مجله علمی‌پژوهشی مهندسی اکوسیستم بیابان
سال پنجم، شماره دهم، بهار ۱۳۹۵، صفحه ۲۳ـ۳۲

شکست تصادفی آشیان اکولوژیک گونه‌های گیاهی مراتع در اثر چرای حیوانات (مطالعهٔ موردی: شهرستان بروجن، استان چهارمحال بختیاری)

علی محمدیان[۱،۲]، پژمان طهماسبی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۱۰/۱۹ **تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۲/۱۲**

چکیده

فراوانی نسبی گونه‌ها ارتباط نزدیکی با وسعت اشغال آشیان اکولوژیکی آن‌ها دارد و هر چقدر وسعت اشغال آشیان اکولوژیک یک گونه بر روی منابع غذایی بیشتر باشد، فراوانی نسبی بیشتری را در مقایسه با سایر گونه‌ها به خود اختصاص می‌دهد. فراوانی نسبی یک گونه می‌تواند انعکاس‌دهندهٔ موفقیت آن گونه برای رقابت در تسخیر منابع محدودکنندهٔ غذایی باشد و گونه‌هایی با فراوانی بیشتر قدرت رقابتی بیشتری برای استقرار داشته و گونه‌هایی که فراوانی نسبی کمتری دارند، قدرت کمتری برای تسخیر منابع غذایی دارند. مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک (مدل چیرگی پیش‌دست، شکست تصادفی، شکست تصادفی توانی، شکست مک آرتور، مدال زوال چیرگی، جورسازی تصادفی) بر این اساس استوارند که فراوانی گونه‌ها، نسبتی از منابع (آشیان اکولوژیک) است که یک گونه با ورود به آن جامعه به خود اختصاص می‌دهد. هدف از این تحقیق، به‌کارگیری مدل‌های فراوانی گونه‌ای مبتنی بر تقسیم آشیان اکولوژیک در مناطق با مدیریت متفاوت چرا در مراتع شهرستان بروجن استان چهارمحال بختیاری است. بدین منظور ابتدا در منطقهٔ مورد نظر سه عرصه که از نظر عوامل اقلیمی و ادافیکی یکسان ولی از نظر مدیریت چرای حیوانات (چرای آزاد، قرق کوتاه‌مدت و قرق بلندمدت) متفاوت بوده، انتخاب و داده‌های مربوط به پوشش در هر عرصه در امتداد ۴ ترانسکت به طول ۱۰۰ متر با استفاده از ۴۰ پلات یک مترمربعی به روش سیستماتیک تصادفی برداشت شد. نتایج نشان می‌دهد که مدل توزیع فراوانی گونه‌های گیاهی عرصه‌های چرای آزاد و کوتاه‌مدت از مدل شکست تصادفی و قرق بلندمدت از مدل شکست توانی پیروی می‌کنند. تطابق مدل الگوی فراوانی گونه‌ای عرصهٔ چرای آزاد و قرق کوتاه‌مدت با مدل شکست تصادفی نشان‌دهندهٔ غیریکنواختی و تنوع کمتر این عرصه‌ها ناشی از اثرات مخرب چرای حیوانات در مقایسه با قرق بلندمدت است.

کلمات کلیدی: آشیان اکولوژیک، چرای آزاد، شکست تصادفی توانی، قرق.

---

۱. دانشجوی دکتری علوم مرتع دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه شهر کرد/ Email: Mohammadian53@yahoo.com
۲. محقق مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی جهاد کشاورزی استان لرستان
۳. دانشیار و عضو هیئت علمی دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه شهر کرد

مقدمه

آشیان اکولوژیک در واقع محدوده‌ای از یک یا چند عامل محیطی است که رشد، تکثیر و بقای یک موجود زنده در آن امکان‌پذیر می‌باشد. آشیان اکولوژیک نه فقط محل زندگی موجود، بلکه نقش عملی موجود در جامعه را در رابطه با سایر عوامل مشخص می‌کند. به‌طور کلی می‌توان آشیان اکولوژیک را برحسب تعداد عوامل (یک‌بعدی و چندبعدی) و وجود رقابت در آن‌ها (آشیان اکولوژیک بالفعل و بالقوه) تقسیم‌بندی کرد. فراوانی نسبی گونه‌ها ارتباط نزدیکی با وسعت اشغال آشیان اکولوژیکی آن‌ها دارد و هر چقدر وسعت اشغال آشیان اکولوژیک یک گونه بر روی منابع غذایی بیشتر باشد، فراوانی نسبی بیشتری را در مقایسه با سایر گونه‌ها به خود اختصاص می‌دهد. فراوانی نسبی یک گونه می‌تواند انعکاس‌دهندهٔ موفقیت آن گونه برای رقابت در تسخیر منابع محدودکنندهٔ غذایی باشد و گونه‌های با فراوانی بیشتر قدرت رقابتی بیشتری برای استقرار داشته و گونه‌هایی که فراوانی نسبی کمتری دارند، قدرت کمتری برای تسخیر منابع غذایی دارند (لی‌بولد[1]، ۲۰۰۳). چرا یکی از آشفتگی‌های طبیعی است که در اکثر اکوسیستم‌ها وجود دارد و در اکثر موارد از آن به‌عنوان ابزاری برای مدیریت پوشش گیاهی استفاده می‌شود (والیس دی وریس[2] و همکاران، ۱۹۹۸). چرای حیوانات آثار مختلفی بر پوشش گیاهی دارد، برای مثال براساس فرضیهٔ آشفتگی متوسط[3]، شدت چرای متوسط در اکوسیستم‌های غنی به‌دلیل کاهش رقابت بین گونه‌های گیاهی موجب افزایش تنوع می‌گردد (کونل[4]، ۱۹۷۸؛ گریمی[5]، ۱۹۷۳). حال‌آنکه شدت چرای بالا خود عاملی مؤثر بر کاهش تنوع است (عرفان‌زاده و همکاران، ۲۰۱۵). بنابراین می‌توان گفت شدت چرای کم به‌دلیل کاهش رقابت بین گونه‌ها می‌تواند با ایجاد فضای خالی در آشیان اکولوژیک یک جامعه تعداد گونه‌های آن جامعه را افزایش و باعث افزایش تنوع و توزیع یکنواخت‌تر فضای آشیان تقسیم‌شده بین گونه‌ها شود. از طرفی دیگر در شدت‌های بالای چرای دام، به‌علت حذف گونه‌ها به‌ویژه گونه‌های خوش‌خوراک و ایجاد فضاهای خالی بزرگ در سطح اکوسیستم‌های مرتعی، باعث می‌گردد تا این فضاها توسط گونه‌های رقابت‌کنندهٔ قوی[6] اشغال شود و علاوه بر کاهش تنوع، جامعه به سمت غیریکنواخت‌تر شدن الگوی پراکنش گونه حرکت کنند. بنابراین چرای دام باید به‌عنوان یک عامل مهم اثرگذار در الگوی پراکنش گونه‌های گیاهی در یک محیط مورد بررسی قرار گیرد.

