نشریه جنگل و فرآورده‌های چوب، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۶۶، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۲
۴۴۱

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۷/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۲/۲۱

تأثیر جنگل‌کاری با گونه‌های سریع‌الرشد غیربومی بر تنوع گیاهیِ زیراشکوب (مطالعهٔ موردی: پارک جنگلی گهر دورود در استان لرستان)

❖ **بابک پیله‌ور*:** استادیار گروه جنگل‌داری، دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران
❖ **معصومه متین‌کیا:** کارشناس ارشد رشتهٔ جنگل‌داری، دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران
❖ **غلامحسن ویسکرمی:** دانشجوی دکتری بیوسیستماتیک گیاهی، دانشکدهٔ زیست‌شناسی دانشگاه تهران، تهران، ایران
❖ **حمیدرضا متین‌فر:** استادیار گروه خاک‌شناسی، دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران

Archive of SID

چکیده

جنگل‌کاری‌ها از طریق تأثیر بر ویژگی‌های خاک و سایهٔ ناشی از تاج پوشش می‌توانند تأثیر مثبت یا منفی بر تنوع گیاهان زیراشکوب داشته باشند. در این مطالعه، تأثیرات جنگل‌کاری با گونهٔ کاج بروسیا بر تنوع گیاهی زیراشکوب بررسی شد. بدین‌منظور، در شکل زمین یکسان با استفاده از قطعات نمونهٔ ۴۰۰ متر مربعی حاوی ۵ قطعه‌نمونهٔ ٤ متر مربعی در مرکز و چهار گوشهٔ آن، از تنوع گیاهی و خاک در سه افق ۰ـ۱۰، ۱۰ـ۲۰، و ۲۰ـ۳۰ سانتی‌متری در سه تیپ جنگل‌کاری خالص کاج بروسیا، آمیختهٔ اقاقیا و کاج بروسیا، اقاقیای خالص، و تودهٔ جنگلی طبیعی بلوط ایرانی، به‌عنوان شاهد، نمونه‌برداری شد. نتایج نشان داد که میزان غنا در تیپ جنگل‌کاری کاج بروسیا، آمیختهٔ اقاقیا و بروسیا، اقاقیا، و تودهٔ بلوط ایرانی به‌ترتیب برابر ۱٦، ۳۰، ۳۱، و ۳٤ گونه بوده است. کمترین میزان تشابه براساس شاخص‌های سورنسون و جاکارد بین تیپ جنگل‌کاری بروسیا با بلوط، و بیشترین تشابه بین جنگل‌کاری اقاقیا با جنگل‌کاری آمیختهٔ اقاقیا-بروسیا وجود داشت. بیشترین و کمترین مقدار شاخص غالبیت گونه‌ای سیمپسون به‌ترتیب در تیپ بروسیا و در تودهٔ بلوط، و بیشترین و کمترین میزان تنوع و تعداد گونهٔ اندمیک در تودهٔ بلوط (شش گونه) و در تیپ بروسیا (یک گونه) مشاهده شد. با توجه به تغییرات محدود در برخی عناصر خاک در افق ۰ـ۱۰، تغییرات در تنوع گیاهان زیراشکوب را می‌توان علاوه بر خاک، ناشی از تاج پوشش سنگین گونهٔ کاج بروسیا و اثر سایهٔ آن دانست.

واژگان کلیدی: اقاقیا، بلوط ایرانی، تنوع زیستی، جنگل‌کاری، کاج بروسیا.

* نویسندهٔ مسئول تلفن: ۰۹۱۲۵۲۲۸۵۱۲
Email: babakpilehvar@yahoo.com , pilehvar.b@lu.ac.ir

www.SID.ir

مقدمه

یکی از اهداف مهم در مدیریت پایدار جنگل حفاظت از تنوع گونه‌ای در جنگل‌های تحت مدیریت است [۱ـ۵] و این در حالی است که بیش از نیمی از موجودات زندهٔ خاک‌زی در اکوسیستم‌های جنگلی زندگی می‌کنند [۶]. در مقیاس جهانی، سالانه حدود ۱۳ میلیون هکتار از جنگل‌های طبیعی و نیمه‌طبیعی به‌علت تبدیل به اراضی زراعی از بین می‌روند [۷، ۸]. در حالی که سطح جنگل‌کاری‌ها حدود ۳/۵ درصد مساحت جنگل‌ها (۱۴۰ میلیون هکتار) است و توسعهٔ آن در حدود ۲ تا ۳ میلیون هکتار در سال تخمین زده می‌شود [۷]. در این راستا، جنگل‌کاری با گونه‌های تندرشد، با توجه به توان بالقوهٔ اراضی، بخشی از برنامهٔ توسعهٔ اقتصادی جوامع است [۹].

