

تأثیر اندازه عرصه‌های باز جنگلی بر تنوع زیستی گونه‌های گیاهی در منطقه جنگلی لالیس - نوشهر

سعید شعبانی^۱، مسلم اکبری‌نیا^{۲*}، سید غلامعلی جلالی^۲ و علیرضا علی‌عرب^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

^۲ دانشیار گروه جنگلداری دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

^۴ دانشجوی دکتری جنگلداری دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

(تاریخ دریافت: ۱۵ / ۸ / ۸۷، تاریخ تصویب: ۲۳ / ۳ / ۸۸)

چکیده

اندازه عرصه‌های باز جنگلی و شرایط به‌وجود آمده در درون عرصه‌ها از مسائلی است که در روند تنوع زیستی جوامع گیاهی کف جنگل از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. در تحقیق پیش رو، برای شناخت بهتر تغییرات تنوع زیستی در جنگل‌های بالابند لالیس نوشهر از شاخص‌های تنوع زیستی استفاده شده است. آماربرداری از عرصه‌ها به روش ترانسکت خطی صورت گرفت و فراوانی پوشش گیاهی نیز یادداشت شد. عرصه‌های باز جنگلی در چهار کلاسه سطح ($200-500\text{ m}^2$ ، $600-400\text{ m}^2$ و $600\text{ m}^2 >$) قرار داده شد. برای تعیین همبستگی شاخص‌ها و کلاسه‌های سطح از ضریب همبستگی استفاده شد. در مجموع ۵۹ عرصه باز جنگلی در مسیر ترانسکت‌ها ثبت و ۲۴ گونه گیاهی در ۱۵ خانواده در کل سطح منطقه شناسایی شد. بیشترین فراوانی در بین گونه‌ها متعلق به گونه *Dryopteris affinis* است که در همه کلاسه‌ها بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داده بود. مقادیر شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای و یکنواختی هرکدام با ضریب معادل ۱/۰۰، بیشترین همبستگی را با افزایش سطح عرصه نشان داده‌اند.

واژه‌های کلیدی: عرصه باز جنگلی، کلاسه سطح، شاخص تنوع زیستی، ضریب همبستگی.

مقدمه و هدف

تخریب، اساسی‌ترین فرایند برای گسترش ساختار و ترکیب در اکوسیستم‌های جنگلی محسوب می‌شود (Attiwill, 1994). جایگاه عرصه‌های باز جنگلی به-عنوان تخریب کوچک، در جنگل‌های نواحی معتدله بسیار حیاتی است (Huttl et al., 1998). در اثر بادافتادگی یا ایجاد خشک‌دار، در مدت زمان کوتاهی بسیاری از عوامل محیطی دستخوش تغییر می‌شوند و محیط ناهمگنی شکل می‌گیرد. بی‌گمان، تغییرات نوری درون عرصه‌ها بیشتر از دیگر عوامل خود را نشان می‌دهد (Battaglia et al., 1999; Carlton & Bazzaz, 1994; Bazzaz & Wayne, 1998).

ناهمگنی در مواد و منابع خاکی مانند دما، رطوبت، ظرفیت اکسیژن‌گیری و درجه دسترسی به مواد غذایی نیز اهمیت زیادی دارد (Peterson et al., 1990; Beatty & Sholes, 1988; Beatty & Stone, 1986). فاصله مرکز تا حاشیه عرصه، جهت کشیدگی عرصه، سایه ایجادشده توسط خشک‌دارها و وضعیت میکروتوپوگرافی هر عرصه از عواملی هستند که سبب اختلاف پراکنش نوری در قسمت‌های مختلف هر عرصه می‌شود (Gray & Spies, 1997). پوشش داخل عرصه‌های باز به سبب قابلیت دسترسی مناسب‌تر به منابع، به‌ویژه نور، تفاوت‌های زیادی با جنگل متراکم اطراف خود دارد و همین موضوع، تجدید حیات، رشد و همچنین تنوع و غنای پوشش گیاهی در داخل عرصه‌های باز را افزایش می‌دهد (Rose & Kendle, 2000; Runkle, 1985; Runkle, 1984). شدت ناهمگنی منابع محیطی هر عرصه به همراه نیازهای اکولوژیک گیاهان، سبب می‌شود که هر گیاه با توجه به محدودیت‌ها و فرصت‌های محیطی، بهترین مکان را برای استقرار انتخاب کند (Gray & Spies, 1997; Canham, 1988; Barton, 1984).

با توجه به شدت نیاز نوری گیاهان کف جنگل، با افزایش اندازه عرصه‌های باز، تعداد گونه‌های گیاهی و به دنبال آن تنوع گونه‌ای افزایش می‌یابد (Pickett &