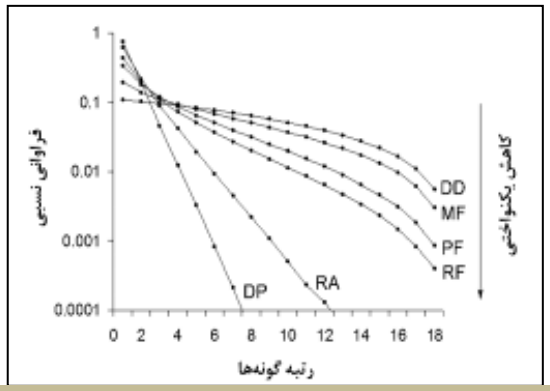
تحت تأثیر مدیریت‌های متفاوت در مرتع گونه‌های موجود، نوع خاصی از الگوی توزیع فراونی را برمی‌گزینند. در واقع زمانی که فراوانی نسبی گونه‌ها با یکدیگر مقایسه شوند، می‌توان به تعداد گونه‌های چیره و نادر جامعه پی برد. مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای می‌توانند به محققان در مقایسهٔ جوامع مختلف کمک شایان توجهی داشته باشند. در واقع از طریق توابع توزیع فراوانی و پارامترهای آن می‌توان خصوصیات مهمی از تنوع زیستی مانند غنای گونه‌ای و یکنواختی، همچنین وسعت اشغال آشیان اکولوژیک گونه‌ها را استخراج کرد و با مقایسهٔ کمی بین جوامع به اختلافات معنی‌دار آماری آن‌ها پی برد. امروزه شناخت الگوی توزیع فراوانی گونه‌ها در یک جامعه در مطالعات پوشش گیاهی و ارزیابی زیست‌محیطی، به‌عنوان یکی از شاخص‌های مهم و سریع در تعیین وضعیت اکوسیستم، ناشی از مدیریت‌های مختلف استفاده می‌شود و از طریق آن می‌توان دینامیک جامعهٔ گیاهی در محیط را بررسی و توصیه‌های مدیریتی لازم را ارائه کرد (پاولو[7]، ۲۰۰۷). بنابراین شناخت الگوی توزیع فراوانی گونه‌ها در یک جامعه در مدیریت هرچه بهتر عرصه‌های منابع طبیعی جهت اتخاذ تصمیمات مدیریتی کمک شایانی خواهد نمود. یکی از مهم‌ترین فشارهای مخرب محیطی بر مراتع که موجب کاهش تنوع و از بین رفتن عناصر گیاهی حساس می‌شود، چرای بی‌رویهٔ دام است که باعث تغییر در فراوانی گونه‌های کلید و ضروری که ضامن بقا، پایداری و کارکرد اکوسیستم‌های مرتعی هستند می‌گردد (تسیما[8]، ۲۰۱۱). مطالعهٔ توزیع فراوانی نسبی گونه‌ها پایه و اساس مطالعهٔ تنوع زیستی و مهم‌ترین جزء آن است (تاکشی[9]، ۱۹۹۰). در چند دههٔ گذشته، مدل‌های زیادی برای درک بهتر توزیع فراوانی گونه‌ها

1. Leibold
2. Wallis de Vries
3. Intermediate disturbance hypothesis
4. Connell
5. Grime
6. Competitor
7. Pavlu
8. Tessema
9. Tokeshi

ارائه شد. به‌طور کلی مدل‌های توزیع فراوانی گونه‌ای را می‌توان به دو گروه مدل‌های آماری محض و مدل‌های بیولوژیکی تقسیم نمود.

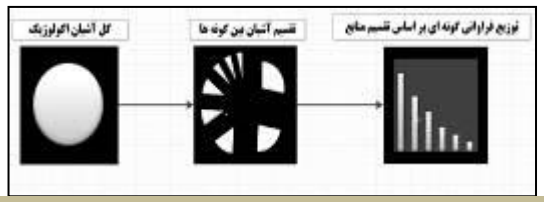
برخی از این مدل‌ها عبارت‌اند از: سری لگاریتمی، لوگ نرمال، مدل‌های مبتنی بر فرایند شاخه‌زایی، مدل‌های پویایی جمعیت، مدل‌های توزیع مکانی افراد و مدل‌های تفکیک آشیان اکولوژیک. بر این اساس مدل‌های سری لگاریتمی و لوگ نرمال جزء مدل‌های آماری محض و سایر مدل‌ها جزء مدل‌های بیولوژیک محسوب می‌شوند. در مدل های آماری هیچ‌گونه پیش‌فرضی در ارتباط با روابط متقابل بین گونه‌ها در تحلیل فراوانی آن‌ها وجود ندارد و تنها براساس یک سری پارامترهای مشخص توزیع فراونی گونه‌ای تعیین می‌شود. به عبارتی هر طبقه از توزیع همیشه دارای تعداد مشخصی و ثابتی گونه است. اما در مدل‌های بیولوژیک برای جوامع مختلف تخمین‌های متفاوتی برای طبقات یکسان وجود دارد. بر همین اساس مدل‌های بیولوژیک دارای تطابق بیشتری با واقعیت می‌باشند (ماگوران[1]، ۲۰۰۴). اکولوژیست‌ها به دنبال شرح چرایی تفاوت در توزیع فراوانی گونه‌ها هستند.