جنگل‌کاری از طریق تأثیر بر ویژگی‌های خاک می‌تواند یکی از عوامل تغییر در پوشش گیاهی باشد [۱۰ـ۱۲]، اما در بیشتر موارد، این تأثیرات تاج پوشش درختانِ جنگل‌کاری‌شده است که بر تغییر تنوع گیاهی زیراشکوب نقش مؤثر داشته است [۱۳، ۱۴]. اساساً، زیستگاه‌های طبیعی در مقایسه با جنگل‌کاری‌ها تنوع گونه‌ای بیشتری دارند، اما در عین حال، شواهد متعددی وجود دارد که جنگل‌کاری‌ها می‌توانند زیستگاه‌های ارزشمندی برای بعضی از گونه‌های در معرض تهدید یا در خطر انقراض فراهم کنند؛ نیز می‌توانند از طریق مکانیسم‌های مختلف در حفاظت از تنوع زیستی مشارکت داشته باشند [۱۵]. نتایج تحقیقات در زمینهٔ اثر جنگل‌کاری بر تنوع زیستی را می‌توان به دو دسته تقسیم کرد: گروه اول گزارش کرده‌اند که جنگل‌کاری باعث کاهش تنوع زیستی شده است [۱۶ـ۲۲]. و دستهٔ دوم جنگل‌کاری را عامل افزایش تنوع زیستی دانسته‌اند [۱۵، ۲۳، ۲۴، ۲۵، ۲۶]. در ایران، رستم‌آبادی و طبری کوچکسرائی (۲۰۰۹) به این نتیجه رسیدند که توده‌های پهن‌برگ و سوزنی‌برگ مورد مطالعه، جز در تعداد گونه، در هیچ‌کدام از شاخص‌های تنوع تفاوتی را نشان نداده است [۲۷].

معمولاً، جنگل‌های طبیعی در مقایسه با جنگل‌کاری‌ها زیستگاه‌های مساعدتری برای گونه‌های بومی فراهم می‌کنند [۴، ۲۸]، اما میزان آن به شدت مداخلات در جنگل‌کاری‌ها و اختلاف بین گونه‌های جنگل‌کاری‌شده با گونه‌های طبیعی آن منطقه بستگی دارد. به‌طور کلی، به‌لحاظ غنای گونه‌ای در جنگل‌کاری‌ها در مقایسه با جنگل‌های طبیعی یا شبه‌طبیعی، میزان گونه‌های با عملکرد تخصصی در قیاس با گونه‌های با عملکرد عمومی کمتر است [۲۹، ۳۰]. گونه‌های سوزنی‌برگ به‌سبب رشد سریع و تولید چوب باکیفیت در بیشتر نقاط دنیا جنگل‌کاری شده‌اند. با توجه به تأثیر معنی‌دار این دسته از درختان بر کاهش تنوع زیستی مناطق جنگل‌کاری‌شده، لزوم مطالعهٔ تأثیرات آن‌ها بر تنوع زیستی به‌شدت احساس می‌شود [۳۱].

پارک جنگلی گهر شهرستان دورود در استان لرستان، با هدف احیا و تفرج، در سال ۱۳۵۶ با گونه‌های اقاقیا و کاج بروسیا جنگل‌کاری شده است. با توجه به قدمت این پارک جنگلی، تأثیرات آن بر تنوع گیاهی و خاک درخور توجه است؛ بنابراین، این مطالعه با هدف تعیین میزان و نوع تأثیرات گونه‌های مختلف جنگل‌کاری‌شده بر خاک و تنوع گیاهی زیراشکوب صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ مورد مطالعه

منطقهٔ مورد مطالعه در این تحقیق، پارک جنگلی گهر شهرستان دورود در استان لرستان با مساحت ۳۵ هکتار و یک تودهٔ طبیعی بلوط ایرانی با مساحتی حدود ۹ هکتار است که بین ´۴ و °۴۹ طول شرقی و

