. بنابراین اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای می‌تواند در تجزیه و تحلیل آشفستگی و مدیریت بوم‌سازگان مفید باشد. لذا در این تحقیق تأثیر عوامل آشفستگی شامل "چرای دام" و "آتش‌سوزی" بر پوشش گیاهی جنگل‌های دانه زاد بلوط پارک دالاب، در استان ایلام، در مقایسه با مناطق کمتر دست‌خورده، بررسی گردید. اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در آشفستگی‌های مختلف در قالب ۷۷ قطعه نمونه مستطیلی شکل به مساحت ۲۵۶ متر مربع و به صورت تصادفی برداشت شد. برای ارزیابی تنوع گونه‌ای از مدل‌های غالبیت تنوع استفاده گردید. نتایج رسته‌بندی تحلیل تطبیقی متعارفی نشان داد که طبقات آشفستگی "چرای دام" و "آتش‌سوزی" در کنار عوامل خاکی و توپوگرافی به عنوان تأثیر گذارترین عوامل بر ترکیب گیاهی شناخته شدند. نتایج حاصل از الگوهای فراوانی گونه‌های گیاهی نشان داد که طبقات آشفستگی چرای بی‌رویه دام در ابتدا با مدل هندسی<sup>۱</sup> تطابق یافته است به طوری که یک حرکت از این مدل به سمت لوگ نرمال<sup>۲</sup> مشاهده می‌شود و این فرض را که جوامع تحت تأثیر آشفستگی، یک تغییر از وضعیتی با تخریب کمتر به سوی شرایطی با تخریب بیشتر که تحت تأثیر آشفستگی‌های شدید طبیعی و انسانی به وجود آمده را حمایت می‌کند. تطابق طبقه آشفستگی آتش‌سوزی با سری لگاریتمی<sup>۳</sup> نیز بیان‌کننده نابالغ بودن این جوامع است که این موضوع با توجه به شروع توالی ثانویه در این قسمت، منطقی بوده و این فرضیه را تأیید می‌نماید. در صورتی که رویشگاه فاقد آشفستگی فقط با مدل لوگ نرمال تطابق داشت. این مدل نشانگر جوامع بالغ با غنا و تنوع گونه‌ای بالا می‌باشد.

**کلید واژگان:** آتش‌سوزی، تنوع گونه‌ای، چرای دام، رسته بندی، زاگرس.

## ۱. مقدمه

آشفتگی<sup>۱</sup> یکی از پدیده‌های شایع در طبیعت است، که به طور قابل توجهی پویایی پوشش گیاهی، فرآیندها و ساختار جوامع را در هر بوم سازگان تحت تأثیر قرار می‌دهد و به عنوان یک عامل مؤثر در تغییر ترکیب گونه‌ای و الگوی تنوع گونه‌ای شناخته شده است (Royo *et al.*, 2010).

برآورد تنوع گونه‌ای و تحلیل جامع بوم سازگان برای رسیدن به اهداف مدیریت پایدار جنگل ضروری است (Schulte *et al.*, 2006)، و فراوانی گونه‌ها به عنوان شاخص آشفتگی در بوم سازگان مورد استفاده قرار می‌گیرد (Nummelin, 1998).

چرای دام و آتش‌سوزی به عنوان دو نوع آشفتگی مهم در فراهم نمودن شرایط محیطی برای تغییر در ترکیب گونه‌ای، ساختار و کارکردهای اکوسیستم نقش به‌سزایی دارند (Keeley *et al.*, 2003; Godefroid & Koedam, 2004). چرای دام باعث کاهش تراکم و زی‌توده پوشش علفی کف جنگل و در بعضی موارد باعث حذف نهال‌ها و نونهال‌های درختان شده و ضمن تغییر در ترکیب و تراکم جنگل، موجب کاهش مواد سوختنی کف و در نتیجه تغییر رژیم آتش‌سوزی در جنگل می‌شود. آتش‌سوزی نیز موجب تغییر مواد آلی به معدنی شده، ساختار جوامع را تغییر می‌دهد و به عنوان یکی از عوامل تحول در جوامع محسوب می‌گردد و به دلیل وجود تشابهاتی با چرای دام در تغییر ترکیب گونه‌ای جوامع، به عنوان علف خوار جهانی معرفی شده است (Spasojevic *et al.*, 2010).

افزایش شدت و فراوانی آشفتگی عموماً باعث کاهش تنوع گونه‌ای می‌شود، از طرفی تنوع گونه‌ای، پایداری جوامع را در برابر تغییرات محیطی و آشفتگی تغییر می‌دهد، به عنوان مثال جوامع متنوع‌تر دامنه وسیع‌تری از تغییرات را تحمل کرده و مقاومت بیشتری در مقابل تغییرات از خود

نشان می‌دهند (Levine & D'Antonio, 1999). بنابراین رابطه تنوع گونه‌ای و آشفتگی بیشتر یک رابطه دو سویه و دوره‌ای است، به این ترتیب که آشفتگی باعث کاهش تنوع شده و موجب تغییر در پاسخ آن جامعه به آشفتگی‌های بعدی می‌شود و این دوره دائماً تکرار می‌شود (Hughes & Byrnes, 2007). با توجه به اینکه اندازه‌گیری تنوع گیاهی در مطالعات پوشش گیاهی و ارزیابی زیست‌محیطی به عنوان یکی از شاخص‌های مهم و سریع در تعیین وضعیت اکوسیستم‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد (Maguran, 1982)، لذا اندازه‌گیری تنوع گونه‌ای می‌تواند در تجزیه و تحلیل آشفتگی و مدیریت اکوسیستم‌ها مفید باشد (Łaska, 2001). مطالعه فراوانی نسبی گونه‌ها یکی از شاخص‌های اصلی پارامتریک تنوع زیستی است (Ejtehad *et al.*, 2002). نسبت فراوانی گونه‌ها، الگوهای متفاوتی را در جوامع و در یک طیف وسیعی از شرایط اکولوژیک از خود نشان می‌دهند. در بسیاری از جوامع، منحنی مربوط به فراوانی گونه‌های گیاهی گوی (مقعر) است که بیان‌کننده این نکته است که اغلب گونه‌ها نادر بوده و فراوانی آن‌ها پایین (بعضاً یک فرد) است و برعکس تعداد کمی از گونه‌ها با فراوانی بالا حضور دارند این منحنی فراوان‌ترین نوع فراوانی گونه‌ها بوده و بیان‌کننده این مطلب است که اغلب گونه‌ها نادر هستند. امروزه برای درک بهتر الگوهای فراوانی نسبی گونه‌ها مدل‌های توزیع آماری بر اساس اصول زیستی و تنوع گونه‌ای برای تطابق اطلاعات و مشاهدات برداشت‌شده از جوامع و ارزیابی الگوی پراکنش گونه‌ها در محیط طراحی شده‌اند (Tokeshi, 1993). از مهم‌ترین این مدل‌ها که به مدل‌های رتبه - وفور یا غالبیت تنوع نیز