White, 1985). در واقع عرصه‌های باز، جزایری با لایه-های علفی بیشتر و پوشش چوبی جوان‌تر محسوب می‌شوند (Goldblum, 1997; Anderson & Leopold, 2002). زیرآشکوب، مکانی مناسب برای گونه‌ها و زیرگونه‌های جدید و شاخصی مناسب برای تعیین میزان تنوع زیستی هر منطقه است. از این رو به-کارگیری مشخصات گیاهان زیرآشکوب، راه حل مناسبی برای طبقه‌بندی گیاهان در گروه‌های کاربردی (Functional Group) به حساب می‌آید. راهبرد گونه‌ای گرایم و تقسیم گیاهان به سه نوع ۱- گونه‌های رقیب (Competitor Species)، ۲- گونه‌های مخروبه‌پسند (Ruderal Species) ۳- گونه‌های بردبار به استرس (Stress-tolerator Species) بر این اساس بنا نهاده شده است (Grime, 1977). تنوع گونه‌ای زیرآشکوب و گسترش مکانی تأثیر اندازه عرصه باز بر تنوع گونه‌های زیرآشکوب به‌طور معمول از راه حل ساده‌ای تبعیت نمی‌کند. به‌طور کلی نواحی واقع در هر عرصه یا اطراف آن، تنوع بیشتری نسبت به جنگل‌های بدون عرصه باز از خود نشان می‌دهند. این تنوع در داخل عرصه حداکثر است و با حرکت به محیط مجاور کاهش پیدا می‌کند (Nilsson & Wardle, 2005). در تأیید این مطلب بر پایه بسیاری از پژوهش‌ها، عرصه‌های باز دارای گونه‌هایی هستند که رویش آن‌ها در نواحی بدون عرصه به‌ندرت دیده می‌شود؛ از این رو به‌عنوان گونه‌های شاخص عرصه باز شناخته می‌شوند. با اینکه اختلاط عوامل محیطی مختلف سبب شناسایی تعداد کمی از این گیاهان می‌شود، به‌نظر می‌رسد گونه‌های شاخص بین اندازه عرصه‌های متعدد با هم تفاوت خواهند داشت (Harper & Macdonald, 2002a, b; Euskirchen & Chen, 2001; Farver, 1994; Brothers & Spingam, 1992).

در مجموع آنچه مسلم است، شدت تأثیرگذاری عرصه-های باز جنگلی بر جوامع واقع در آشکوب پایین، همبستگی معنی‌داری با اندازه عرصه باز دارد (Coates & Burton, 1997)، از این‌رو، در این پژوهش تلاش شده که با شناسایی گونه‌های گیاهی در عرصه‌های باز و

اغلب از گونه‌های راش به همراه ممرز، پلت و شیردار با متوسط پوشش ۳۰ درصد است.

نمونه‌برداری و جمع‌آوری داده‌ها

مساحت منطقه مورد بررسی که جنگلی شاهد و مدیریت نشده است، ۶۰ هکتار واقع در محدوده ارتفاعی ۱۴۰۰-۱۱۰۰ متر است. به منظور بررسی عرصه‌های باز جنگلی، ۴ ترانسکت خطی با فواصل بین ترانسکتی ۵۰ متری، در راستای شمالی جنوبی در منطقه پیاده شد (Krasny & Digregerio, 2001). عرصه‌های باز که در مسیر ترانسکت‌ها قرار داشتند برداشت و آماربرداری شدند. تنه درختان حاشیه هر عرصه (عرصه باز گسترش یافته^۱) به عنوان مرز عرصه در نظر گرفته شد (دلفان ابادری و همکاران، ۱۳۸۳). مساحت با محاسبه فاصله و آزمون از مرکز عرصه به تنه درختان حاشیه، اندازه‌گیری و ثبت شد. عرصه‌های باز آماربرداری شده در ۴ کلاس سطح m^2 ۲۰۰-۵۰، m^2 ۴۰۰-۲۰۰، m^2 ۶۰۰-۴۰۰ و m^2 >600 قرار گرفتند. در هر عرصه باز، ۸ ترانسکت شعاعی (N, NE, E, SE, S, SW, W) از مرکز به سمت حاشیه عرصه در نظر گرفته شد، سپس میکروپلات‌های مربع با ابعاد ۲×۲ بر روی این خطوط پیاده و درصد پوشش گیاهی در آن‌ها ثبت شد (مصدقی، ۱۳۸۰). اولین میکروپلات در مرکز جای داده شد و بقیه میکروپلات‌ها به صورتی قرار گرفتند که در هر جهت یک میکروپلات در میانه و دیگری در حاشیه عرصه قرار بگیرد. در مجموع ۱۷ میکروپلات در هر عرصه مستقر شد. گفتنی است گونه‌های گیاهی که تشخیصشان در طبیعت امکان‌پذیر نبود، کدگذاری شدند و با استفاده از امکانات موجود در هر بار یوم ایستگاه تحقیقات جنگل و مرتع نوشهر نسبت به شناسایی آن‌ها اقدام شد.

استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی، تغییرات تنوع زیستی در عرصه‌های با اندازه مختلف، بررسی شود. از این رو فرضیه تحقیق عبارت است از اینکه "با افزایش اندازه عرصه باز، تنوع زیستی گونه‌های گیاهی افزایش پیدا خواهد کرد".

مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی

این تحقیق در جنگل‌های سری لالیس و دلدره از حوزه آبخیز طرح جنگلداری گلبن انجام شده است که جزء بخش کرکرد شهرستان نوشهر محسوب می‌شود. جنگل ناحیه مورد بررسی در محدوده ۲۹' ۳۶° تا ۳۲' ۳۶° عرض جغرافیایی و ۲۳' ۵۱° تا ۲۸' ۵۱° طول جغرافیایی با محدوده ارتفاعی ۲۰۰۰-۱۰۰۰ متر از سطح دریا قرار دارد. این جنگل با نام موزیک قره-چال، قطعه شاهد (۱۲۶) سری لالیس به‌شمار می‌رود. در قسمت پایین قطعه رودخانه‌ای دائمی جریان دارد که به‌عنوان مرز قطعه در نظر گرفته شده است. بیشتر سطح قطعه دارای شیب ۰-۳۰ درصد و با جهت غالب شمالی است. نوع سنگ مادر سنگ آهک مارنی، مخلوط با مارن سیلنتی به‌صورت تخریب‌یافته است. نفوذپذیری سنگ مادر ضعیف است و حرکات توده‌ای به همراه لغزش هم در آن دیده می‌شود. تیپ خاک قرمز پودزولیک همراه با قهوه‌ای شسته شده و پسدوگلی است. بافت خاک نیمه‌سنگین تا خیلی سنگین و عمق خاک از نیمه‌عمیق تا عمیق و با حداکثر عمق بیش از ۱ متر است. ساختمان خاک در افق بالا دانه‌ای ریز و درشت و در عمق زیرین منشوری مکعبی تا کلوخه‌ای ریشه‌دار است. عمق لاشبرگ ۵-۲ سانتی‌متر و عمق ریشه‌دوانی ۸۵-۸۰ سانتی‌متر است. درصد آهک فعال در بیشتر قسمت‌های قطعه تا عمق ۳۵ سانتی‌متر فاقد آهک فعال و از این عمق به پایین حدود ۵/۵-۳/۴ درصد است. تیپ جنگلی غالب راش به همراه گونه‌های ممرز، توسکا، شیردار، پلت، نم‌دار، ملج، گیلاس وحشی و بارانک است. وضعیت زادآوری به صورت لکه‌ای و