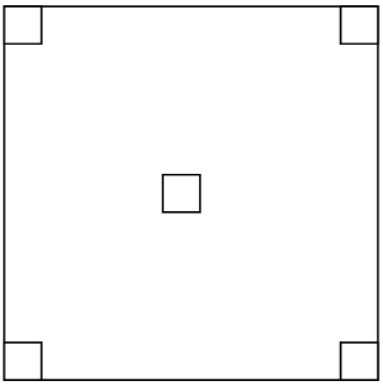
Archive of SID

www.SID.ir

´۲۸ و °۳۲ عرض شمالی واقع شده است. حداقل ارتفاع منطقهٔ بررسی شده ۱۴۰۲ متر و حداکثر ارتفاع ۱۷۰۲ متر از سطح دریاست. براساس طبقه‌بندی دومارتن منطقه دارای اقلیم مدیترانه‌ای، و براساس روش کوپن اقلیم آن نیمه‌خشک سرد، و براساس تقسیم‌بندی آمبرژه جزء «اقلیم نیمه‌مرطوب سرد» محسوب می‌شود. متوسط بارش سالیانهٔ این شهرستان ۶۳۰ میلی‌متر، و متوسط دمای سالیانهٔ آن معادل ۱۵ درجهٔ سانتی‌گراد است. درختان اقاقیا، کاج بروسیا، و کاج تهران گونه‌های درختی غالب پارک جنگلی را تشکیل می‌دهند. البته گونه‌های دیگری مانند عرعر، انجیر، افرا سیاه، سرو نقره‌ای، و زبان‌گنجشک نیز در پارک مشاهده می‌شود [۳۲]. جنگل طبیعی مجاور پارک به‌عنوان منطقهٔ شاهد انتخاب شد. در این منطقه، گونهٔ بلوط ایرانی[1] گونهٔ غالب را تشکیل می‌دهد که تحت تأثیر دخالت‌های انسانی به‌شکل شاخه‌زاد و با تراکم اندک مشاهده می‌شود.

روش‌ها

در این پژوهش، سه تیپ جنگل‌کاری شامل تیپ خالص اقاقیا، تیپ خالص کاج بروسیا، و تیپ جنگل‌کاری آمیختهٔ بروسیا ـ اقاقیا، در محدودهٔ پارک، و تیپ خالص بلوط ایرانی با منشأ طبیعی به‌عنوان منطقهٔ شاهد، واقع در حومهٔ پارک، انتخاب شد. به‌منظور حذف تأثیر عامل فیزیوگرافی زمین بر تنوع گونه‌ای کف، با توجه به محدودیت سطح عرصهٔ پارک و جنگل طبیعی مجاور، نمونه‌برداری‌ها در طبقهٔ ارتفاعی ۱۴۵۰ــ۱۵۵۰ متر، شیب ۲۰ــ۵۰ درصد، و جهت دامنهٔ شمالی، انجام شد. در هر تیپ رویشی ۴ قطعه‌نمونهٔ اصلی ۴۰۰ متر مربعی (۲۰×۲۰) برای آماربرداری از ویژگی‌های کمّی و کیفی درختان و در هر قطعه‌نمونهٔ اصلی ۵ تحت قطعه‌نمونهٔ ۴ متر مربعی (۲×۲) در مرکز و چهار کنج داخلی قطعه‌نمونهٔ اصلی برای مطالعهٔ فلور کف استفاده شد [۵]. اندازهٔ تحت قطعه‌نمونه برمبنای منحنی سطح‌ــگونه انتخاب شد (شکل ۱).



شکل ۱. شکل قطعه‌نمونهٔ استفاده‌شده در مطالعه

در هریک از قطعات نمونهٔ اصلی، نام گونه‌های درختی ثبت شد و درصد تاج پوشش، به کمک اندازه‌گیری دو قطر عمود بر هم تاج هر درخت و محاسبهٔ سطح تاج تمام درختان در قطعه‌نمونه محاسبه شد. درختانی که بیش از نیمی از سطح تاج پوشش آن‌ها در قطعه‌نمونه قرار داشت در این محاسبات منظور شدند. متوسط درصد تاج پوشش درختی در چهار قطعه‌نمونه به‌عنوان درصد تاج پوشش آن تیپ جنگلی در نظر گرفته شد. در تحت قطعات نمونه نام و درصد تاج پوشش گونه‌های علفی به‌صورت تخمین چشمی ثبت شد. نمونه‌های گیاهی پس از پرس و آماده‌سازی برای شناسایی به هرباریوم دانشگاه لرستان منتقل و با استفاده از منابع فارسی، فلور ایرانیکا [۳۳]، فلور ترکیه [۳۴]، و فلور رنگی ایران [۳۵] شناسایی شدند.