در یونان نشان داد که درصد پوشش گیاهی در منطقه حفاظت شده به طور معنی‌داری افزایش یافته و در منطقه تحت چرای دام، گونه‌های چوبی در چرای شدید به طور معنی‌داری در مقایسه با چرای متوسط افزایش و گونه‌های گراس کاهش داشته‌اند و این در حالی است که در منطقه قرق شده، نسبت گونه‌های چوبی افزایش و سهم گونه‌های فورب کاهش یافته است، به طور کلی تنوع گونه‌ای در منطقه حفاظت شده به طور معنی‌داری کاهش نشان داد. Biau و همکاران در سال ۲۰۰۹ تأثیر چرای دام، آتش‌سوزی، خاک و تغییرات آب و هوایی را بر تجدید حیات گونه‌های درختی و تنوع گونه‌های گیاهان در جنگل‌های غرب آفریقا بررسی و نتیجه گرفت که غنای و تنوع گونه‌ای در تنش متوسط خشکی بیشترین مقدار را دارا هستند و تنوع گونه‌ای در این حالت از مدل آشفتگی و تنش متوسط پیروی می‌کند. چرای متوسط دام و آتش‌سوزی در تنش متوسط آبی، موجب کاهش رقابت بین گونه‌ها و افزایش ترمیم گونه‌های درختی می‌شوند. همچنین دریافته‌اند که وضعیت‌های مختلف آب و هوایی و خاک به طور مستقیم بر اثر آشفتگی‌های چرای دام و آتش‌سوزی بر تنوع گونه‌ای و ترمیم گونه‌های درختی، تأثیر می‌گذارد، به طوری که در مقادیر کم تنش‌های محیطی دارای اثرات مثبت و در مقادیر بالای آن اثرات منفی بر تنوع گونه‌ای و ترمیم گونه‌های درختی دارند. Lempesi و همکاران در سال ۲۰۱۳ با مطالعه تنوع گونه‌ای در فواصل مختلف از محل چرای بز (به عنوان معیاری از شدت چرای دام)، در بلوطستان‌های شمال شرق یونان، به این نتیجه رسیدند که تنوع گونه‌ای با افزایش فاصله از محل چرای دام، بر اساس شاخص سیمپسون، افزایش یافته در حالی با توجه به سایر

نامیده می‌شوند، می‌توان به مدل هندسی<sup>۲</sup>، لگاریتمی، لوگ نرمال، و عصای شکسته<sup>۳</sup> اشاره کرد (Ejtehad *et al.*, 2002).

Hamer و Hill در سال ۱۹۹۸ برای اولین بار از مدل‌های وفور-گونه<sup>۴</sup>، به عنوان یک ابزار کاربردی برای بررسی ساختار جوامع تحت تأثیر آشفتگی و نحوه پراکنش گونه‌های گیاهی در طبقات مختلف آشفتگی استفاده کردند. این محققین پیشنهاد دادند که از این مدل، می‌توان در بررسی تنوع گونه‌ای و تعیین میزان تخریب حاصل از آشفتگی، بهره برد. همچنین از این مدل‌ها می‌توان در مطالعه توالی و یا سایر شیب‌های زمانی استفاده کرد (Magurran, 2007).

Keeley و همکاران در سال ۲۰۰۳ با استفاده از شاخص‌های تنوع، اثرات چرای دام را بر تنوع گونه‌ای و گونه‌های مهاجم غیر بومی در آمریکا مطالعه کرد و نتیجه گرفت که در اثر چرای دام در رویشگاه‌های بلوط، گونه‌های غیر بومی به شدت غالب شده‌اند و اکثر این گونه‌ها یکساله بوده و جایگزین گندمیان بومی در منطقه شده‌اند. غنای گونه‌ای گونه‌های غیر بومی (۵۶ گونه) افزایش یافته است و این نشان دهنده وقوع آشفتگی در منطقه است. از گندمیان مهاجم مهم موجود در این جوامع، به جنس‌های *Avena* با دو گونه، *Bromus* با ۷ گونه به خصوص گونه‌های *diandrus* *B.* و *Hordeum B. hordeaceus* با دو گونه، *Vulpia myuros*، *Lolium multiflorum* و از فورب‌های مهم می‌توان به *Centaurea melitensis*، *Geranium molle*، *Cerastium glomeratum* و جنس *Erodium* با چهار گونه، *Silene gallica* و دو گونه از جنس *Torilis* اشاره شده است.

Kyriazopoulos و همکاران در سال ۲۰۱۰ با مطالعه تأثیر چرای دام بر پوشش کف جنگل‌های شاخه‌زاد بلوط

<sup>۲</sup> Broken-Stick

<sup>۴</sup> Species Abundance models

<sup>۱</sup> Disturbance

<sup>۲</sup> Geometric series

ساختار و عملکرد این اکوسیستم ها تأثیر گذاشته و باعث تغییر در ترکیب، غناء و تنوع گونه‌های رویشگاه‌های متأثر از این آشفستگی شده است.

Valipour و همکاران در سال ۲۰۱۴ نیز با بررسی اثر گل‌زنی بر پوشش گیاهی در جنگل‌های بلوط غرب ایران، نشان داد که این نوع بهره‌برداری از سر شاخه‌های درختان به منظور تغذیه دام‌ها موجب کاهش زادآوری گونه‌های درختی شده و باعث پایین آمدن غنای گونه‌های گونه‌های چوبی شده است.

با توجه به کمبود اطلاعات در زمینه استفاده از مدل‌های مختلف تنوع در تعیین تغییرات ایجاد شده در اثر آشفستگی، در این مطالعه، با استفاده از مدل‌های تنوع، به بررسی اثرات چرای دام و آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی جنگل‌های بلوط غرب ایران پرداخته و به سؤالات زیر پاسخ داده خواهد شد.

- آیا چرای دام و آتش‌سوزی بر ترکیب و تنوع گونه‌های گیاهی جنگل‌های بلوط غرب ایران تأثیر دارند؟
- فراوانی گونه‌های گیاهی در این آشفستگی‌ها، با کدامیک از مدل‌های غالبیت تنوع، تطابق دارند؟
- آیا امکان تعیین سری‌های توالی در جوامع بلوط ایرانی متأثر از آشفستگی‌های موجود، وجود دارد؟

## ۲. مواد و روش‌ها

### ۱،۲. معرفی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه با نام محلی پارک دالاب، منطقه‌ای کوهستانی از سلسله جبال زاگرس است که با مساحت حدود ۲۰۰۰ هکتار در ۲۵ کیلومتری شمال غرب شهرستان ایلام و در مختصات  $33^{\circ}45'$  تا  $33^{\circ}40'$  طول شرقی و  $46^{\circ}20'$  تا  $46^{\circ}30'$  عرض شمالی واقع شده است. حداکثر ارتفاع از سطح دریا به ترتیب برابر ۱۳۰۰ و ۲۱۰۰ متر و جهت عمومی دامنه ارتفاعات شمالی می‌باشد. متوسط میزان بارندگی سال زراعی بر اساس

شاخص‌های تنوع، تفاوت معنی‌داری بین آنها ملاحظه نشد. همچنین شاخص غنای گونه‌ای با افزایش فاصله از محل چرای دام، تفاوت معنی‌داری نشان نداد. این محققین همچنین نتیجه گرفتند که افزایش چرای دام موجب کاهش گونه‌های خوشخواراک و افزایش گونه‌های غیر خوشخواراک شده است.