تحلیل داده‌ها

۲- شاخص غنای منهینیک^۴

$$R = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad [۴]$$

که در آن، R غنای گونه‌ای منهینیک، S تعداد گونه‌ها و N تعداد کل افراد است.

ج) شاخص‌های یکنواختی

۱- شاخص J' پیت^۵

$$E1 = \frac{H}{\ln(S)} \quad [۵]$$

که در آن، E یکنواختی پایلو، H شاخص شانون وینر، Ln لگاریتم طبیعی و S تعداد گونه‌هاست.

۲- شاخص کامارگو^۶

$$E = 1..0 - \left[\sum_{i=1}^s \sum_{j=i+1}^s \left[\frac{|P_i - P_j|}{S} \right] \right] \quad [۶]$$

که در آن، E شاخص یکنواختی کامارگو، Pi نسبت گونه i ام به کل نمونه، Pj نسبت گونه j ام به کل نمونه و S تعداد گونه در نمونه است.

مقادیر شاخص‌های تنوع زیستی با استفاده از نرم‌افزار-های Past و Ecological Methodology تعیین شد، سپس با استفاده از نرم‌افزار SPSS 15، میزان همبستگی شاخص‌ها با کلاسه‌های سطح عرصه بررسی و نمودار ارتباط اندازه سطوح عرصه‌های باز با هر شاخص در Excell رسم شد.

درصد پوشش همه گونه‌های گیاهی در میکروپلات‌ها ثبت شد. در هر عرصه باز، تنوع گونه‌ای با استفاده از شاخص‌های سیمپسون و شانون وینر، غنای گونه‌ای با شاخص‌های مارگالف و منهینیک و یکنواختی با شاخص‌های پایلو و کامارگو محاسبه شد. مقادیر هر کدام از شاخص‌های گفته شده با فرمول‌های زیر به دست آمد (Hawksworth, 1995; Hengeveld, 1996; Krebs, 1998; Waite, 2000):

الف) شاخص‌های تنوع گونه‌ای

۱- شاخص سیمپسون^۱

$$\xi = 1 - \sum_{i=1}^s \left[\frac{ni(ni-1)}{N(N-1)} \right] \quad [۱]$$

که در آن، ξ شاخص تنوع سیمپسون، s تعداد گونه‌ها و ni تعداد افراد مربوط به هر گونه با رتبه i و N تعداد کل افراد است.

۲- شاخص شانون وینر^۲

$$H = - \sum_{i=1}^s [P_i \ln(P_i)] \quad [۲]$$

که در آن، H شاخص تنوع شانون وینر و Pi فراوانی نسبی افراد گونه i ام در نمونه مورد نظر است.

ب) شاخص غنای گونه‌ای

۱- شاخص غنای مارگالف^۳

$$R = \frac{S-1}{\ln N} \quad [۳]$$

که در آن، R غنای گونه‌ای مارگالف، S تعداد گونه‌ها، Ln لگاریتم طبیعی و N تعداد کل افراد است.

4- Menhinick
5- Peet
6- Camargo

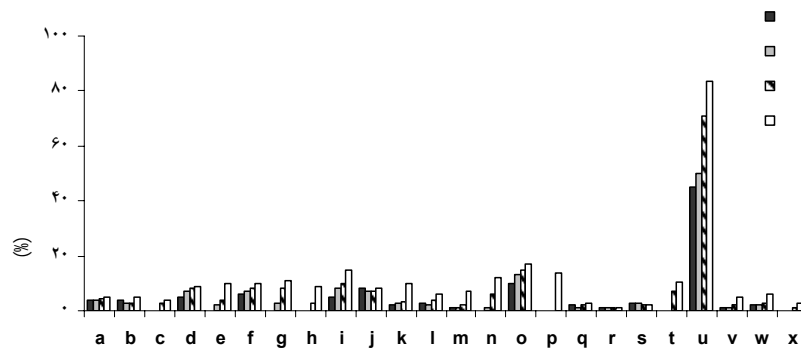
1- Simpson
2- Shanon and Weiner
3- Margalef

نتایج

همچنین کمترین فراوانی در بین گونه‌ها متعلق به گونه‌های *Carex* و *Oplismenus undulatifolius* بود (شکل ۱).

مقادیر شاخص‌های تنوع برای هر یک از عرصه‌های باز مختلف محاسبه شد که میانگین مقادیر هر یک از کلاسه‌های موجود در جدول ۱ نشان داده شده است. با توجه به نتایج همبستگی، مقادیر شاخص‌ها با افزایش اندازه افزایش پیدا کرده و همبستگی مثبتی نشان داده است، به طوری که در همه شاخص‌های مورد بررسی همبستگی ۱۰۰ درصد مشاهده می‌شود (شکل ۲، الف، ب، پ و ت).