مدل‌های بیولوژیک فرض را بر رابطهٔ بین میزان آشیان اکولوژیک و فراوانی گونه‌ها گذاشته و به تخمین فراوانی گونه‌ها می‌پردازند. مدل‌های بیولوژیکی همچنین نقش روابط متقابل گونه‌ها و نحوهٔ توزیع فراوانی بین گونه‌ها در یک جامعه را مد نظر قرار می‌دهند. ازجمله این مدل‌ها می‌توان به مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک[2] که توسط تاکشی (۱۹۹۰، ۱۹۹۳، ۱۹۹۶) ارائه و توسعه توسعه یافت اشاره نمود که عبارت‌اند از: مدل چیرگی پیش‌دست[3]، پیش‌دست[3]، شکست تصادفی[4]، شکست تصادفی توانی[5]، شکست مک آرتور[6]، مدال زوال چیرگی[7]، جورسازی تصادفی[8] (شکل ۱).



شکل (۱): مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک: DP: چیرگی پیش‌دست، RA: جورسازی تصادفی، RF: شکست تصادفی، PF: شکست توانی، MF: شکست مک‌آرتور و DD: زوال چیرگی(Ferreira, 2007)

مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک به‌دلیل ارائهٔ یک مفهوم و چارچوب جامع برای مطالعهٔ الگوهای فراوانی گونه‌ها در جوامع مختلف ایجاد و توسعه یافته است (تاکشی و اشمید[9]، ۲۰۰۲). این مدل‌ها بر این اساس استوارند که با ورود یک گونهٔ جدید فضای آشیان اکولوژیک به‌طور تصادفی تقسیم و شکسته می‌شود. اختلاف مدل‌ها در نحوهٔ انتخاب قطعات برای تقسیم‌شدن است. بنابراین این مدل‌ها طیف وسیعی از توزیع فراوانی از یکنواخت تا غیریکنواخت را تخمین می‌زنند شکل (۲) (تاکشی، ۱۹۹۹).



شکل (۲): نحوهٔ شکست آشیان اکولوژیک وتقسیم آن بین چند گونه: بر این اساس منابع غذایی بین گونه‌های با آشیان اکولوژیک با اندازه‌های مختلف تقسیم شده در نهایت به شکل توزیع فراوانی گونه‌ای نمایش داده می‌شود.

بررسی‌های انجام‌شده نشان داد که در تحقیقات داخل کشور فقط به بررسی مدل‌های آماری توزیع فراوانی گونه‌ای پرداخته شده و درخصوص کاربرد مدل‌های بیولوژیکی مطالعه‌ای انجام نگرفته است. در این خصوص می‌توان به مطالعات انجام‌شده (معتمدی، ۲۰۱۱؛ عادل و همکاران، ۲۰۱۴؛ محمودی، ۲۰۰۷؛ عکافی و اجتهادی، ۲۰۰۸؛ قهساره اردستانی و همکاران، ۲۰۱۰) اشاره کرد. ازجمله مطالعات انجام‌شده در خارج کشور نیز می‌توان

1. Magurran
2. Niche apportionmen
3. Dominance pre-emption
4. Random fraction
5. Power fraction
6. Mcarthure fraction
7. Dominance decay
8. Random assortment
9. Tokeshi&Schmid

به آگلند[1] و همکاران (۲۰۰۷)، پرستون[2] (۱۹۶۲)، مای[3] (۱۹۷۵)، فیشر[4] و همکاران (۱۹۴۳) و بولمر[5] (۱۹۷۴) اشاره نمود که از مدل‌های توزیع آماری در تحقیقات خود بهره گرفته‌اند. در اینجا درخصوص مدل‌های آشیان اکولوژیک تاکشی به اختصار توضیحاتی ذکر می‌شود.

مدل زوال چیرگی (DD): در این مدل همیشه آشیان بزرگ‌تر برای تقسیم و شکسته‌شدن انتخاب می‌شود و اندازهٔ قطعات حاصل از تقسیم به‌طور تصادفی انتخاب می‌شود.

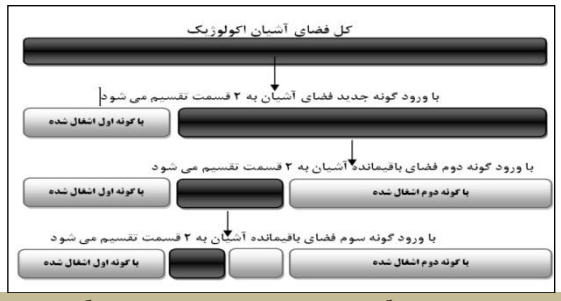
مدل جورسازی تصادفی (RA): در شرایطی طبیعی مشاهده می‌شود که فراوانی گونه‌ها مستقل از یکدیگر بوده و در واقع ارتباطی میان تقسیم آشیان اکولوژیک گونه‌ها و فراوانی آن‌ها وجود ندارد. به عبارت دیگر توزیع فراوانی گونه‌ها از رقابت بین گونه‌ای تأثیر نمی‌پذیرد. این مدل شبیه مدل سری هندسی است که در آن توان (k) برابر ۰/۵ است.

مدل شکست مک‌آرتور (MF): احتمال شکست آشیان‌های با اندازهٔ بزرگ‌تر، بیشتر است و با ورود گونهٔ جدید به سیستم که طی فرایند گونه‌زایی و تهاجم صورت می‌گیرد، آشیان اکولوژیک گونه‌های با فراوانی بیشتر مورد تهاجم قرار می‌گیرد و شکسته و تقسیم می‌شود، بنابراین این مدل توزیع فراوانی گونه‌ای را یکنواخت تخمین می‌زند.

مدل شکست تصادفی توانی (PF): برخلاف سایر مدل‌های تقسیم آشیان اکولوژیک که برای جوامع کوچک کارایی دارند، برای جوامع با تنوع زیاد نیز کاربرد دارد. در این مدل ابتدا فضای آشیانه‌ای به‌طور تصادفی به دو قسمت تقسیم می‌شود و یکی از قسمت‌های به‌دست‌آمده برای تقسیم‌شدن انتخاب می‌شود. در این مدل انتخاب قطعه برای تقسیم‌شدن در ارتباط با اندازهٔ قطعه است و با تابع توانی k تعیین می‌شود. به عبارت دیگر هر چقدر اندازهٔ قطعه بزرگ باشد، احتمال انتخاب آن برای شکست زیادتر می‌شود. احتمال انتخاب قطعه Xk است که در آن k بین صفر تا یک متغیر است.

مدل شکست تصادفی (RF): فضای آشیانه‌ای به‌صورت تصادفی به دو قسمت تقسیم می‌شود و سپس یکی از این دو قطعه به‌طور تصادفی انتخاب شده و عمل شکست به‌طور تصادفی بر روی آن انجام می‌گیرد. این عمل تا رسیدن به S گونه ادامه می‌یابد. در واقع هم انتخاب قطعه‌ها و هم تقسیم آن‌ها در این مدل تصادفی است.