جنگل‌های غرب ایران با تنوع گونه‌ای منحصربه‌فرد خود و دارا بودن جوامع گیاهی متعدد جزء مهم‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی ایران محسوب می‌شوند (Mohadjer, 2012)، که به صورت کمربند وسیعی در نواحی غربی و جنوب غربی ایران در دامنه ارتفاعی ۷۰۰ تا ۲۰۰۰ متر بالاتر از سطح دریا واقع شده است (Takhtajan, 1986). تمرکز بهره‌برداری‌ها و دخالت انسان به خصوص چرای خارج از فصل و بیش از حد ظرفیت علوفه تولیدی دام‌های عشایر و روستائیان در این جوامع موجب پیدایش شرایط جدید محیطی گردیده که قابلیت پذیرش جوامع گیاهی و استقرار گونه‌های خاصی را دارد، و متأسفانه ترکیب فلوربستیکی و تنوع گونه‌ای جوامع گیاهی موجود در این جنگل‌ها بر اثر این آشفستگی‌ها دچار تغییرات زیادی شده است (Hamzeh'ee et al., 2008).

مطالعات انجام شده بر روی تنوع گونه‌ای در جنگل‌های بلوط زاگرس بیشتر مربوط به بررسی رابطه بین تنوع گونه‌ای با عوامل اکولوژیک بوده، به طوریکه Heydari و Mahdavi (۲۰۰۹)، Pourbabaei و همکاران (۲۰۱۰)، Arekhi و همکاران (۲۰۱۰)، Heydari و همکاران (۲۰۱۳)، Mirzaei و Karami (۲۰۱۵)، با مطالعه تنوع گونه‌ای در ارتباط با عوامل اکولوژیک به این نتیجه رسیدند که عواملی مثل توپوگرافی، خاک، ارتفاع از سطح دریا و درصد پوشش تاجی طبقات فوقانی جنگل بر تنوع گونه‌ای تأثیر داشته است.

Pourreza و همکاران (۲۰۰۹)، Mirdavoodi (۲۰۱۳)، Pourreza و همکاران (۲۰۱۴)، با مطالعه اثر آتش‌سوزی بر پوشش گیاهی جنگل‌های بلوط غرب ایران، نتیجه گرفتند که آتش‌سوزی همراه با عوامل محیطی بر

(Mozaffarian, 2009) مورد شناسایی قرار گرفتند. اطلاعات مربوط به پوشش گیاهی، خاک و سایر متغیرهای محیطی در آشفتگی‌های مختلف به صورت تصادفی و در قالب ۷۷ قطعه‌نمونه در طبقات مختلف آشفتگی و با توجه به مساحت هر رویشگاه، با استفاده از نمونه‌برداری با مونه‌بندی به روش تقسیم به نسبت، برداشت شد (زبیری، ۱۳۸۶). موقعیت تمامی قطعات نمونه با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب ثبت شد. برای کلیه گونه‌های ثبت شده در هر قطعه نمونه دو خصوصیت فراوانی - چیرگی<sup>۱</sup> با استفاده از ضرایب براون - بلانکه تعیین گردید (Asri, 2005). برای به دست آوردن نمونه‌های همگن خاک، از چهار گوشه و مرکز قطعه نمونه و از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری خاک جمع‌آوری (Saint-Laurent et al., 2017)، و با همدیگر مخلوط و نمونه آماده‌شده به این طریق برای مطالعات خاک‌شناسی مورد استفاده قرار گرفت. خصوصیات خاک شامل بافت خاک (روش هیدرومتر)، اسیدیته (گل اشباع و استفاده از pH متر)، در صد مواد خنثی شونده (با استفاده از روش تیتراسیون)، فسفر قابل جذب (با استفاده از روش السون)، پتاسیم قابل جذب (با استفاده از روش استات آمونیوم)، کربن آلی (با استفاده از روش والکی - بلاک)، ازت کل (با استفاده از روش کج‌دال) (Alihiaei & Behbahanizadeh, 1992). رطوبت حجمی خاک (با استفاده از دستگاه رطوبت سنج، مدل 6050X<sub>1</sub>)، فشردگی خاک (با استفاده از دستگاه نفوذ سنج مخروطی مدل Eijkelkamp)، وزن مخصوص ظاهری خاک (با استفاده از سیلندرهای مخصوص نمونه‌برداری خاک)، درصد پروزیتته، درصد خاک لخت و درصد لاش‌برگ در سطح قطعه نمونه، اندازه‌گیری شد.

نرخ موجودی<sup>۲</sup> دام در هکتار به عنوان شاخصی از شدت چرا مورد استفاده قرار گرفت (Shakeri, 2012). لازم به ذکر است که جهت اطمینان از تراکم دام‌ها در هر

ایستگاه هواشناسی سینوپتیک ایلام طی یک دوره ۲۶ ساله (۱۳۶۵-۱۳۹۱) برابر ۵۶۵ میلی‌متر است که بارش‌ها بیشتر در فصل زمستان به صورت برف است. میانگین دمای حداقل و حداکثر سالیانه به ترتیب ۱۱/۵ و ۲۲/۴ درجه سانتیگراد و اقلیم منطقه بر اساس روش آمبرژه، نیمه خشک معتدل و به روش دومارتن، مدیترانه‌ای می‌باشد. منطقه دالاب جزء منطقه حفاظت شده مانشت و قلازنگ بوده و توده بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.) مهم‌ترین توده تشکیل‌دهنده این جنگل است که دارای جوامع بلوط با آشفتگی چرای دام، آتش‌سوزی و مناطق جنگلی بدون آشفتگی (حدود ۲۵ سال تحت حفاظت) است.

## ۲.۲. روش کار

در این مطالعه ابتدا مناطقی که دارای پوشش غالب بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) دست نخورده (اغلب به صورت دانه‌زاد) و مناطق مشابه دارای آشفتگی چرای دام و آتش‌سوزی (در سال ۱۳۸۸) بودند، مشخص گردید. این مناطق از لحاظ گونه‌های غالب مشابه، اما از لحاظ تعداد گونه‌های شاخص و یا نوع گونه‌های همراه با یکدیگر متفاوت بودند. واحدهای رویشی یکنواخت و همگن در هر کلاس آشفتگی به طور دقیق انتخاب و سپس در هر گروه، سطح قطعه نمونه، بر اساس روش قطعات نمونه حلزونی و منحنی سطح - گونه تعیین گردید (Asri, 2005). اندازه سطح قطعات نمونه ۱۶ × ۱۶ متر برآورد گردید. از تمامی گونه‌های موجود در داخل قطعات نمونه و حتی خارج از آن، نمونه‌برداری شده و در هر باریوم مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی، با استفاده از منابعی مثل فلور ایران (Assadi et al., 1963-2015)، درختان و درختچه‌های ایران (Mozaffarian, 2005)، فلورا ایرانیکا (Rechinger, 1963-2006)، فلور ترکیه (Davis, 1965-1985) و فلور استان ایلام

<sup>۲</sup> Stocking rate

<sup>۱</sup> Abundance - dominance

$$D_{\alpha} = \left[ \sum_{i=1}^S (p_i)^{\alpha} \right]^{1/1-\alpha} \quad \text{رابطه (۱)}$$

$$P_i = X_i / \sum_{i=1}^S X_i$$

$p_i$  هم افراد در گونه  $i$  نام نسبت به کل نمونه،  $S$  تعداد گونه و  $X_i$  فراوانی مشاهده شده برای گونه  $i$  نام  $D_{\alpha}$  تنوع گونه‌ای آلفا،  $\alpha$  پارامتر مقیاس که در واقع وزن داده شده به گونه‌های غالب است. مقادیر تنوع در برابر پارامتر مقیاس با استفاده از نرم‌افزار (Hammer, 2012) Past 2.17 رسم گردید. جهت تطابق فراوانی گونه‌های مورد مطالعه و تعداد آن‌ها با مدل‌های مختلف تنوع گونه‌ای از تست تطابق با آزمون مربع کای ( $\chi^2$ ) در نرم‌افزار Past 2.17 استفاده گردید.