با توجه به آماربرداری در منطقه مورد بررسی، طول کل ترانسکت‌های پیاده‌شده ۴۱۱۰ متر بود و ۵۹ عرصه باز جنگلی با اندازه‌های مختلف برداشت شد. در مجموع کلاسه سطح اول ($200-50 m^2$) ۲۱ عرصه باز، کلاسه سطح دوم ($200-400 m^2$) ۱۵ عرصه باز و کلاسه‌های سطح سوم ($400-600 m^2$) و چهارم ($>600 m^2$) هر کدام ۱۲ عرصه باز را در خود جای داده بود. در مجموع ۲۴ گونه گیاهی در ۱۵ خانواده در کف عرصه‌های باز شناسایی شد که بیشترین تعداد متعلق به خانواده *Dryopteris affinis* با سه گونه بود. گونه *Graminae* که نوعی سرخس است، بیشترین میزان فراوانی را در میان همه کلاسه‌های سطح به خود اختصاص داد.



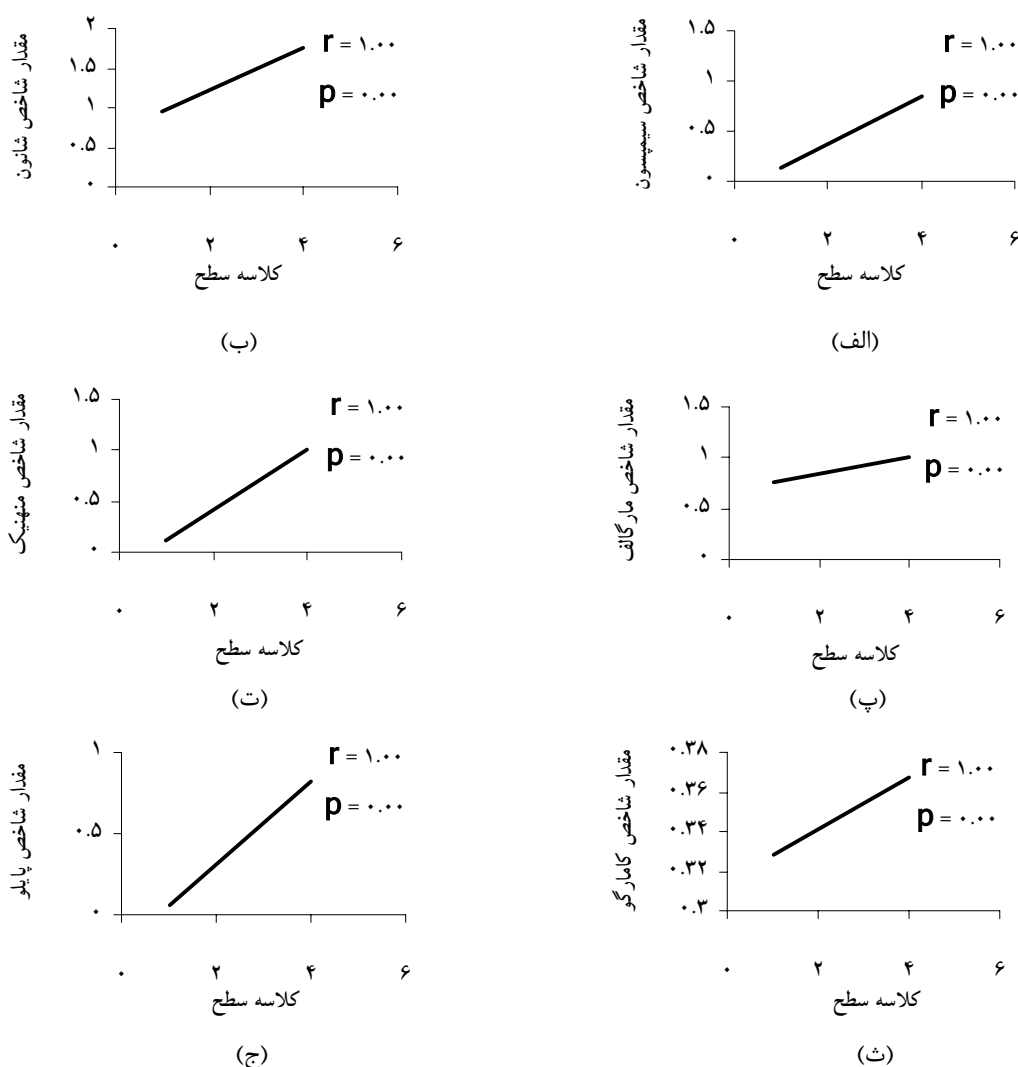
شکل ۱- مقایسه میانگین فراوانی انواع گونه‌های گیاهی در کلاسه‌های سطح مختلف

(نوع گونه‌ها: a: خاس، b: کوله خاص، c: پامچال هفت رنگ، d: نوعی بنفشه، e: سرخس پنجه‌ای، f: سرخس زنگی دارو، g: سرخس دوپایه دندانه‌دار، h: متماتی، i: فرفیون، j: تمیس، k: مرهمی، l: همیشک، m: علف بره کوهی، n: گزنه سفید، o: علف جیوه، p: تمشک کبود، q: بنفشه جنگلی، r: جگن، s: کارکس جنگلی، t: ازملک، u: نوعی سرخس، v: چمن جاروی جنگلی، w: تاج‌ریزی جنگلی، x: علف جنگلی)

همچنین هر دو شاخص اندازه‌گیری یکنواختی، همبستگی کامل و معنی‌داری (۱۰۰ درصد) را نشان دادند. (شکل ۲، ث و ج). شکل ۲ نشان می‌دهد که در مجموع روند صعودی شاخص‌ها تا آخرین کلاسه حفظ می‌شود، ولی جهش نمودار در مقدار شاخص پایلو به-طور محسوس‌تری نمایان است.