مدل چیرگی پیش‌دست (DP): فرض بر این است که با ورود هر گونه به آشیان، آن گونه به‌طور تصادفی بیش از ۵۰ درصد فضای آشیان باقی‌مانده را اشغال می‌کند. در واقع نسبت آشیان اشغال‌شده به‌وسیلهٔ هر گونهٔ جدید به‌طور تصادفی یک عدد بین ۵ تا ۱ است. در این مدل گونه‌هایی که زودتر به جامعه وارد شده‌اند، به‌دلیل پیش‌دستی در اشغال فضای آشیانه‌ای فضا را برای بقیهٔ گونه‌هایی که قرار است وارد شوند کم می‌کند و خود فراوانی بیشتری را به‌دست می‌آورد. تفاوت مدل‌های ارائه‌شده توسط تاکشی در نحوهٔ تقسیم‌شدن آشیان و انتخاب محل شکست آن‌هاست. نحوهٔ تقسیم‌شدن آشیان اکولوژیک را در هنگام ورود گونه‌ها (سه گونه) نشان داده شده است (شکل ۳).



شکل (۳): نمایی از آشیان اکولوژیک و نحوهٔ تقسیم‌شدن آن با ورود گونه‌های جدید

رنگ تیره فضای آشیان باقی‌مانده، رنگ روشن فضای آشیان اشغال‌شده

با توجه به تطابق بیشتر مدل‌های بیولوژیک با واقعیت و وجود رابطهٔ نزدیک بین این مدل‌ها با توزیع فراوانی گونه‌ها از طرفی نبود سابقهٔ تحقیق در زمینهٔ استفاده از مدل‌های آشیان اکولوژیک در کشور ضرورت انجام این تحقیق را روشن می‌سازد.

تاکنون در دنیا مدل‌های آشیان اکولوژیک در تحقیقات زیادی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. نتایج تحقیقات انجام‌شده بر روی چگونگی تقسیم منابع آشیان توسط جوامع انگلی نشان داد که تقسیم منابع از مدل جورسازی تصادفی (RA) پیروی می‌کند

1. Ugland
2. Preston
3. May
4. Fisher
5. Bulmer

(مویلوت[1] و همکاران، ۲۰۰۳). مطالعات انجام‌شده بر روی جوامع گیاهی هالوفیت‌ها نشان داد که بهترین مدل توزیع فراوانی گونه‌ها در این جوامع، مدل شکست تصادفی (RF) و مدل جورشدگی تصادفی(RA) می‌باشد (اندرسون و مویلوت[2]، ۲۰۰۷). از دیگر مطالعات انجام‌شده می‌توان به جوامع انگلی (مانوز[3] و همکاران، ۲۰۰۳؛ مویلوت و همکاران، ۲۰۰۳)، جوامع حشرات (جانسون[4] و همکاران، ۲۰۰۶) و جوامع فیتوپلنکتون‌ها (اسپاریس و مویلوت[5]، ۲۰۰۹) اشاره کرد. بنابراین این تحقیق با هدف مقایسه و تعیین اثرات تخریب ناشی از چرای حیوانات بر نحوهٔ تقسیم آشیان اکولوژیک و چگونگی وضعیت توزیع فراوانی نسبی گونه‌های گیاهی عرصه‌های مورد مطالعه در مراتع شهرستان بروجن از توابع استان چهارمحال بختیاری تحت مدیریت متفاوت انجام شد. در این راستا از مدل‌های آشیان اکولوژیک تاکشی استفاده شد تا بهترین و مناسب‌ترین مدل از بین آن‌ها برای جامعهٔ گیاهی عرصه‌های مورد مطالعه، شناسایی و معرفی گردد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقهٔ مورد مطالعه

بروجن از شهرستان‌های توابع استان چهارمحال بختیاری با مشخصات جغرافیایی ′۵۱ °۱۷ عرض شمالی و ′۳۱ °۵۸ طول شرقی و ارتفاع متوسط ۲۲۲۰ متر از سطح دریا در دشتی حدود ۵۸۰ کیلومترمربع در محل تلاقی استان چهارمحال بختیاری و اصفهان در شرق استان قرار گرفته است. قرق‌های تحقیقاتی مورد مطالعه در این پژوهش به‌ترتیب عبارت‌اند از: قرق مرکز تحقیقات جهاد کشاورزی (قرق بلندمدت ۴۷ سال سابقه قرق) با مساحت ۷/۸ هکتار و مشخصات جغرافیایی ″۳ ۵۷ °۳۱ عرض شمالی و ″۵۳ ۱۵ °۵۱ طول شرقی در ارتفاع ۲۲۴۴ متری از سطح دریا، قرق شهید رسولیان (قرق کوتاه‌مدت ۲۳ سال سابقهٔ قرق و اعمال چرای متوسط ۴۵ تا ۶۰ روز در سال) با مساحت ۱۱۰۰ هکتار و مشخصات جغرافیایی ″۵۰ ۵۶ °۳۱ عرض شمالی و ″۱۱ ۱۶ °۵۱ طول شرقی در ارتفاع ۲۲۴۶ متری از سطح دریا و منطقهٔ چرای آزاد با مشخصات جغرافیایی ″۳۴ ۵۶ °۳۱ عرض شمالی و ″۲۰ ۱۶ °۵۱ طول شرقی در همین منطقه و در مجاورت قرق شهید رسولیان با مساحت ۵ هکتار، هر سه عرصه در مسیر جادهٔ بروجن به لردگان در ۳ کیلومتری جنوب غربی شهرستان بروجن قرار دارند. منطقهٔ چراشده در کنار منطقهٔ قرق با فاصلهٔ ۱۰ متری از آن قرار دارد و توسط سیم خاردار از منطقهٔ قرق جدا می‌شود. بر این اساس ارتفاع، شیب و جهت آن و خصوصیات اقلیمی دو مدیریت قرق و منطقهٔ چراشده یکسان بوده و تنها از نظر نوع مدیریت چرایی تفاوت دارند.