### ۳. نتایج

مطالعه رستنی‌های موجود در منطقه، وجود ۱۴۷ گونه گیاه آوندی متعلق به ۱۱۳ جنس و ۳۳ تیره گیاهی را نشان داد. بیش‌ترین تعداد گونه‌ها به ترتیب متعلق به تیره‌های Asteraceae با ۲۴ گونه، Fabaceae با ۲۰ گونه و Poaceae با ۱۵ گونه بود. در بین گیاهان این منطقه تروفیت‌ها با فراوانی ۳۹/۶ درصد شکل زیستی غالب را تشکیل داده است و بعد از آن همی کریپتوفیت‌ها، ژئوفیت‌ها، کاموفیت‌ها و فانروفیت‌ها به ترتیب با فراوانی ۲۵/۷، ۱۵/۹، ۱۳/۲ و ۵/۶ درصد قرار دارند. نتایج حاصل از آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه با ۷۷ قطعه نمونه و ۱۴۷ گونه گیاهی منجر به تفکیک شش گروه اکولوژیک گردید (شکل ۱).

لازم به ذکر است که گروه‌های تفکیکی با قطعات نمونه انتخاب شده در طبقات مختلف آشفستگی و وسعت

سامان عرفی، تعداد فضولات دام‌ها در داخل میکرو پلات‌های موجود در هر قطعه نمونه نیز به عنوان معیاری از شدت چرا، مورد استفاده قرار گرفت (Kenneth *et al.*, 2003).

به منظور طبقه‌بندی قطعات نمونه در ارتباط با عوامل محیطی و تعیین گروه گونه‌های اکولوژیک از روش آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه<sup>۱</sup> استفاده گردید. نقطه توقف برای شکل‌گیری خوشه‌ها سطح سوم انتخاب گردید (Mac Nab *et al.*, 1999). برای تعیین گونه‌های شاخص در گروه‌های اکولوژیک روش (Dufrene & Legendre, 1997) و نرم‌افزار PC-ORD مورد استفاده قرار گرفت (McCune & Mefford, 1999).

همبستگی مکانی بین قطعات نمونه با استفاده از ۹ پارامتر مکانی مورد ارزیابی قرار گرفت (Shakeri, 2012). برای تعیین مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر ترکیب پوشش گیاهی، از روش انتخاب روبه جلو<sup>۲</sup> و نرم‌افزار 4.99 Canoco استفاده شد (ter Braak & Smilauer, 2012). برای مشخص کردن تأثیر گروه متغیرهای انتخاب شده بر ترکیب پوشش گیاهی از روش رسته‌بندی تطبیقی متعارفی جزئی<sup>۳</sup> و برای بررسی معنی‌داری رابطه بین ترکیب گونه‌ای و محورهای به دست آمده از متغیرهای محیطی، از آزمون جا یگشت<sup>۴</sup> مونت کارلو (Monte Carlo) استفاده شد (Shakeri, 2012).

با توجه به حساسیت متفاوت شاخص‌های تنوع به تغییرات گونه‌های فراوان و نادر، برای اطمینان بیشتر در مقایسه تنوع گونه‌ای در کلاس‌های مختلف آشفستگی، از روش رسم منحنی‌های درجه‌بندی تنوع<sup>۵</sup> با استفاده از گروه یک پارامتری شاخص‌های تنوع که در آن  $D_{\alpha}$  و  $\alpha$  عدد حقیقی است، استفاده گردید (Ejtehad *et al.*, 2002) (رابطه ۱).

۳ Partial-Canonical Correspondence Analysis

۴ Permutation

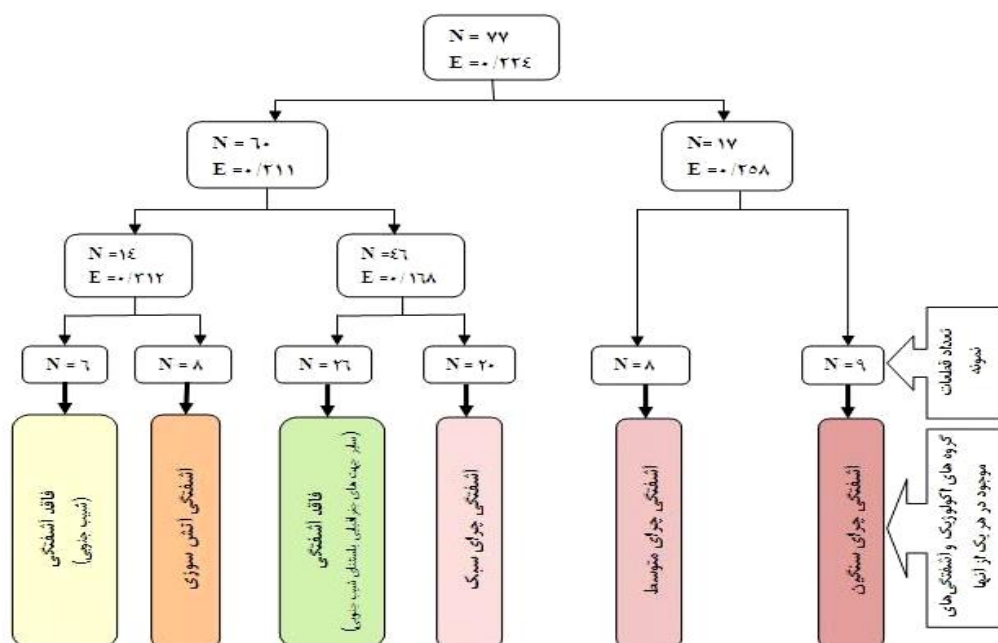
۵ Diversity ordering

۱ TWINSpan

۲ Interactive-Forward-Selection

درصد لاش برگ، رطوبت حجمی، ازت کل، درصد مواد خنثی شونده و درصد خاک لخت انتخاب شدند. از گروه "نور (L)" متغیر پوشش تاجی طبقه فوقانی به عنوان معیاری از میزان نور رسیده به کف جنگل، از گروه "توپوگرافی (T)" ارتفاع از سطح دریا و شیب و از گروه "همبستگی مکانی (SP)" نیز متغیر عرض جغرافیایی انتخاب شدند.