در هر تیپ جنگلی یک نمونهٔ ترکیبی از هر افق خاک (۰ـ۱۰ ، ۱۰ـ۲۰ و ۲۰ـ۳۰) با آمیختن ۴ نمونهٔ برداشت‌شده از چهار قطعه‌نمونه به آزمایشگاه منتقل شد تا ویژگی‌های خاک کف عرصه بررسی و تغییرات رخ‌داده در خاک تیپ‌های مختلف جنگل‌کاری پس از گذشت ۳۳ سال و آثار آن بر روی

1. Quercus brantii var. persica

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۱. فرمول‌های مورد استفاده در محاسبهٔ شاخص‌های به‌کاررفته

پارامترها		رابطه	شاخص
	لودویگ و رینولد به نقل از شلدون (۱۹۶۹) [۴۱]	$E_2 = \frac{e^H}{S}$	شلدون
e= مبنای لگاریتم طبیعی H= تابع شنن وینر n_i= تعداد افراد گونهٔ iام p_i= فراوانی نسبی گونهٔ iام	پیت (۱۹۷۴) [۴۲]	$J = \frac{[-\sum p_i \ln p_i]}{\ln S}$	پایلو
	پایلو (۱۹۶۹) [۴۳]	$1-D = 1-\sum_{i=1}^{S}(p_i)^2$	سیمپسون
	بارنز (۱۹۹۸) [۳۷]	$H = -\sum_{i=1}^{S} p_i \times \ln(p_i)$	شنن وینر
	بارنز (۱۹۹۸) [۳۷]	$D_D = \sum_{i=1}^{S}(p_i)^2$	غلبه

تنوع فلور کف جنگل تعیین شود. در این مطالعه، بافت خاک به‌روش هیدرومتری، اسیدیته و شوری خاک به‌روش عصارهٔ گل اشباع [۳۶]، ازت خاک با استفاده از روش کجلدال [۳۷]، کربن آلی به‌روش والکی بلاک [۳۸]، فسفر قابل جذب به‌روش اولسون [۳۹]، و میزان سدیم و پتاسیم خاک با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر [۴۰]، اندازه‌گیری شد.

محاسبهٔ شاخص‌های یکنواختی پایلو[1] و شلدون[2]، شاخص‌های تنوع سیمپسون[3] و شنن وینر[4] و شاخص غالبیت گونه‌ای[5] از طریق فرمول‌های جدول ۱ با استفاده از نرم‌افزار PAST صورت گرفت. برای بررسی نرمال‌بودن داده‌ها، با استفاده از نرم‌افزار SPSS ver.16 از آزمون غیرپارامتریک کولموگروف اسمیرنوف استفاده شد. به‌منظور تعیین اختلاف بین میانگین شاخص‌های محاسبه‌شده در هر تیپ رویشی، با توجه به نرمال‌بودن داده‌ها، از آنالیز واریانس یک‌طرفه استفاده شد. با توجه به همگنی واریانس‌ها از آزمون دانکن به‌منظور مقایسهٔ میانگین‌ها استفاده شد. تشابه گونه‌ای در سه منطقهٔ جنگل‌کاری‌شده به‌همراه تیپ بلوط با استفاده از ضرایب تشابه سورنسون و جاکارد [۴۱] محاسبه و کلیهٔ نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel ترسیم شد.

بحث و نتایج

متوسط درصد تاج پوشش تیپ‌های جنگل‌کاری‌شده و تیپ جنگل بلوط طبیعی محاسبه و از طریق تجزیهٔ واریانس و آزمون دانکن مقایسه شد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، متوسط درصد تاج پوشش بین چهار تیپ مورد مطالعه با هم اختلاف معنی‌داری نشان داد (جدول ۲). فاصلهٔ کشت و ویژگی‌های مورفولوژیک تاج گونه‌های جنگل‌کاری‌شده در این زمینه تأثیر بسزایی داشته‌اند. علاوه بر اینکه جنگل طبیعی بلوط به سبب بهره‌برداری و مداخلات انسانی تراکم نسبتاً پایینی داشت.

نتایج حاصل از آزمون‌های خاک نشان از تغییرات چشمگیر در خاک منطقه، تحت شرایط جنگل‌کاری با گونه‌های متفاوت، دارد. خاک زیرتودهٔ بلوط ایرانی معرّف خاک طبیعی منطقه بر اثر توالی گیاهی، تحت

1. Pielou
2. Sheldon
3. Simpson
4. Shannon & Weaner
5. Dominance

Archive of SID
www.SID.ir

تأثیر اقلیم منطقه‌ای است که به‌واسطهٔ مداخلات انسانی دستخوش فرسایش نیز بوده است. خاک زیرتوده‌های جنگل‌کاری‌شده تغییرات مشخصی در طول ۳۳ سال از زمان جنگل‌کاری به‌سبب حضور گونه‌های غیر بومی از خود نشان داده است.

جدول ۲. مقایسهٔ میانگین تاج پوشش درختی در سه تیپ جنگل‌کاری و جنگل بلوط طبیعی در منطقهٔ مورد مطالعه (میانگین‌هایی که دارای حروف متفاوت‌اند از نظر آماری اختلاف معنی‌داری با یکدیگر دارند. مقادیر اشتباه معیار در پرانتز آورده شده است.)