براساس بررسی‌های انجام‌شده توسط اسفندیارپور (۲۰۰۹) در این منطقه خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک در بین سه عرصه مورد بررسی تفاوت چندانی ندارند و تنها مقدار کربن آلی خاک در منطقهٔ چرای آزاد کاهش یافته است. میزان بارش سالانه براساس داده‌های مربوط به ایستگاه هواشناسی سینوپتیک بروجن از سال ۱۳۶۷ تا ۱۳۸۸ برابر ۲۵۳/۰۹ میلی‌متر است. رژیم رطوبتی و حرارتی خاک منطقهٔ مطالعاتی به‌ترتیب زریک و مزیک است.

روش تحقیق

ابتدا در منطقهٔ مورد نظر سه عرصه که از نظر عوامل اقلیمی و ادافیکی یکسان ولی از نظر مدیریت چرای حیوانات (چرای‌آزاد، قرق کوتاه‌مدت و قرق بلندمدت) متفاوت بودند انتخاب شد. پس از انتخاب منطقهٔ معرف با توجه به مساحت و شکل هندسی عرصهٔ مطالعه تعداد ۴ ترانسکت به طول ۱۰۰ متر و به فواصل ۵۰ متر از یکدیگر در هر عرصه مستقر و سپس پوشش گیاهی در داخل پلات‌هایی به فواصل ۱۰ متر از یکدیگر به روش سیستماتیک تصادفی ثبت شد. در این خصوص بر مبنای دستورالعمل طرح ملی ارزیابی مراتع مناطق مختلف آب‌وهوایی کشور تعداد ۴۰ پلات یک مترمربعی در هریک از عرصه‌ها (در مجموع ۱۲۰ پلات) انتخاب شد (ارزانی، ۱۹۹۷؛ بصیری و همکاران، ۱۹۸۹).

تجزیه و تحلیل آماری

پس از تهیهٔ ماتریس گونه در پلات در هر عرصه فراوانی گونه‌ها برای هر ترانسکت محاسبه شد (هر ترانسکت ۱ تکرار و در هر عرصه ۴ تکرار) سپس مراحل آزمون نکویی برازش مدل‌های

1. Mouillot
2. Anderson &Mouillot
3. Munoz
4. Johansson
5. Spatharis& Mouillot

بیولوژیک (ارائه‌شده توسط مویلوت) به شرح مراحل زیر انجام گردید:

مرحلهٔ اول: محاسبهٔ فراوانی نسبی گونه‌ها در هر تکرار؛

مرحلهٔ دوم: رتبه‌بندی (j) گونه‌ها در هر تکرار براساس فراوانی مشاهده‌ای (از بزرگ به کوچک)؛

مرحلهٔ سوم: محاسبهٔ میانگین و واریانس هر رتبه j در مجموعه داده‌های مشاهده‌ای (Mj0 و Vj0)؛

مرحلهٔ چهارم: شبیه‌سازی داده‌های مدل‌های بیولوژیک (براساس تعداد گونه‌های مشاهده‌ای)؛

مرحلهٔ پنجم: محاسبهٔ میانگین و واریانس رتبه (j) در هر شبیه‌سازی (i) برای هر مدل (Mji و Vji)؛

مرحلهٔ ششم: محاسبهٔ احتمال تفاوت معنی‌دار بین میانگین داده‌های واقعی (Mj0) و داده‌های شبیه‌سازی‌شده از هر مدل (Mji) از طریق آزمون مونت کارلو براساس رابطهٔ (۱):

$$p_J(M) = 2\,min[\frac{S_j}{(x+1)}, \frac{l_j}{(x+1)}] \qquad (۱)$$

که در آن Sj تعداد دفعاتی که میانگین شبیه‌سازی‌شده (Mji) کمتر از میانگین (Mj0) واقعی بود و lj تعداد دفعاتی که میانگین شبیه‌سازی‌شده از میانگین واقعی بیشتر بوده است؛

مرحلهٔ هفتم: تکرار مراحل برای مقایسهٔ واریانس داده‌های مشاهده‌ای(T0) با واریانس داده‌های شبیه‌سازی‌شده از هر مدل.

مرحلهٔ هشتم: محاسبهٔ T مشاهده‌شده برای خلاصه‌سازی همهٔ احتمال‌های میانگین Pj(m) و واریانس (Pj(v)) هر تکرار براساس رابطهٔ (۲ و ۳):

$$T_{m0} = -2 \sum ln\, p_i(m) \qquad (۲)$$

$$T_{v0} = -2 \sum ln\, p_i(v) \qquad (۳)$$

مرحلهٔ نهم: محاسبهٔ T داده‌های شبیه‌سازی‌شده در هر تکرار شبیه‌سازی (T1 . . . Tx) و x تعداد دفعات شبیه‌سازی داده؛

مرحلهٔ دهم: مقایسهٔ T0 مشاهداتی با مقادیر که از انجام مراحل ۶ تا ۸ برای x شبیه‌سازی به‌دست آمده برای اینکه مشخص گردد مدل با داده‌ها تطابق دارد براساس رابطهٔ (۴):

$$p = \frac{l}{(x+1)} \qquad \text{رابطه (۴)}$$

که در آن l تعداد T-valueهای که از T0 بزرگ‌تر بوده است.

تمامی مراحل فوق در نرم‌افزار R و براساس "Fitmodel" ارائه‌شده در بستهٔ آماری Apport niche انجام شد (آر دوولوپمنت کور تیم[1]، ۲۰۱۳).

نتایج

نتایج آماری مربوط به مقایسهٔ میانگین و واریانس مدل‌های آشیان اکولوژیک عرصه‌های چرای آزاد، قرق کوتاه‌مدت و بلندمدت (جدول ۱ و ۲) نشان می‌دهد که در عرصه با مدیریت چرای آزاد و قرق کوتاه‌مدت مدل آشیان اکولوژیک گونه‌های گیاهی از مدل آشیان اکولوژیک شکست تصادفی و در عرصه با قرق بلندمدت از مدل شکست توانی پیروی می‌کند (شکل ۴).

در این مدل‌ها فرض بر این است که با حضور یک گونهٔ جدید فضای آشیان اکولوژیک به‌طور تصادفی تقسیم و شکسته می‌شود؛ بنابراین براساس این مدل‌ها طیف وسیعی از توزیع فراوانی از یکنواخت تا غیریکنواخت را تخمین می‌زنند.