هر یک هماهنگ بود. انتخاب رو به جلو در رسته‌بندی کانونیک منجر به انتخاب ۱۵ متغیر از بین ۳۷ متغیر اولیه شد. متغیرهای انتخاب شده در پنج گروه خلاصه شدند. از گروه "آشفتگی (D)" شش کلاس چرای متوسط، چرای سبک، چرای بی‌رویه، آتش سوزی و بدون آشفتگی با دو خصوصیت (شیب‌های جنوبی) و (سایر جهت‌های جغرافیایی به‌استثنای شیب جنوبی)، از گروه "خاک (S)"



شکل ۱- گروه‌های اکولوژیک حاصل از آنالیز گونه‌های شاخص دو طرفه. (E) مقادیر ویژه، (N) تعداد قطعات نمونه

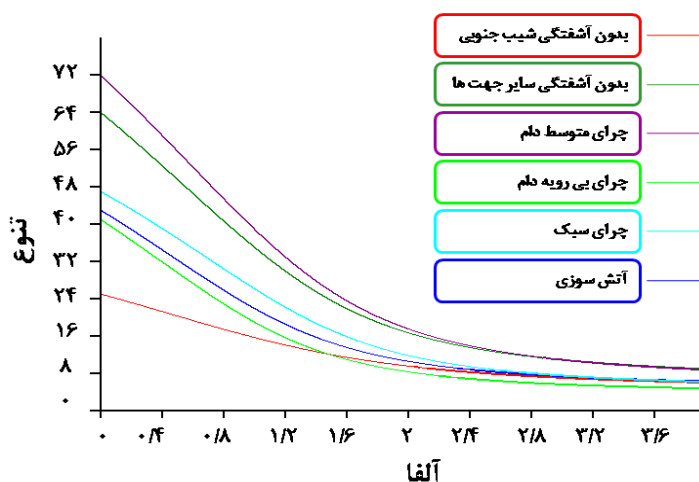
سپس اثر خالص و ناخالص هر یک از گروه متغیرهای موجود بر روی ترکیب گیاهی با استفاده از آزمون مونت کارلو با ۱۰۰۰ جایگشت تصادفی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. تأثیر خالص بیانگر تأثیر یک گروه از متغیرها بر روی ترکیب گیاهی است بدون در نظر گرفتن اثر سایر متغیرها (متغیرهای همکار)، در صورتی که اثر ناخالص بیانگر تأثیر یک گروه از متغیرها، با توجه به اثر سایر متغیرهاست (Lososová et al., 2004). تأثیر ناخالص

مقدار کل واریانس موجود در پوشش گیاهی که با استفاده از رسته‌بندی کانونیک بیان شده است، برابر ۳/۴۲۶ است. با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای انتخاب شده به عنوان متغیر محدوده‌کننده<sup>۱</sup> و در نظر گرفتن همبستگی مکانی به عنوان متغیر کنترلی، مدل فوق ۲۴/۹ درصد از کل این واریانس را بیان می‌نماید، که این مقدار با توجه به پیچیدگی‌های موجود در جوامع طبیعی، بسیار مطلوب به نظر می‌رسد (Shakeri, 2012).

<sup>۱</sup>Constraining Variable

منحنی‌های درجه‌بندی تنوع گونه‌ای در منطقه مورد مطالعه در کلاس‌های مختلف آشفستگی نشان داد که تنوع گونه‌ای در سایت دارای آشفستگی چرای متوسط بالاتر از سایر منحنی‌های تنوع گونه‌ای است، هرچند که با افزایش پارامتر  $\alpha$  (مقیاس) این منحنی با منحنی مربوط به منطقه فاقد آشفستگی تقریباً مماس شده است و به نظر می‌رسد که تفاوت معنی‌داری بین این دو کلاس آشفستگی وجود نداشته باشد (Mirdavoodi, 2013)، (شکل ۲).

برای گروه آشفستگی، خاک، توپوگرافی و پوشش گیاهی طبقات فوقانی به عنوان معیاری برای مقدار نور رسیده به کف جنگل به ترتیب برابر ۱۹/۸، ۱۲/۷، ۲/۷ و ۳/۲ درصد است. با در نظر گرفتن تمامی متغیرهای دیگر به عنوان متغیر همکار، تأثیر خالص هر کدام از گروه‌ها هنوز معنی‌دار بوده و گروه آشفستگی، توپوگرافی، خاک و پوشش گیاهی طبقات فوقانی به ترتیب با ۱۱، ۱، ۵/۲ و ۲/۲ درصد، به ترتیب بیش‌ترین میزان وار یانس را توجیه می‌نمایند.



شکل ۲- نیمرخ تنوع و مقایسه تنوع گونه‌ای در کلاس‌های مختلف آشفستگی

شد. کلاس‌های آشفستگی چرای سبک، چرای متوسط و فاقد آشفستگی فقط با مدل لوگ نرمال مطابقت داشتند و کلاس آشفستگی چرای بی‌رویه علاوه بر مدل هندسی با مدل‌های لگاریتمی، ع‌صای شکسته و لوگ نرمال نیز در مراحل بعدی تطابق داشت، جدول (۱).

توزیع فراوانی گونه‌های مورد مطالعه و برازش آن‌ها با مدل‌های تنوع گونه‌ای در کلاس‌های مختلف آشفستگی نشان داد که کلاس فاقد آشفستگی در شیب جنوبی علاوه بر سری لگاریتمی، با منحنی ع‌صای شکسته و لوگ نرمال نیز تطابق دارد. کلاس آشفستگی آتش سوزی نیز به ترتیب با مدل‌های لگاریتمی، ع‌صای شکسته و لوگ نرمال برازش

جدول ۱- ترتیب تطابق توزیع فراوانی گونه‌های مورد مطالعه با مدل‌های تنوع گونه‌ای در کلاس‌های مختلف آشفستگی

مدل‌های توزیع فراوانی								کلاس آشفستگی
ع‌صای شکسته		لوگ نرمال		لوگ سری		هندسی		
P	$\chi^2$	P	$\chi^2$	P	$\chi^2$	P	$\chi^2$	
۰/۰۹۶ <sup>۲</sup>	۲۲/۴۶	۰/۰۸۷ <sup>۳</sup>	۲/۹۲۱	۰/۱۳۱ <sup>۱*</sup>	۲۱/۲	۰/۰۰۰	۵۹/۶۴	آتش‌سوزی



۰/۰۰۰	۴۰/۳۶	۰/۱۳۹ <sup>۱</sup>	۲/۱۸۷	۰/۰۰۰	۴۴/۳۳	۰/۰۰۰	۱۲۵/۲	چرای سبک
۰/۰۰۰	۵۶/۹۱	۰/۱۲۴ <sup>۱</sup>	۲/۳۶	۰/۰۰۰	۶۶/۲۷	۰/۰۰۰	۱۶۹/۵	چرای متوسط
۰/۹۱۳ <sup>۲</sup>	۳/۳۱۵	۰/۴۶۸ <sup>۴</sup>	۰/۵۲۶	۰/۸۵ <sup>۳</sup>	۳/۲۵۴	۰/۱۲۴ <sup>۱</sup>	۱۱/۲۶	چرای شدید
۰/۲۰۶ <sup>۲</sup>	۸/۴۶	۰/۱۰۱ <sup>۳</sup>	۲/۶۸۹	۰/۱۰۱ <sup>۱</sup>	۹/۲۱	۰/۰۰۰	۲۰/۹۸	بدون آشفتگی (شیب جنوبی)
۰/۰۰۰	۹۸/۱۷	۰/۰۹۴ <sup>۱</sup>	۲/۸۰۷	۰/۰۰۰	۱۰۶/۳	۰/۰۰۰	۲۹۸/۳	بدون آشفتگی (سایر جهت‌ها)

\* اعداد نشان‌دهنده ترتیب برآزش داده‌ها با مدل‌های توزیع فراوانی می‌باشند.