جدول ۱- میانگین مقادیر شاخص‌های تنوع زیستی در کلاسه‌های سطح عرصه‌های باز مختلف

شاخص‌های تنوع زیستی						کلاسه سطح عرصه باز
سیمپسون	شانون-وینر	مارگالف	منهینیک	پایلو	کامارگو	
۰/۲۱	۱/۰۱	۰/۷۲	۰/۲۸	۰/۰۹	۰/۳۲	کلاسه سطح اول
۰/۳۲	۱/۲۱	۰/۰۹	۰/۳۱	۰/۳۶	۰/۳۵	کلاسه سطح دوم
۰/۴۴	۱/۳۳	۰/۹۵	۰/۴۱	۰/۳۹	۰/۳۶	کلاسه سطح سوم
۰/۹۶	۱/۸۶	۰/۹۶	۱/۲۵	۰/۹۲	۰/۳۶	کلاسه سطح چهارم



شکل ۲- مقادیر همبستگی اسپیرمن بین شاخص‌های تنوع گونه‌ای (الف و ب)، شاخص‌های غنای گونه‌ای (پ و ت)، شاخص‌های یکنواختی (ث و ج) و چهار کلاس سطح (چهار کلاس به ترتیب با شماره‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ نام‌گذاری شده‌اند).

بحث

بیشترین سطح را در انواع کلاس‌های سطح عرصه‌های باز جنگلی در برمی‌گیرد. این گیاه جزء اولین گونه‌هایی است که در صورت بروز تخریب و ایجاد عرصه‌های باز جنگلی، به‌ویژه در راشستان‌ها فضا را اشغال می‌کند. علت این پدیده، به سرشت این گونه برمی‌گردد. سرخس گونه‌ای است که به مواد معدنی و نیتروژن زیادی نیاز دارد. با توجه به وجود این شرایط در عرصه‌های باز جنگلی اولین گونه جایگزین برای قرارگیری در این نواحی شناخته می‌شود. با بررسی واکنش گیاهان آوندی و غیر آوندی در عرصه‌های باز گزارش شده است

شناخت فرایندی که گسترش پوشش گیاهی را در زیر عرصه‌های باز جنگلی کنترل می‌کند، از اهمیت زیادی برای مدیریت نزدیک به طبیعت جنگل‌های راش برخوردار است (Schaetzel *et al.*, 1989). پژوهش‌های بسیاری افزایش تنوع زیستی مناطق دارای عرصه‌های باز جنگلی را نسبت به مناطقی با تاج‌پوشش بسته تأیید می‌کند (Vetaas, 1997; Moor & Vankat, 1986). با توجه به مطالبی که در نتایج بیان شد، مشخص است که گونه *Dryopteris affinis* که نوعی سرخس است،

مهمترین عامل تخریب در راشستان‌های شمال وقوع توفان و بادهای محلی است. همچنین با پایان یافتن دیرزیستی در گونه‌های درختی، تعداد زیادی از این گونه‌ها بر روی زمین می‌افتند. برگشت مواد آلی و معدنی این گونه‌ها به خاک مواد مغذی زیادی را در اختیار خاک قرار می‌دهد و سبب غنای زی‌توده می‌شود. در پژوهش‌های زیادی، افزایش تنوع و غنای گونه‌های چوبی و علفی در کنار درختان پوسیده گزارش شده است (Touchan *et al.*, 1996; Grassino-Mayer & Swetnam, 2000). ذکر این نکته ضروری است که در عرصه‌های باز و وسیع‌تر، رطوبت که مهم‌ترین عامل تجزیه سریع درختان افتاده است، به مقدار بیشتری در اختیار خشک‌دار قرار می‌گیرد. به همین علت گونه‌های شمال ایران نسبت به اروپای مرکزی که اقلیمی خشک دارد، زودتر تجزیه می‌شوند و این موضوع در افزایش تنوع گیاهی مناطق شمال نسبت به اروپای مرکزی بی‌تأثیر نیست، همچنین دمای محیط به‌عنوان یک عامل اکولوژیک مهم این فرایند را تشدید می‌کند. در تحقیقی با بررسی خشک‌دارهای نواحی تایگا به این نتیجه رسیدند که خشک‌دارها بیشترین سهم را در افزایش غنای خاک دارند و حیات گونه‌ها و جوامع گیاهی کف به شدت به آن‌ها وابسته است (Ferguson & Archibold, 2001).

به‌طور معمول عرصه‌های باز جنگلی، محلی مناسب برای لانه‌گزینی بسیاری از جانداران محسوب می‌شود. شدت گیاهخواری در این عرصه‌ها نسبت به جنگل بسته بیشتر است. با افزایش سطح عرصه‌ها تا اندازه‌ای که اکوسیستم از حال طبیعی خود خارج نشود (سطوح ۴۰۰-۲۰۰ متر مربع)، تبادلات و همزیستی گیاهان و جانوران نیز افزایش خواهد یافت، خورده شدن جزیی گیاه توسط علفخواران سبب رشد بیشتر و انبوه‌تر گیاهان می‌شود، ضمن اینکه جانداران مختلف از سوسک و پروانه گرفته تا پرندگان و جوندگان و ... نقش بسزایی در پراکنش بذر گونه‌های گیاهی و درختی دارند. (Naaf & Wulf (2007) با بررسی شرایط در

که سرخس‌ها به‌عنوان گونه‌های پیشگام همواره حضوری موفق در عرصه‌های باز جنگلی دارند و با افزایش سطح عرصه باز، از رویش مناسب‌تری برخوردار خواهند شد (Fischer *et al.*, 2002; Palmer *et al.*, 2000) که با نتایج این بررسی همخوانی دارد.