جدول (۱): نتایج آماری مقایسه میانگین مدل‌های آشیان اکولوژیک با داده‌های عرصه‌های مورد مطالعه

مدل های آشیان اکولوژیک	عرصه مورد مطالعه		
	قرق بلندمدت	قرق کوتاه‌مدت	چرای آزاد
Dominance decay	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
McArthure fraction	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Power fraction	۰/۳۱۹ ns	۰/۰۰	۰/۰۰۱
Random fraction	۰/۰۳۱	۰/۹۹۶ ns	۰/۶۰۲ ns
Random ssortment	NA	NA	NA
Dominance pre-mption	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۰۰

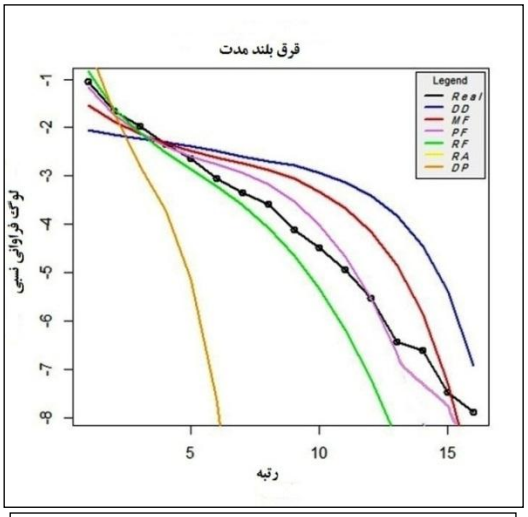
ns = عدم وجود اختلاف معنی داربین میانگین مدل آشیان اکولوژیک با داده‌های عرصه (پیروی از مدل)

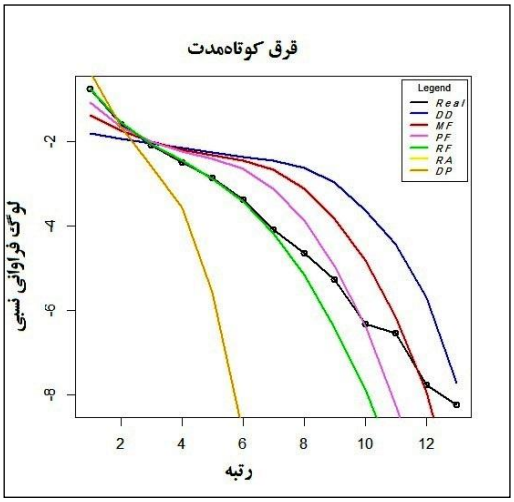
NA = عدم اجرا توسط مدل

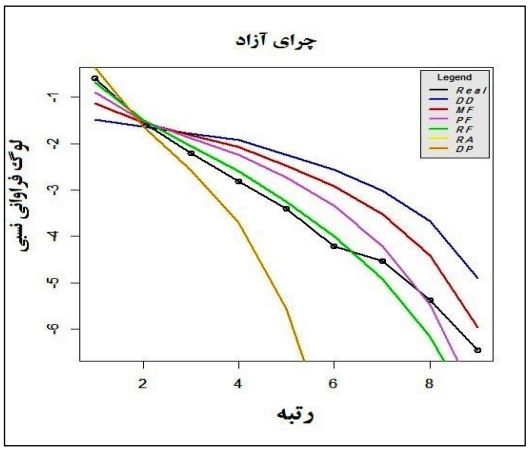
جدول (۲): نتایج آماری مقایسه واریانس مدل‌های آشیان اکولوژیک با داده‌های عرصه‌های مورد مطالعه

1 . R Development Core Team

مدل‌های آشیان اکولوژیک		عرصه مورد مطالعه
	قرق بلندمدت	قرق کوتاه‌مدت	چرای آزاد
Dominance decay	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
McArthure fraction	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Power fraction	۰/۱۶۳ ns	۰/۰۲۱	۰/۰۰
Random fraction	۰/۲۵۳	۰/۲۸۷ ns	۰/۷۶۲ ns
Random ssortment	NA	NA	NA
Dominance pre-mption	۰/۰۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰







شکل (۴): منحنی‌های توزیع فراوانی گونه برای داده‌های عرصه‌ها با مدیریت متفاوت؛ Real: منحنی داده‌های واقعی، DD: منحنی زوال چیرگی، MF: منحنی شکست مک‌آرتو، PF: منحنی شکست توانی، RF: منحنی شکست تصادفی، RA: منحنی جورسازی تصادفی و DP: منحنی چیرگی پیش‌دست

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق برای مشخص‌نمودن اثرات تخریب ناشی از چرای آزاد حیوانات بر تقسیم آشیان اکولوژیک و چگونگی وضعیت توزیع فراوانی نسبی گونه‌های گیاهی عرصه‌های مورد مطالعه در مراتع شهرستان بروجن استان چهارمحال بختیاری از مدل‌های آشیان اکولوژیک تاکشی استفاده شد. با توجه به یکسان‌بودن شرایط اقلیمی و ادافیکی حاکم بر عرصه‌های مورد مطالعه به نظر می‌رسد که اختلاف مشاهده‌شده درخصوص نحوهٔ تقسیم آشیان و توزیع فراوانی نسبی گونه‌های گیاهی عرصه‌های مورد مطالعه مربوط به تخریب ناشی از اعمال فشار چرای آزاد است. در واقع اعمال چرا بدون برنامهٔ مدیریتی خاص موجب تنزل وضعیت توزیع فراوانی نسبی حاکم بر قرق بلندمدت که از مدل شکست تصادفی توانی تبعیت نموده و از یکنواختی و تنوع بیشتری نیز برخوردار است، به وضعیت توزیع فراوانی نسبی منطبق بر مدل شکست تصادفی با یکنواختی و تنوع کمتر در عرصهٔ چرای آزاد و قرق کوتاه‌مدت می‌گردد. حذف گونه‌های گیاهی به‌ویژه گونه‌های خوش‌خوراک و ایجاد فضاهای خالی بزرگ در سطح اکوسیستم‌های مرتعی در اثر چرای آزاد باعث می‌شود تا این فضاها توسط گونه‌هایی که قدرت رقابتی بیشتری دارند، اشغال شده و علاوه بر کاهش تنوع، جامعه به سمت غیریکنواخت‌ترشدن الگوی پراکنش گونه حرکت کند. فضای جدید ایجادشده در آشیان

اکولوژیک ناشی از کاهش گونه‌های گیاهی خوش‌خوراک در اثر چرای دام موجب شده تا فرصتی برای سایر گونه‌های گیاهی غیرخوش‌خوراک جهت ورود و اشغال فضای به‌وجود آمده در عرصهٔ چرای آزاد و قرق کوتاه‌مدت فراهم گردد. در واقع جایگزینی گیاهان غیرخوش‌خوراک در عرصهٔ چرای آزاد و قرق کوتاه‌مدت در اثر فشار چرا به‌جای گیاهان خوش‌خوراک موجب کاهش یکنواختی، تنوع گیاهی و سقوط از مدل آشیان اکولوژیک شکست توانی به شکست تصادفی شده است. در مدل‌های آشیان اکولوژیک همگنی و تنوع در مدل زوال چیرگی حداکثر و به‌ترتیب در مدل‌های جورسازی تصادفی، شکست مک‌آرتور، شکست توانی، شکست تصادفی و چیرگی پیش‌دست کاهش و به حداقل می‌رسد (شکل ۱).