#### ۴. بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به حضور ۱۴۷ تاگزون در منطقه تنگ‌دالاب، به نظر می‌رسد که این منطقه در مقایسه با جنگل داربادام (Khanhasani & Atri, 2001)، جنگل‌های یاسوج (Atri & Jafari, 2000)، جنگل‌های بلوط در منطقه حفاظت شده سفید کوه لرستان (Asri & Mehrnia, 2002) و منطقه حفاظت شده بیستون با مساحت حدود ۸۰۰۰۰ هکتار (Hamzeh'ee, 2005)، از غنای گونه‌ای بالایی برخوردار باشد. در بین گیاهان این منطقه، تروفیت‌ها با فراوانی ۳۹/۶ درصد شکل زیستی غالب را تشکیل داده‌اند، شاید بتوان گفت که در این منطقه نیز مانند سایر مناطق متعلق به ناحیه رویشی و خشک ایران - تورانی که بخش کوردوزاگرزین یا جنگل‌های زاگرس در آن قرار دارد، گونه‌های تروفیت بیشتر از سایر شکل‌های زیستی هستند (حمزه و همکاران، ۱۳۸۷ به نقل از Zohary, 1973). همی کریپتوفیت‌ها با فراوانی ۲۵/۷ درصد بعد از تروفیت‌ها قرار گرفته‌اند، که این امر نشان‌دهنده سرد و کوهستانی بودن منطقه است (Archibold, 1995). از نظر کوروتیپ، با توجه به اینکه ۷۰ درصد از گیاهان شناسایی شده متعلق به عناصر رویشی ایران - تورانی هستند، می‌توان گفت که این منطقه جزء ناحیه رویشی ایران - تورانی است (Vaseghi et al., 2008).

آشفتگی‌های موجود در منطقه نیز با بیان ۱۱ درصد از تغییرات موجود در پوشش گیاهی، اثر زیادی بر تغییرات ترکیب گیاهی دارد. از گروه آشفتگی، چرای دام در سه کلاس، فاقد آشفتگی در دو کلاس (شیب جنوبی با تاج

پوشش فوقانی و رطوبت کمتر به عنوان یک گروه و سایر جهت‌ها در گروه دیگر قرار گرفتند (Basiri & Karami, 2006)، و آتش‌سوزی به عنوان متغیرهای تأثیرگذار در رسته‌بندی کانونیک انتخاب شدند. چرای دام در شدت‌های متفاوت تأثیر زیادی بر روی ترکیب گونه‌ای در جوامع بلوط داشته است، زیرا دام‌ها از یک طرف با تغذیه از پوشش گیاهی، سر شاخه‌ها و نونهال‌های گونه‌های درختی، باعث کاهش و در نهایت حذف آن‌ها شده و از طرف دیگر باعث کاهش لاش‌برگ و افزایش درصد خاک لخت، کوبیدگی و فشردگی خاک و در نتیجه کاهش نفوذ آب در خاک می‌شود، که نقش بسیار مهمی در عدم جوانه زنی و استقرار پوشش گیاهی ایفا می‌نماید، این یافته‌ها با نتایج به دست آمده توسط محققینی مثل Vandenberghe و همکاران (۲۰۰۷)؛ Wassie و همکاران (۲۰۰۹)، Carcey Hincz و Irma (۲۰۱۱) مطابقت دارد. چرای دام باعث حذف گونه‌های خوش‌خوراک و حساس به چرا (Bouahim et al., 2010; Lempesi et al., 2013) مثل *Vicia sativa*, *Trifolium physodes*, *Lens cyanea*, *Lathyrus inconspicua* و افزایش استقرار گونه‌های غیر خوش‌خوراک (Lempesi et al., 2013) همچون *Stellaria media*, *Rhagadiolus congulosus*, *Picnomon acarne*, *Euphorbia macroclada*, *Bromus tectorum*, *Valerianella vesicaria*, *Rocheli dispernum*, *Holesteum umbellatum*, *Ceratocephalus falcatus* و *Erodium cicutarium*, *Valerianella dactylophylosa*

*Turgenia latifolia*، گردیده است. این گونه‌ها با توجه به تعریف Simberloff و Rejmanek (۲۰۱۱) از گونه های مهاجم، فراوانی حضور آنها در رویشگاه‌های تحت تأثیر آشفستگی و همچنین منابع موجود، به عنوان مهاجم شناخته شدند (Mozaffarian, 2009; Grime et al., 2007)، زیرا از آشفستگی‌های ایجاد شده در جنگل‌های بلوط بهره برده و جمعیت خود را به سرعت افزایش داده‌اند و می‌توانند ترکیب اجتماعات گیاهی را تغییر دهند. آتش‌سوزی به وجود آمده نیز شرایط بسیار مطلوبی برای استقرار گونه‌های نور پسند، خشبی و تیغ‌دار و فرصت طلب (Keeley et al., 2003)، نظیر *Bromus tectorum*، *Boissiera squarrosa*، *Onopordon carduchorum*، *Taeniatherum crinitum* و *Cirsium spectabile*، *Carduus pycnocephalus* و *Gundelia tournefortii* را فراهم می‌نماید. این امر به دلیل تغییر در منابع قابل دسترس (افزایش میزان نور و در نتیجه گرم شدن خاک و افزایش سرعت تجزیه مواد) و ایجاد فضای مناسب (در اثر از بین بردن بیوماس و لاشبرگ کف جنگل) در اثر آتش‌سوزی است (Davis et al., 2000; Knap & Seastedt, 1986).

نیمرخ تنوع و مقایسه تنوع گونه‌ای در کلاسه‌های مختلف آشفستگی نیز نشان داد که منحنی تنوع گونه‌ای آشفستگی چرای بی‌رویه دام نسبت به سایر منحنی‌ها در رتبه پایین‌تری قرار داشته و تنوع گونه‌ای آن از سایر کلاس‌های آشفستگی کمتر است، این یافته در راستای نتایج به دست آمده توسط Zida و همکاران (۲۰۰۷) می‌باشد. در واقع در کلاس آشفستگی چرای شدید دام، تعداد کمی از گونه‌ها در اشکوب زیرین جنگل (اغلب گونه‌های مهاجمی مثل *Bromus tectorum*، *Picnomon acarne*، *Euphorbia macroclada*)، از فراوانی بالایی برخوردار هستند، این یافته منطبق بر نظر محققینی مثل Wittaker (1965) است. همچنین نیمرخ تنوع گونه‌ای کلاس آشفستگی چرای متوسط دام از سایر