تیپ جنگلی	درصد تاج پوشش
اقاقیای خالص	۲۰/۳۵ (۰/۳۵) [a]
بلوط	۳۷/۸۴ (۱/۱۷)[b]
آمیخته	۴۴/۱۹ (۰/۹۲)[c]
کاج بروسیا	۵۳/۶۳ (۱/۷۴)[d]
آمارهٔ F	۱۴۶/۳۹۱
مقدار P	۰/۰۰۰

جدول ۳. نتایج آزمایش نمونه‌های خاک در چهار تیپ مورد بررسی

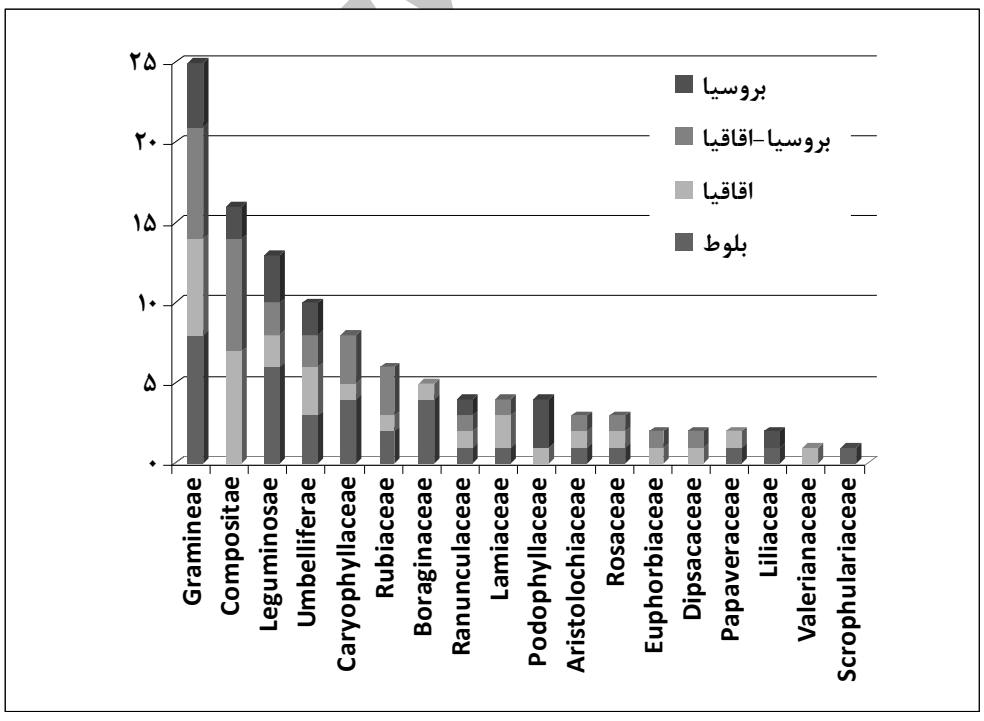
تیپ جنگلی	عمق خاک	شوری ds/m	پتاسیم قابل جذب ppm	سدیم برحسب pmm	بافت خاک	ازت برحسب درصد	درصد کربن آلی	نسبت کربن آلی به نیتروژن	میزان اسیدیته	میزان فسفر قابل جذب ppm
	۱۰_۰	۰/۲۲	۸۵	۹	سیلتی لومی	۰/۰۹۷	۲۱/۱	۱۲/۴۷	۷/۸۵	۳/۸
بلوط	۲۰_۱۰	۰/۱۹	۶۰	۷	لومی	۰/۰۷۳	۰/۸۵	۱۱/۶۴	۷/۷۴	۲/۲
	۳۰_۲۰	۰/۲۲	۶۵	۹	سیاتی رسی	۰/۰۶۹	۰/۸۱	۱۱/۷۴	۷/۹	۱/۶
کاج بروسیا	۱۰_۰	۰/۳۰	۸۵	۸	لومی	۰/۰۶۷	۰/۹۳	۱۱/۷۷	۷/۸	۶/۶۲
	۲۰_۱۰	۰/۲۹	۸۵	۸	لومی	۰/۰۷	۰/۸۱	۱۱/۷۷	۷/۹	۱/۶
	۳۰_۲۰	۰/۲۹	۶۶	۹	لومی	۰/۰۷۶	۰/۷۸	۱۱/۷	۷/۶۴	۲/۸
اقاقیا	۱۰_۰	۰/۲۳	۱۷۵	۹	لومی	۰/۱	۱/۲۴	۱۲/۴	۸/۲۳	۴/۶
	۲۰_۱۰	۰/۲۳	۷۵	۶	رسی	۰/۰۷۹	۰/۹۷	۱۱/۷۳	۷/۹۷	۳/۶
	۳۰_۲۰	۰/۲۲	۶۶	۹	شنی لومی	۰/۰۸۳	۰/۹۷	۱۱/۶۸	۷/۸۴	۲/۸
آمیخته	۱۰_۰	۰/۳۸	۱۰۰	۹	شنی لومی	۰/۰۸۳	۰/۹۹	۱۱/۹	۸/۱۷	۳/۸۴
	۲۰_۱۰	۰/۲۳	۶۹	۱۱	لومی	۰/۰۸۳	۰/۹	۱۱/۶۸	۷/۹۴	۲
	۳۰_۲۰	۰/۲۲	۴۲/۵	۷	لومی	۰/۰۷۶	۰/۸۹	۱۱/۶۴	۷/۸۴	۲/۲