نتایج به‌دست‌آمده بیانگر این است که با وجود اثرات مثبت قرق کوتاه‌مدت (اعمال چرای متوسط ۴۵ تا ۶۰ روز در سال) در قیاس با چرای آزاد به نظر می‌رسد که هنوز شرایط احیا و ارتقای پوشش گیاهی جهت حرکت به سمت توزیع فراوانی نسبی منطبق با شکست توانی که در مرتبهٔ بالاتری از نظر یکنواختی و تنوع قرار دارد فراهم نشده است. نتایج به‌دست‌آمده توسط (هیکمن[1] و همکاران، ۲۰۰۴) با نتیجهٔ این پژوهش مطابقت دارد. نتایج حاصل نشان می‌دهد که توزیع فراوانی حاکم بر عرصه‌های قرق کوتاه‌مدت و چرای آزاد از مدل شکست تصادفی تبعیت می‌کند. در واقع نتایج به‌دست‌آمده در این خصوص با نتایج سایر محققان در زمینهٔ بررسی توزیع فراوانی جوامع ازجمله بررسی توزیع فراوانی جوامع ماکروبنتوزا[2] (فورمنتین[3] و همکاران، ۱۹۹۷)، جوامع انگلی (مویلوت و همکاران، ۲۰۰۳)، جوامع زنبورها (نیم و هاوکینز[4]، ۱۹۹۴) و جوامع فیتوپلانکتون‌ها (اسپاریس و مویلوت، ۲۰۰۹) همخوانی دارد. در واقع قرق بلندمدت توانسته است با فراهم‌آوردن شرایطی ازجمله ایجاد فرصت مناسب جهت احیا و زادآوری گونه‌های گیاهی ناشی از کاهش فشار چرا در مقایسه با قرق کوتاه‌مدت و چرای آزاد بر افزایش تنوع گیاهی مؤثر باشد.

نتیجهٔ به‌دست‌آمده با نتایج تحقیقات (کافی[5]، ۲۰۰۰) همخوانی دارد. افزایش فشارها و استرس بر جوامع قادر است که الگوی توزیع گونه‌ها را به سمت غیریکنواخت شدن سوق دهد (آندرسون و مویلوت، ۲۰۰۷). با توجه به وجود شدت چرای بالا در عرصهٔ چرای آزاد و به نسبت در قرق کوتاه‌مدت که در طول سال برای مدتی نیز چرا می‌گردد به نظر می‌رسد که چرای دام یکی از عوامل مهم در شکست آشیان اکولوژیک و متعاقب آن تغییر در الگوی توزیع گونه‌ها باشد.

همچنین نباید از اثرات سایر عوامل از قبیل چرای انتخابی، اثرات متقابل آللوپاتیک و مهاجرت (رینولد[6]، ۲۰۰۲) که ممکن است باعث افزایش رفتار تصادفی گونه‌ها و در نهایت ساختار تصادفی جوامع شود غافل شد (اسپاریس و مویلوت، ۲۰۰۹). نتایج تحقیق حاضر و سایر تحقیقات مشابه بیانگر این است که مدل‌های آشیان اکولوژیک، قابلیت بالایی در تعیین الگوها و ساختار جوامع گیاهی متأثر از مدیریت‌ها دارند. بدیهی است توزیع فراوانی نسبی گونه‌ها در عرصه‌های مختلف با ویژگی‌های گیاهی، خاکی، اقلیمی و زمان بهره‌برداری تغییر می‌کند؛ بنابراین بررسی و مطالعهٔ شیوه‌های مدیریتی مراتع و اثرات بهره‌برداری و روابط اکوسیستم‌های مرتعی در شرایط متفاوت قرق و چرای آزاد فرصتی را فراهم می‌کند تا با شناسایی تغییرات توزیع فراوانی گونه‌ها نسبت به انواع بهره‌برداری و مدیریت اصولی مراتع در مناطق مورد مطالعه اقدام گردد.