منحنی‌های مربوط به کلاس‌های مختلف آشفستگی بالاتر قرار گرفت، با توجه به نتایج حاصل از تطابق فراوانی گونه‌های گیاهی با مدل‌های مورد انتظار می‌توان چنین استنباط کرد که کلاس آشفستگی چرای بی‌رویه دام در ابتدا با مدل هندسی تطابق یافته است به طوری که یک حرکت از این مدل به سمت لوگ نرمال مشاهده می‌شود و این فرض را که جوامع تحت تأثیر آشفستگی و تخریب، یک تغییر از لوگ نرمال (تخریب کمتر) به سوی دو مدل لگاریتمی و هندسی (محیط‌های تحت استرس و فشار ناشی از آشفستگی‌های شدید طبیعی و انسانی و تخریب بیشتر) به وجود می‌آید، را حمایت می‌کند (Zahedipour, 1997)، در این جوامع تنوع گونه‌ای پایین و غیریکنواختی بالا بوده و تعداد اندکی از گونه‌ها (بیشتر گونه‌های مهاجم) غالبند و قسمت بزرگی از آشیان اکولوژیکی را اشغال کرده‌اند و بقیه گونه‌ها فراوانی کمی دارند (Wittaker, 1956). تطابق کلاس آشفستگی آتش‌سوزی با سری لگاریتمی نیز بیان‌کننده نابالغ بودن این جوامع است که این موضوع با توجه به شروع توالی ثانویه در این قسمت، منطقی بوده و این فرضیه را تأیید می‌نماید (Gray, 1987). در صورتی که سایت فاقد آشفستگی فقط مدل لوگ نرمال بر آن حاکم است. در این جوامع تعداد گونه‌ها با فراوانی متوسط بسیار زیاد بوده و گونه‌های اندکی وجود دارند که فراوانی آن‌ها خیلی زیاد و یا بسیار اندک باشد، به عبارتی پراکنش داده‌ها از توزیع نرمال پیروی می‌کند. این مدل نشانگر جوامع بالغ با غنا و تنوع گونه‌ای بالا است (Zahedipour, 1997)، این جوامع تغییرات شرایط محیط را بهتر تحمل کرده و حساسیت کمتری نسبت به تهدید به وسیله گونه‌های مهاجم را دارند (Levine & D'Antonio, 1999).

نتایج به دست آمده از این تحقیق، می‌تواند این فرض را که مدل‌های هندسی و لگاریتمی بیانگر محیط‌های تحت فشار و آشفستگی است را تأیید نماید (Ejtehad et al., 2002). بنابراین چنانچه آشفستگی‌های

سال بذر دهی فراوان این گونه) در طرح‌های مدیریتی بایستی مد نظر قرار گیرد. امری که علی‌رغم لحاظ در طرح‌های جنگلداری و مرتع‌داری متأسفانه تحقق نیافته است.

## ۵. تقدیر و تشکر

از جناب آقای دکتر حمید اجتهادی استاد دانشگاه فردوسی مشهد، که در نهایت صمیمیت، نرم افزار Past 2.17 را در اختیار اینجانب قرار دادند، سپاسگزاری می‌نمایم.

چرای دام و آتش‌سوزی در این جوامع ادا مه یا بد و گونه‌های مهاجم با شدت‌های مختلف جایگزین گونه‌های شاخص جوامع در حالت طبیعی شوند، روند توالی جنگل‌های بلوط این منطقه به سمت قهقرایی خواهند رفت. این موضوع یک پسرفت اکولوژیکی و تخریب بلندمدت بوده و اثرات نامطلوبی بر اکوسیستم منطقه خواهد گذاشت، و در تضاد با فلسفه توسعه پایدار است. لذا مدیریت صحیح دام در جنگل‌های غرب ایران (تناسب دام ورودی به جنگل با ظرفیت پذیرش دام در منطقه، رعایت فصل چرای دام، اجرای سیستم چرای تناوبی به منظور استقرار نونهال‌های طبیعی بلوط به خصوص در

## References

- Aliehiaei, M., Behbahanzadeh, A.A., 1992. Chemical soil analysis procedure. Soil and water research institute. Technical report number: 893,129 p. [Persian].
- Archibold, O.W., 1995. Ecology of world vegetation. Chapman and Hall Inc, London: 5.9 p.
- Arekhi, S., Heydari, M., Pourbabaei, H., 2010. Vegetation-environmental relationships and ecological species groups of the Ilam oak forest landscape, Iran. *Caspian J.Env. Sci.* 8(2): 115-125.
- Asri, Y., 2005. Ecology of vegetation. Payam Noor University Publisher, Iran, 209 p. [Persian].
- Asri, Y., Mehrnia, M. 2002. A phytosociological study of central part of sefid- kuh protected area. *Iranian journal of Natural research*, 54(4): 423- 443.
- Assadi, M., Maassoumi, A.A., Khatamsaz, M., Mozaffarian, V., 1963- 2015. Flora of Iran, nos. 1-85. Research Institute of Forests and Rangelands Press. [Persian].
- Atri, M., Jafari, E. 2001. Investigation of ecology and phytosociology in northeastern Yasouj. The final report of the research project, Forest and Rangeland Research Institute, 61 p.
- Basiri, R., Karami, P., 2006. The use of diversity indices to assess the plant diversity in Marivan, Chenareh forests. *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources* 13(5), 163-172. [Persian].
- Bauahim, S. L., Rhazi, B. Amami, N., M. Sahib, A. Rhazi, Waterkeyn, A. Zouahri, F. Mesleard, S.D. Muller, and P. Grillas. 2010. Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pools (western Morocco). *Comptes Rendus Biologies* 333, 670- 679.
- Biaou, S. H., Sterck, Ir. F. J., Holmgren, M., 2009. Tree recruitment in West African dry woodlands. The interactive effects of climate, soil, fire and grazing. PhD thesis, Wageningen University, The Netherlands. 182 p.
- Davis, P. H. (ed.) 1965- 1985. Flora of Turkey, Vols. 1-9. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Davis, M.A., Grime, J. P., Thompson, k., 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invisibility. *J. Ecol.* 88:528-534.
- Dufrene, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345- 366.