نتایج این تحقیق نشان داد عرصه‌های باز جنگلی تنوع زیستی زیادی دارند و این تنوع با افزایش سطح فزونی خواهد یافت. این نتیجه با بررسی حدادی مقدم (۱۳۸۶) در رابطه با تنوع و غنای گونه‌های گیاهی در عرصه‌های باز جنگل‌های راش هیرکانی در صفارود رامسر که تنوع گونه‌های علفی در عرصه‌های مختلف را نسبت به جنگل بسته بیشتر گزارش کرده بود، همخوانی دارد، وی همچنین غنای کل گونه‌های گیاهی را در عرصه‌های با اندازه‌های مختلف، متفاوت با هم معرفی کرده است. موسوی میرکلایی (۱۳۷۹) نیز با بررسی در راشستان‌های شمال ایران به این نتیجه رسیده است که اندازه سطح حفره بر روی میانگین فراوانی نهال‌ها تأثیرگذار است و با افزایش اندازه سطح حفره، نهال‌های همه گونه‌ها از لحاظ کمی و کیفی رشد بیشتری از خود نشان می‌دهند.

بعد از تخریب در جنگل، منابع و شرایط اکولوژیکی دچار تغییر می‌شود، نور بیشتری به کف می‌رسد، رطوبت خاک و میکرو اقلیم افزایش می‌یابد و ظرفیت اکسیژن‌گیری به‌صورت محسوس زیاد می‌شود. مجموعه این عوامل سبب می‌شود سیر تحولی و پویایی توده در مدت زمان کمتر و با سرعت بیشتری انجام شود. به خوبی مشخص است با ایجاد تغییرات گفته‌شده، توانایی عرصه‌ها برای رویش جوامع گیاهی زیرآشکوب افزایش پیدا خواهد کرد.

(2006) Felton *et al.* و (1988) Collins & Pickett با بررسی عرصه‌های باز جنگلی، تأکید کردند که مهم‌ترین عامل مؤثر بر افزایش تنوع و غنای گونه‌ای در عرصه‌های باز، اندازه عرصه‌های باز و به‌دنبال آن قابلیت دسترسی راحت‌تر به منابع نوری و آبی است که نتایج این تحقیق را تأیید می‌کند.

به شکل‌گیری این فرایند کمک بیشتری می‌کند که با نتایج این بررسی مطابقت دارد.

عوامل پرشماری در جای‌گیری گونه‌های گیاهی کف جنگل تأثیرگذارند، از این‌رو رویش گیاه در هر محل نشان از تعادل رقابتی آن گونه با گونه‌های دیگر و با شرایط محیطی حاکم است. بنابراین گیاه در محیطی قرار می‌گیرد که ضمن دسترسی مناسب‌تر به منابع و شرایط اکولوژیک، در مقابل عوامل جوی محافظت شود. درختان حاشیه عرصه‌های باز چنین نقشی را برای گونه‌های داخل عرصه ایفا می‌کنند. در تحقیقی با بررسی عرصه‌های باز تاجی در جنگل‌های حاره، ضمن گزارش این مطلب بیان شد که درختان واقع در محیط عرصه‌های باز، گذشته از اینکه گیاهان را در برابر سرما و یخبندان حفاظت می‌کند، نور را هم به‌صورت شکسته و فیلترشده در اختیار گیاهان قرار می‌دهند و با این کار عرصه‌ها کانون توجه گونه‌های بیشتری قرار می‌گیرند (De lima & De moura, 2006).

همان‌طور که نشان داده شد، تنوع گونه‌ای در عرصه‌های باز، همبستگی معنی‌داری با اندازه عرصه‌ها دارد، به‌طوری که با افزایش اندازه عرصه باز تنوع زیستی افزایش زیادی پیدا کرده است. امروزه بررسی‌های زیادی در مورد استفاده از عرصه‌های باز در جنگلکاری-ها و اجرای عملیات پرورشی صورت می‌گیرد. بیشترین تأکید در این مطالعات، اجرای برش برای ایجاد عرصه با سطح کوچک تا متوسط است، چرا که کنترل تنوع گونه‌های گیاهی در عرصه‌های خیلی وسیع بسیار مشکل است. محور بیشتر پژوهش‌ها این است که ضمن اجرای طرح‌های جنگلکاری و جنگلداری، تنوع زیستی را به‌صورت کنترل شده در اختیار داشته باشند. از این رو پیشنهاد می‌شود در جنگل‌های شمال کشور ایجاد عرصه‌های باز با سطح متوسط (۲۰۰-۴۰۰ متر مربع) مورد توجه بیشتری قرار گیرد. بی‌گمان، طراحی چنین مسیری به مدیران این امکان را می‌دهد که در آینده با مخاطرات کمتری مواجه شود.

عرصه‌های باز راشستان‌های اروپای مرکزی، ضمن بیان تأثیر تغییرات میکرو اقلیم بر تنوع و غنای بیشتر گیاهان عرصه باز، وجود جانوران را به‌عنوان کمک‌کننده در این مسئله ضروری دانستند.

یکی از تخریب‌هایی که در راشستان‌ها زیاد مشاهده می‌شود، ریشه‌کن شدن درختان و به‌دنبال آن ایجاد نواحی میکروتوپوگرافیک پیت و ماند^۱ است. این نواحی میکروتوپوگرافی سبب ایجاد میکرواقلیم در منطقه می‌شود. نواحی پیت با دارا بودن شیب خاص، محل انباشت مواد غذایی می‌شود که از مانده‌های کوچک و با دارا بودن مواد آلی و معدنی، ریشه به‌واسطه جریان‌های فرسایش به آن راه پیدا می‌کند. در نتیجه بستر مناسبی برای رویش گونه‌های گیاهی پدید می‌آید. ضمن اینکه پیت‌ها محل مناسبی برای گیاه به‌منظور در امان ماندن از یخبندان‌ها محسوب می‌شود. با بررسی تغییرات نوری و رطوبتی در زیرآشکوب عرصه‌های تاجی در جنوب آپالاش گزارش شد که تنوع گونه‌های گیاهی در پیت و ماندها به دلایل گفته‌شده در بالا به‌صورت معنی‌داری از مناطق دیگر بیشتر است (McNab *et al.*, 2004).