1. Hickman
2. Macrobenthos
3. Formentin
4. Naeem & Hawkins
5. Kafi
6. Reynold

منابع

1. Adel, M.N., Pourbabaei, H., Omidi, A., 2014. Evaluation of herbaceous species diversity in not harvested beech forest, case study: Roudbar of Guilan. Journal of Iran biologist 27(4), 681-690. (In Persian)
2. Akafi, H.R., Ejtehadi, H.R., 2008. Investigation of plant species diversity in grazed and ungrazed areas by use abundance models. Journal of sciences (Islamic Azad University), 66: 63-72. (In sPersian).
3. Arzani, H., 1997. Manual of rangeland assessment plan in rangelands of Iran with various climate conditions. Iranian Research Institute of forests and rangelands press, 65 p.
4. Anderson, B.J., Mouillot, D., 2007. Influence of scale and resolution on niche apportionment rules in saltmeadow vegetation. AQUATIC BIOLOGY, 1: 195–204.
5. Basiri, M., Jalalian, A., Vahhabi, M.R., 1989. Report of design "condition and seed production of endemic species in Feriden region. Agriculture faculty of Isfahan Technical University. 54pp.
6. Bulmer, M.G., 1974. On fitting the Poisson lognormal distribution to species-abundance data. Biometrics. 30:101-110. (In Persian)
7. Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199:1302–1310.
8. Esfandiarpour Brojenu, A., 2009. Extend the zehopedology in the mapping of soil. PhD. Thesis, University of Shahrekord, Faculty of Agriculture, Iran, 125pp. (In Persian)
9. Erfanzadeh, R., Omidipour, R., Faramarzi, M., 2015.Variation of plant diversity components in different scales in relation to grazing and climatic conditions. Plant Ecology & Diversity, 8(4) 537-545.
10. Ferreira, F.C., Petrere, J.R., 2007. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. Brazilian Journal of Biology, 1003-1012p.
11. Fisher, A. G., Corbet, S. A., Williams, S. A., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population - J. Anim. Ecol. 12: 42-58.
12. Formentin, J.M., Dauvin J.C., Ibanez, F., Dewarumez, JM., Elkaim, B., 1997. Long-term variations of four macrobenthic community structures. Oceanol Acta 20:43–53.
13. Ghehsareh Ardestani, E., Bassiri,M., Tarkesh,M., Borhani,M.,2010. Distributions of Species Diversity Abundance Models and Relationship between Ecological Factors with Hill (1 N) Species Diversity Index in 4 Range Sites of Isfahan Province. Journal of Range and Watershed Management, Iranian Journal of Natural Resources 63(3), 387-397.
14. Grime, J.P., 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature 242:344–347.
15. Hickman, K.R., Hartnett, D.C., Cochran, R.C., Owensby, C.E., 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tall grass prairie. Journal of Range Management, 57: 58-65.
16. Johansson, F., Englund, G., Brodin, T., Gardfjell, H., 2006. Species abundance models and patterns in dragonxy communities: evects of wsh predators. Oikos 114:27–36.
17. Kafi, H.R., 2000. An investigation on diversity of plants in the margined of Torogh dam in Mashhad. M.scthesis, Basic sciences college, University of Ferdousi Mashhad. 89p. (In Persian)
18. Leibold, M., 2003. Ecological niches: Linking classical and contemporary approaches.Chicago: University of Chicago press.
19. May, R.M., 1975. Patterns of species abundance and diversity In: Cody ML, Diamond JM (eds) Ecology and evolution of communities. Harvard University Press. Cambridge, MA p 81–120.
20. Mouillot, D., George-Nascimento, M., Poulin, R., 200۳. How parasites divide resources: a test of the niche apportionment hypothesis. J AnimEcol 72:757–764.
21. Magurran, A.E., 2004. Measuring biological diversity. 2nd edn, Blackwell, Oxford.
22. Munoz, G., Mouillot, D., Poulin, R., 2006. Testing the niche apportionment hypothesis with parasite communities: is random assortment always the rule? Parasitology 132:717–724.
23. Motamedi, J., 2011. A model of estimating short-term and long-term grazing capacity for animal and rangeland forage equilibrium. Ph.D. thesis, University of Tehran.352pp.
24. Mahmoudi, J., 2007. The study of species diversity in plant ecological groups in kelarabad protected forest.Journal of Iran biologist 20(4), 353-362.
25. Naeem, S., Hawkins, B.A., 1994. Minimal community structure: how parasitoids divide resources. Ecology 75:79–85.
26. Pavlu, V., Hejcman, L., Pavlu, J., 2007. Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland. Applied Vegetation Science 10: 375-382.
27. Preston, F. W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. Part I and II. Ecology 43:185-215.

28. R Development Core Team ., 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
29. Reynolds, C.S., 2002. Ecological pattern and ecosystem theory. Ecological Modeling 158: 181–200.
30. Spatharis, S., Mouillot, D., Chi, T.D., Danielidis, D.B., Tsirtsis, G., 2009. A niche-based modeling approach to phytoplankton community assembly rules. Oecologia, 159:171–180.
31. Tessema, Z. K., Boer, W. F., Baars, H. H., Prins,T., 2011. Changes in soil nutrients, vegetation structure and herbaceous biomass in response to grazing in a semi-arid savanna of Ethiopia. Journal of Arid Environments 75: 662-670.
32. Tokeshi, M., 1990. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. Journal Animal Ecol. 59: 1129-1146.
33. Tokeshi, M., 1993. Species abundance patterns and community structure. Adv. Ecol. Res. 24: 111-186.
34. Tokeshi, M., 1999. Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives. Blackwell Science, Oxford.
35. Tokeshi, M., 1996. Power fraction: a new explanation of relative abundance patterns in species-rich assemblages. Oikos. 75: 543-550.
36. Tokeshi, M., Schmid, P.E., 2002. Niche division and abundance: an evolutionary perspective. Pop. Ecol, 44 (3) 189-200pp.
37. Ugland, K.I., Lambshead, P.J.D., McGill, B., Gray, J.S., O'Dea N., Ladle, R.J., Whittaker, R.J.2007. Modelling dimensionality in species abundance distributions: de scription and evaluation of the Gambin model. Evolutionary Ecology Research, 9: 313–324.
38. Wallis, D.e., Vries, M.F., Bakker, J.P., Van Der Wieren, S.E., 1998. Grazing and conservation management. Dordrecht (Netherlands): Academic Publishers.

Random Fraction of Ecological Niche Related to Animal Grazing in Rangelands (Case study:Bourojen of Chaharmahal and Bakhtiari Province)

Mohammadian*[1,2] .A and Tahmasebi[3].P

Received: 9/1/2016 Accepted: 1/5/2016

Abstract

Species relative abundance have closely related to ecological niche of plant communities. The broader specie ecological niche for food sources the greater relative abundance of plant species. Species abundance distributions models can be are divided into two groups Statistical and biological models. In this study we aimed to investigate how animal grazing (Long time grazing exclusion, Grazing and Short time grazing exclusion) could change species abundance distribution based on biological models such as Dominance decay, MacArthur fraction, Power fraction, Random fraction, Random assortment, and Dominance per-emption. Ecological niche apportionment models were presented according assumption that species abundance is a ratio of resources (Niche) that allocated to a species with its entrance to community. Vegetation data was sampled in each region using of 40 plot (1*1 m2) across four 100m transects based on systematic random sampling. Data analysis was performed in R software and "nicheApport" package according Monte-Carlo test. The results showed that random fraction model were appropriately fitted to observed frequency of species distribution in Grazing and grazing exclusion Short- time grazing exclusion.

Keywords: Ecological Niche, Grazing, Power Fraction , Grazing Exclusion.

1.*Corresponding Author,PHD student Range Management ,College of Natural Resource, Shahrekord University,Iran.
2. Research center of Agricultural and Natural Resources, Lorestan province,Iran. Email: Mohammadian53@yahoo.com
3. Associate prof, College of Natural Resource, Shahrekord University, Iran.