- Ejtehadi, A., Akkafi, H., Ghorshi Alhoseini, J., 2002. Comparison of numerical indicators of diversity at two sites with different grazing management. *Iranian Journal of Biology* 13(4), 49-58. [Persian].
- Godefroid, S., Koedam, N., 2004. Interspecific variation in Soil compaction sensitivity among forest floor species. *Biological Conservation* 119, 207- 217.
- Gray, J.S., 1987. Species-Abundance patterns, Organization of communities, past and present (eds Gee, J.H.R., and P.S. Giller, Blackwell Scientific, Oxford. pp. 53-67.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R., 2007. *Comparative Plant Ecology a functional approach to common British species*. Castlepoint Press, Dalbeattie. 752 p.
- Hammer, Ø., 2012. PAleontological STatistics version 2.17. Natural History Museum, University of Oslo.
- Hamzeh'ee, B. 2005. Phytosociological study of Bisotun protected area. The final report of the research project, No. 3734. Forest and Rangeland Research Institute, 94 p.
- Hamzeh'ee, B., Khanhasani, M., Khodakarami, Y., Nemati, P.M. 2008. Floristic and phytosociological study of Chaharzebar forests in Kermanshah. *Iranian Journal of Forest and Poplar* 16(2) 211-229. [Persian].
- Heydari, M., Mahdavi, A., 2009. The survey of plant species diversity and richness between ecological species groups (Zagros ecosystem, Ilam). *J. Appl. Sci.* 9(4), 745-751. [Persian].
- Heydari, M., Poorbabaee, H., Rostami, T., Begim Faghir, M., Salehi, A., Ostad Hashmei, R., 2013. Plant species in Oak (*Quercus brantii* Lindl.) understory and their relationship with physical and chemical properties of soil in different altitude classes in the Arghvan valley protected area, Iran. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 11(1), 97-110. [Persian].
- Hill, J.K., Hamer, K.C. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 32:754-760.
- Hughes, A. R., and J. E. Byrnes. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecology Letters* 10, 849-864.
- Keeley, J.E., D. Lubin, and C.J. Fortheringham. 2003. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the Southern Sierra Nevada. *Ecological Application* 13(5), 1355- 1374.
- Kenneth, W.T., R.A. Edward, K.M. Neil, R.G. Melvin, 2003. Spatial and temporal patterns of cattle feces deposition on rangeland. *Journal of Range Management* 56, 432-438.
- Khanhasani, M., Atri, M. 2001. Phytosociology of Darbadam Forest (in: Fatahi, M., 2001). *Management of Zagros forests (Kermanshah Darbadam forests)*, Volume I: Basic studies. Institute of Forestry and Rangeland Research, 240, 170-125.
- Knap, A.K., Seastedt, T.R., 1986. Detritus accumulation limits productivity of tallgrass prairie. *BioScience* 36, 662-668.
- Kyriazopoulos, A.P., Abraham, E.M., Parissi, Z.M., Korakis G. and Abas, Z., 2010. Floristic diversity of an open coppice oak forest as affected by grazing. *Options Méditerranéennes*, 92:247- 250.
- Łaska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology* 157, 77-99.
- Lempesi, A., Kyriazopoulos, A.P., Orfanoudakis, M., Korakis, G. 2013. Soil Properties and Plant Community Changes along a Goat Grazing Intensity Gradient in an Open Canopy Oak Forest. *Not Bot Horti Agrobo*, 41(2), 567-575.
- Levine, J.M., and C.M. D'Antonio, 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. *Oikos* 87, 15-26.
- Lososová, Z., Chytrý, Š., Cimalová, Z., Kropáč, Z., Otýpková, P., Pyšek, and L. Tichý. 2004. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science* 15, 414-422.
- MacNab, W.H., Browning, S.A., Simon, S.A. and Fouts, P.E. 1999. An unconventional approach to ecosystem unit classification in western north Carolina, USA. *Forest ecology and management* 114, 405-420.
- Magurran, A.E. 2007. Species abundance distributions over time. *Ecol. Lett.*, 10, 347-354.
- McCune, B., and M. J. Mefford. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*, version 4.17, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Chapman and Hall. London. 524 p.
- Mirdavoodi, H., 2013. Effects of disturbance on plants diversity and invasive species in *Quercus brantii* communities in Zagros forests, west of Iran (Case study: Dalab forest, Ilam). Ph.D Thesis, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran. 116 p.[Persian].
- Mirzaei, J., Karami, A., 2015. Plant diversity and richness in relation to environmental gradient in Zagros ecosystems, West of Iran. *Journal of Rangeland Science* 5(4), 294- 302.
- Mohadjer, M.R., 2012. Silviculture. University of Tehran Press, Tehran. 418 p. [Persian].
- Mozaffarian, V., 2005. Trees and shrubs of Iran. Farhang Press, Tehran. 1003p. [Persian].
- Mozaffarian, V., 2009. Flora of Ilam. Farhang Press.Tehran. 700p. [Persian].
- Naaf, T., and M.Wulf. 2007. Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gap. *Forest Ecology and Management* 244,141-149.
- Nummelin, m., 1998. Log-normal distribution of species abundances is not a universal indicator of rain forest disturbance. *Journal of Applied Ecology* 35,454-457.
- Pourbabaei, H., Heydari, M., Najafifar, A., 2010. The relationship between plant diversity and physiographic factors in Ghalarang protected area. *Ecol Environ Conserv* 16(4),1-7.
- Pourreza, M., Safari, H., Khodakarami, Y., Mashayekhi, S.h., 2009. Preliminary results of post fire resprouting of manna oak (*Quercus brantii* L.) in the Zagros forests, Kermanshah. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research* 17, 225–236. [Persian].
- Pourreza, M., Hosseini, S.M., Safari Sinemani, A.A., Matiniazadeh, M., Alavai, S.J., 2014. Herbaceous species diversity in relation to fire severity in Zagros oak forests, Iran. *J. For. Res.* 25(1), 113–120.
- Rechinger, K. H. (ed.) 1963- 2006. Flora Iranica. nos. 1-176. Akademische Druk-u. Verlagsanstalt. Graz.
- Rodríguez-Calcerrada, J., S. Mutke, J. Alonso L. Gil, J. A. Pardos, and I. Aranda. 2008. Influence of overstory density on understory light, soil moisture, and survival of two underplanted oak species in a Mediterranean montane Scots pine forest. *Forest systems* 17(1), 31-38.
- Royo, A.A., R., Collins, M.B. Adams, C., Kirschbaum, and W.W. Carson. 2010. Pervasive interactions between ungulate browsers and disturbance regimes promote temperate forest herbaceous diversity. *Ecology* 91(1), 93- 105.
- Saint-Laurent, D., Gervais-Beaulac, V., Paradis, R., Arsenault-Boucher, L., Demers, S. 2017. Distribution of Soil Organic Carbon in Riparian Forest Soils Affected by Frequent Floods (Southern Québec, Canada), *Forests*, 8(124): 1-15.
- Schulte, L.A., Mitchell, R.J., Hunter Jr., M.L., Franklin, J.F., McIntyre, R.K., alik, B.J., 2006. Evaluating the conceptual tools for forest biodiversity conservation and their implementation in the U.S. *Forest Ecology and Management* 232, 1-11.
- Shakeri, Z. 2012. Invasive Plants Following Disturbances in *Fagus orientalis* Communities in the Caspian Forests, North of Iran, Ph.D Thesis, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran. 105 p. [Persian].
- Simberloff, D., Rejmanek, M., 2011. Encyclopoedia of biological invasions. University of California Press, Los Angeles. 792 p.
- Spasojevic, M.J., R.J. Aicher, G.R. Koch, E.S. Marquardt, and N. Mirotchnick. 2010. Fire and grazing in mesic tallgrass prairie: impacts on plant species and functional traits. *Ecology* 91(6), 1651-1659.
- Takhtajan, M., 1986. Floristic regions of the world. University of California Press, Berkeley. 522 p.
- ter Braak, C.J.F., and P. Smilauer. 2012. Canoco5, Software for multivariate data exploration, Trial version.
- Tokeshi, M., 1993. Species abundance patterns and community structure. *Advances in Ecological Research* 24,111-186.
- Valipour, A., Plieninger, T., Shakeri, Z., Ghazanfari, H., Namiranian, M., Lexer, M.J., 2014. Traditional silvopastoral management and its effects on forest stand structure in northern Zagros, Iran. *For Ecol Mana.* 327,221–230
- Vaseghi, P., Ejtehadi, H., Zokaii, M. 2008. Floristic studies, life form and chorology of plants in Kalat highlands of Gonabad, Khorasan Razavi Province, East of Iran. *Journal of Tarbiat Moallem University*, 8(1):75-88.
- Wittaker, R.H., 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 26, 1-80.

Zahedipour, H., 1997. The Investigation of Diversity in Three Grazing Treatments via Models. *Journal of Pajouhesh and Sazandegi* 33, 71-77. [Persian].

Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Oden, P.C., 2007. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *Forest Ecology and Management* 243, 102-115.

Zobeiri, M. 2007. *Forest biometry*. Faculty of natural resources, university of Tehran, Iran. 405 p. [Persian].