Archive of SID

www.SID.ir

همان‌طور که ملاحظه می‌شود (جدول ۳)، مقدار پتاسیم قابل جذب در هر چهار تیپ از سطح به عمق کاهش می‌یابد که می‌تواند بیانگر شدت هوادیدگی کانی‌های گروه میکا در سطح و مصرف پتاسیم در عمق فعالیت ریشه باشد. همچنین، در تیپ‌های بلوط، کاج، و اقاقیا مقادیر کربن آلی و فسفر از سطح به عمق کاهش می‌یابد که بیانگر افزایش بقایای گیاهی در سطح و توزیع تدریجی آن در پروفیل خاک است. چنانکه بیان شد، لایهٔ سطحی خاک (۰ــ۱۰) در تیپ‌های رویشی، که کاج بروسیا در آن حضور دارد، مقادیر عناصر حاصل‌خیزکنندهٔ پتاسیم و ازت نسبتاً کمتر است. هاچینسون و همکاران (۱۹۹۹) بیان داشتند که با افزایش حاصل‌خیزی میزان غنای گونه‌ای افزایش می‌یابد [۴۴]. در حالی که پاساس و آستین (۲۰۰۱) دریافتند که افزایش عناصر غذایی خاک منجر به کاهش غنای گونه‌ای می‌شود. البته این پاسخ همیشه از یک رابطهٔ خطی، به‌واسطهٔ تأثیرات متقابل بین عوامل محیطی، تبعیت نمی‌کند [۴۵]. از طرف دیگر، هارتل و همکاران (۲۰۰۳)، هیچ‌گونه رابطهٔ معنی‌داری بین خصوصیات خاک و تعداد گونه‌ها نیافتند [۴۶].

براساس نتایج حاصله، در تیپ خالص اقاقیا تعداد ۳۰ گونهٔ علفی و ۱ گونهٔ درختچه‌ای از ۱۶ تیره و ۳۰ جنس، در تیپ آمیختهٔ اقاقیا‌ــبروسیا ۳۰ گونهٔ علفی از ۱۱ تیره و ۲۹ جنس، در تیپ بروسیا خالص تعداد ۱۶ گونهٔ علفی از ۸ تیره و ۱۶ جنس، و در تودهٔ طبیعی بلوط ۳۳ گونهٔ علفی و ۱ گونهٔ درختچه‌ای از ۱۳ تیره و ۳۲ جنس مشاهده شد که بیشترین گونه در هر دو تیپ اقاقیا و اقاقیا‌ــبروسیا از دو تیرهٔ Compositae و Gramineae و در دو تیپ بروسیا و بلوط از تیره‌های Leguminosae و Gramineae بودند. در نمودار ۱ تعداد گونه‌های مربوط به هر تیره به‌تفکیک در تیپ‌های جنگل‌کاری‌شده آورده شده است.



نمودار ۱. تعداد گونه‌های موجود در هر تیره در چهار تیپ بررسی‌شده

Archive of SID

www.SID.ir

غنای گونه‌ای و تعداد گونه‌های اندمیک به‌تفکیک هر تیپ، در جدول ۴ آورده شده است. در احیای اکوسیستم‌های تخریب‌یافته توسط جنگل‌کاری یکی از اهداف اساسی که همواره باید مدنظر مدیران قرار گیرد و از معیارهای پایداری محسوب می‌شود، حفظ تنوع گیاهی آن اکوسیستم است [۴۷] که در اینجا به نفع رشد تند گونهٔ کاج بروسیا از آن غافل شده‌ایم. علاوه بر این، شاهد هستیم که جنگل‌کاری با گونهٔ سوزنی‌برگ کاج بروسیا باعث کاهش گونه‌های اندمیک شده است. در مطالعه‌ای مشابه که به بررسی تأثیر جنگل‌کاری با گونهٔ سوزنی‌برگ Pinus patula بر کاهش گونه‌های اندمیک پرداخته نتایجی مشابه مشاهده می‌شود [۴۸]. به‌لحاظ تعداد گونه‌های بومی تیپ خالص بروسیا و تیپ آمیختهٔ کاج بروسیا و اقاقیا کمترین تعداد را به خود اختصاص می‌دهند. در این رابطه، حضور گونه‌های سوزنی‌برگ غیربومی شرایط انتخابی خاصی را به‌وجود می‌آورد که عرصه را برای رقابت گونه‌های بومی تنگ می‌کند و به حذف آن‌ها منجر می‌شود [۴۹].