تنوع گونه‌ای عرصه‌های باز ممکن است ناشی از گونه‌زایی هم باشد. محققان زیادی با بررسی رابطه تنوع و غنای گونه‌های گیاهی با عرصه‌های باز جنگل، ذکر کرده‌اند که ایجاد عرصه باز در جنگل و حضور گونه‌های گیاهی مختلف، از یک طرف سبب پایداری اکوسیستم می‌شود و از تخریب آن جلوگیری به‌عمل می‌آورد و از طرف دیگر با ایجاد آشیان اکولوژیک و همزیستی بین گونه‌ای، نقش مهمی در پیدایش گونه‌ها، زیرگونه‌ها و ژنوتیپ‌های جدید ایفا می‌کند. (Denslow 1980) و (Silvertown & Smith 1988) با بررسی عرصه‌های باز جنگلی به این نتیجه رسیدند که گونه‌زایی به‌علت تبادلات خاص حیاتی در عرصه‌های باز، بیشتر از مناطق دیگر است. هرچقدر تاج‌پوشش جنگل بسته‌تر باشد، در درازمدت، ایجاد عرصه‌های باز با فضای زیاد،

منابع

- جنگل‌های کلاردشت (طرح لنگا)؛ فصل‌نامه پژوهشی تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، جلد ۱۲ (۲): ۲۵۱-۲۶۶.
- مصداقی، منصور، ۱۳۸۰. توصیف و تحلیل پوشش گیاهی، انتشارات دانشگاه تهران، ص ۲۸۷.
- موسوی میرکلایی، سیدرضا، ۱۳۷۹. بررسی جنگل-شناسی حفره‌های زادآوری شده در سری شوراب از حوزه گل‌بند، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس، ص ۶۹.
- Anderson, K.L. & D.J. Leopold, 2002. The role of canopy gaps in maintaining vascular plant diversity at a forested wetland in New York State, *J. Torrey Bot. Soc.* 129: 238-250.
- Attiwill, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems-the ecological basis for conservative management, *Forest Ecology and Management*, 63: 247-300.
- Barton, A.M., 1984. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: do they partition treefall gaps?, *Trop. Ecol.* 25: 196-202.
- Battaglia, L.L., R.R. Sharitz & P.R. Minchin, 1999. Patterns of seedling and overstory composition along a gradient of hurricane disturbance in an old-growth bottomland hardwood community, *Can. J. For. Res.*, 29: 144-156.
- Bazzaz, F.A. & P.M. Wayne, 1994. Coping with environmental heterogeneity: the physiological ecology of tree seedling regeneration across the gap-understory continuum. In: Caldwell, M.M., Percy, R.W. (Eds.), *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants*, Academic Press, New York, 349-390.
- Beatty, S.W. & O.D.V. Sholes, 1988. Leaf litter effect on plant species composition of deciduous forest treefall pits, *Can. J. For. Res.*, 18: 553-559.
- Beatty, S.W. & E.L. Stone, 1986. The variety of soil microsites created by tree falls, *Can. J. For. Res.*, 16: 539-548.
- Brothers, T.S. & A. Spingarn, 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old-growth forests, *Conserv. Biol.*, 6: 91-100.
- Canham, C.D., 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: response to canopy gaps, *Ecology*, 69: 786-795.
- حدادی‌مقدم، حمیدرضا، ۱۳۸۶. بررسی تأثیر اندازه مختلف حفره ایجاد شده از برش تک‌گزینی بر روی تنوع و ترکیب گونه‌های گیاهی در راشستان صفارود رامسر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشگاه گیلان، ص ۷۷.
- دلفان‌بازری، بهرام، خسرو ثاقب‌طالبی و منوچهر نمیرانیان، ۱۳۸۳. بررسی سطوح حفره‌های زادآوری و وضعیت کمی نهال‌های استقرار یافته در قطعه شاهد
- Carlton, G.C. & F.A. Bazzaz, 1998. Resource congruence and forest regeneration following an experimental hurricane blowdown, *Ecology*, 79: 1305-1319.
- Coates, D.K. & P.J. Burton, 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives, *Forest Ecology and Management*, 99: 337-354.
- Collins, B.S. & S.T.A. Pickett, 1988. Demographic responses of herb layer species to experimental canopy gaps in a northern hardwoods forest, *J. Ecol.*, 76: 437-450.
- Collins, B.S. & S.T.A. Pickett, 1988. Response of herb layer cover to experimental canopy gaps, *Am. Midland Nat.*, 119: 282-290.
- De Lima R.A.F. & L.C. De Moura, 2006. Canopy gap colonization in the atlantic montane rain forest, *Biology and technology*, 49: 953-965.
- Denslow J.S., 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees, *Biotropica*, 12: 47-55.
- Euskirchen, E.S. & J.Bi.R. Chen, 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin, *Forest Ecology and Management*, 148: 93-108.
- Felton, A.M., J. Wood & D.B. Lindenmayer, 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.
- Ferguson, S.H. & D.J. Archibald, 2001. The 3/4 power law in forest management: how to grow dead trees, *Forest Ecology and Management*, 169: 283-292.
- Fischer A, M.A. Lindner & P. Lasch, 2002. Vegetation dynamics in Central European forest

- ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events, *Folia Geobot*, 37: 17-32.
- Fraver, S., 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina, *Conserv. Biol*, 8: 822-832.
- Goldblum, D., 1997. The effects of treefall gaps on understorey vegetation in New York State, *J. Veg. Sci*, 8: 125-132.
- Gray, A.N. & T.A. Spies, 1997. Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps, *Ecology*, 78: 2458-2473.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory, *Am. Nat*, 111: 1169-1194.
- Grissino-Mayer, H.D. & T.W. Swetnam, 2000. Century-scale climate forcing of fire regimes in the American Southwest. *Holocene*, 10: 213-220.
- Harper, K.A. & S.E. Macdonald, 2002. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest, *J. Vegetation Sci*, 13: 535-546.
- Harper, K.A. & S.E. Macdonald, 2002. The critical values program for assessing edge influence, *Bull. Ecol. Soc. Am*, 83: 61-62.
- Hawksworth, D.L., 1995. Biodiversity measurement and estimation. Chapman and Hall, London, 185 pp.
- Hengeveld, R. 1996. Measuring ecological biodiversity, *Letter*, 3: 58-65.
- Huttl, R.F., B.U. Schneider, B. MuÈnzenberger, T. Fischer, A. Steiner & J. WoÈllecke, 1998. EinfluÈ von Niederschlagsarmut und erhøhtem Stickstoffeintrag auf Prozesse in der Rhizosphäre von Kiefernforst-OÈkosystemen des Nordostdeutschen Tieflands, *Forum der Forschung*, 7: 109-116.
- Krasny M.E. & L.M. DiGregorio, 2001. Gap dynamics in Allegheny northern hardwood forests in the presence of beech bark disease and gypsy moth disturbances, *Forest Ecology and Management*, 144: 265-274.
- Krebs, J.C., 1998. ecological methodology. Addison Wesley Longman Inc., 620 pp.
- McNab, H.W., C.H. Greenberg & E.C. Berg, 2004. Landscape distribution and characteristics of large hurricanerelated canopy gaps in a southern Appalachian watershed, *Forest Ecology and Management*, 196: 435-447.
- Moore M.R. & J. L. Vankat, 1986. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a mature beech-maple forest, *Am Midl Nat*, 115: 336-347.
- Naaf, T. & M. Wulf, 2007. Effects of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps, *Forest Ecology and management*, 244: 141-149.
- Nilsson, M.C. & D.A. Wardle, 2005. Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest, *Front. Ecol. Environ*, 3: 421-428.
- Palmer, M.W., S.D. McAlister, J.R. Arevalo & J.K. De Coster, 2000. Changes in the understorey during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests, *J Veg Sci*, 11: 841-854.
- Peterson, C.J., W.P. Carson, B.C. McCarthy & S.T.A. Pickett, 1990. Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds, *Oikos*, 58: 39-46.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White, 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, New York.
- Rose, J.E. & A.D. Kendle, 2000. The aliens have landed! What are the justification for" native only" policie in landscape plantings?, *Forest Ecology and Management*, 47: 19-31.
- Runkle J.R., 1984. Development of woody vegetation in treefall gaps in a beech-sugar maple forest, *Holarctic Ecol*, 7: 157-164.
- Runkle, J.R., 1985. Comparison of methods for determining fraction of land area in treefall gaps, *For. Sci*, 31: 15-19.
- Schaetzel, R.J, S.F. Burns, D.L. Johnson & T.W. Small, 1989. Tree uprooting: review of impacts on forest ecology, *Vegetatio*, 79: 165-176.
- Silvertown J. & B. Smith, 1988. Gaps in the canopy: the missing dimension in vegetation dynamics, *Vegetation*, 77: 57-60.
- Touchan, R., C.D. Allen & T.W. Swetnam, 1996. Fire history and climatic patterns in ponderosa pine and mixed-conifer forests of the Jemez Mountains, northern New Mexico. In: Allen, C.D. (Tech. Ed.), Fire Effects in Southwestern Forests: Proceedings of the Second La Mesa Fire Symposium, For. Serv. Gen. Tech. Re RM-GTR-286. United States Department of Agriculture, Fort Collins, CO, pp. 33-46.
- Vetaas, O.R., 1997. The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest, *Plant Ecol*, 132: 29-38.
- Waite, S., 2000. Statistical ecology in practice: A guide to analysing environmental and ecological field data. 414 pp.

The effect of forest gaps size on biodiversity of plant species in Lalis forest-Nowshahr

S. Shabani¹, M. Akbarinia^{*2}, Gh. Jalali² and A. Aliarab³

¹M.Sc. Student, Faculty of Natural Resources, University of Tarbiat Modares, I. R. Iran

²Associate Prof., Faculty of Natural Resources, University of Tarbiat Modares, I. R. Iran

³Ph.D. Student, Faculty of Natural Resources, University of Tarbiat Modares, I. R. Iran

(Received: 05 November 2008, Accepted: 13 June 2009)

Abstract

Forest gaps size and created conditions within gaps are of great importance on biodiversity of understory vegetation. For this purpose and better understanding of biodiversity, different indices were used in highland forests of Lalis located in Nowshahr. Line transect method was used for sampling and plant abundances were also recorded. Forest gap areas were divided into four classes including 50 - 200, 200 - 400, 400 - 600 and > 600 m² area. Pearson correlation was applied for indices and area classes. In total, 59 gaps were recorded and 24 species belonging to 15 families were identified in the studied area. *Dryopteris affinis* had the highest abundance in whole of the classes. The value of species diversity, richness and evenness indices showed highest correlation with increasing gap area with coefficient equal to 1.00.

Key words: Forest gap, Area classes, Biodiversity indices, Correlation coefficient.