با استفاده از ضرایب تشابه‌گونه‌ای جاکارد و سورنسن، چهار تیپ مطالعه‌شده براساس گونه‌های درختچه‌ای و گونه‌های علفی مقایسه شدند. بیشترین تشابه بین دو تیپ جنگل‌کاری اقاقیا با جنگل‌کاری آمیختهٔ اقاقیا ــ بروسیا، و کمترین تشابه بین جنگل‌کاری با گونهٔ بروسیا و تیپ بلوط ایرانی مشاهده شد (ماتریس ۱). که بر اثر معنی‌دار نوع گونه در جنگل‌کاری‌ها بر ترکیب پوشش گیاهی زیراشکوب دلالت دارد [۱۶، ۱۷، ۲۰، ۲۱، ۲۲]. در این زمینه، گونهٔ سوزنی‌برگ کاج بروسیا با ایجاد سایهٔ قوی بر روی پوشش گیاهی زیراشکوب باعث حذف بسیاری از گونه‌های نورپسند شده و ترکیب پوشش گیاهی به‌سمت تعداد اندکی از گونه‌های بردبار به سایه تغییر شکل داده است [۴۹]؛ بنابراین، شاهد کمترین میزان تشابه در دو تیپ بلوط و بروسیا هستیم.

جدول ٤. غنای گونه‌ای و تعداد گونه‌های اندمیک به‌تفکیک هر تیپ

	بلوط	کاج بروسیا	آمیختهٔ بروسیا ـ اقاقیا	اقاقیا
غنای گونه‌ای در هر تیپ	٣٤	١٦	٣٠	٣١
تعداد گونه‌های اندمیک	٦	١	١	٥

ماتریس ۱. ضرایب تشابه جاکارد در ۳ تیپ جنگل‌کاری و تودهٔ طبیعی بلوط

تیپ	اقاقیا	آمیختهٔ اقاقیا ـ بروسیا	بروسیا	بلوط
اقاقیا	١			
آمیختهٔ اقاقیا ـ بروسیا	٠/٣٢	١		
بروسیا	٠/٢٣	٠/٢١	١	
بلوط	٠/٢٥	٠/٢٣	٠/١٦	١

ماتریس ۲. ضرایب تشابه سورنسون در ۳ تیپ جنگل‌کاری و تودهٔ طبیعی بلوط

تیپ	اقاقیا	آمیختهٔ اقاقیاـ بروسیا	بروسیا	بلوط
اقاقیا	١			
آمیختهٔ اقاقیا ـ بروسیا	٠/٤٩	١		
بروسیا	٠/٣٨	٠/٣٥	١	
بلوط	٠/٤٠	٠/٣٨	٠/٢٨	١

Archive of SID

www.SID.ir

نتایج مقایسهٔ میانگین شاخص غالبیت گونه‌ای سیمپسون در سطح احتمال ۹۹ درصد نشان داد که کمترین غالبیت گونه‌ای مربوط به منطقهٔ جنگل‌کاری‌شدهٔ بلوط، و بیشترین مقدار شاخص غالبیت گونه‌ای سیمپسون در تیپ بروسیا مشاهده شد. همچنین، شاخص‌های تنوع سیمپسون و شنن وینر نیز در سطح احتمال ۹۹ درصد بیشترین میزان تنوع را در تیپ بلوط، و کمترین تنوع را در جنگل‌کاری با گونهٔ بروسیا نشان داد. محاسبه و مقایسهٔ شاخص یکنواختی پایلو تفاوت معنی‌داری بین یکنواختی گونه‌ای ۴ تیپ نشان نداد، اما شاخص یکنواختی شلدون تفاوت معنی‌داری بین تودهٔ بلوط طبیعی و جنگل‌کاری خالص کاج بروسیا نشان داد (جدول ۵). بیشترین میزان شاخص تنوع و یکنواختی در تیپ بلوط ایرانی، و کمترین تنوع و یکنواختی در جنگل‌کاری بروسیا مشاهده شد. از نظر غنای گونه‌ای نیز تیپ بلوط با ۳۴ گونه بیشترین غنا و جنگل‌کاری بروسیا با ۱۶ گونه کمترین غنای گونه‌ای علفی و درختچه‌ای را داشت. با توجه به غنای زیاد و یکنواختی بالا در تیپ بلوط، که نشان از تنوع بالا در این تیپ دارد و غلبهٔ بالا در تیپ کاج بروسیا، به‌نظر می‌رسد سایهٔ حاصل از تاج پوشش متراکم کاج بروسیا عرصه را بر گونه‌های فلور کف جنگل‌های زاگرس، که عمدتاً نورپسندند، تنگ کرده و صرفاً تعداد اندکی گونه که توان تحمل سایه را دارند در زیراشکوب تیپ خالص کاج بروسیا حضور پیدا کرده‌اند. ماگوران (۱۹۹۶) نیز با مطالعهٔ تنوع کف جنگل طبیعی بلوط و یک منطقهٔ جنگل‌کاری‌شده با گونهٔ سوزنی‌برگ Picea sitchensis نشان داد که بیشترین تعداد گونه، تنوع شنن، و کمترین میزان چیرگی در جنگل طبیعی بلوط بوده است [۱۹]. یک بررسی در ژاپن نیز نشان داد که گونه‌های سوزنی‌برگ مانند Cryptomeria japonica و Chamaecyparis obtuse باعث کاهش تنوع زیستی شده است [۱۸]. برخلاف نتایج این تحقیق و تحقیقات مذکور، کینان و همکاران (۱۹۹۷) با بررسی تنوع زیستی زیراشکوب مناطق جنگل‌کاری با گونهٔ کاج در مقایسه با زیراشکوب علفی جنگل‌های طبیعی استوایی بیان کردند که میزان تنوع در زیراشکوب مناطق جنگل‌کاری‌شده با گونهٔ کاج بیشتر از میزان تنوع در زیراشکوب جنگل‌های طبیعی است[۴۹].

علت این تناقض را می‌توان در ساختار پیچیدهٔ جنگل‌های استوایی و حضور اشکوب‌های چندگانهٔ درختی و درختچه‌ای در جنگل‌های طبیعی این مناطق دانست که به کاهش چشمگیر نور رسیده به کف جنگل منجر می‌شود. در مقابل زیراشکوب مناطق جنگل‌کاری‌شده با گونهٔ کاج از نور بیشتری بهره می‌گیرند که شرایط را برای حضور تعداد بیشتری از گونه‌های گیاهی فراهم می‌کند. پاریتسیس و ایزن (۲۰۰۸) علت این امر را حضور بیشتر گونه‌های سایه‌پسند در زیراشکوب جنگل‌های استوایی در مقایسه با جنگل‌های Nothofagus اعلام کردند [۵۰].

جدول ۵. مقایسهٔ میانگین به‌روش دانکن در سطح ۰/۰۱ احتمال برای شاخص‌های تنوع سیمپسون و شنن، یکنواختی شلدون و پایلو، و غالبیت سیمپسون

شاخص مورد نظر / تیپ رویشی	شنن وینر	سیمپسون	شلدون	پایلو	غالبیت
خالص اقاقیا	۱/۷۲۸^{ab}	۰/۶۵۱^{ab}	۰/۶۰۹^{ab}	۰/۵۹۶^{a}	۰/۳۴۸^{ab}
آمیخته	۱/۶۳۳^{ab}	۰/۶۴۲^{ab}	۰/۳۷۶^{ab}	۰/۶۱۳^{a}	۰/۳۵۷^{ab}
خالص بروسیا	۱/۱۳۳^{b}	۰/۵۲۹^{b}	۰/۳۳۶^{b}	۰/۶۸۱^{a}	۰/۴۷۰^{b}
بلوط طبیعی	۲/۲۳۷^{a}	۰/۸۳۰^{a}	۰/۶۴۱^{a}	۰/۸۲۶^{a}	۰/۱۷۵^{a}

حروف مشابه نشان‌دهندهٔ عدم وجود اختلاف معنی‌دار است.

Archive of SID

www.SID.ir

در مطالعهٔ دیگری نیز که جنگل‌کاری با استفاده از گونه‌های بومی در یک مرتع تخریب‌یافته صورت گرفته، فلتون و همکاران (۲۰۱۰) نشان دادند که جنگل‌کاری نه فقط موجب کاهش تنوع گونه‌های گیاهی نشده، بلکه تنوع گونه‌های جانوری را در منطقه افزایش داده است [۵۱].

نتیجه‌گیری

نتایج این تحقیق نشان داد جنگل‌کاری با گونهٔ سوزنی‌برگ کاج بروسیا باعث کاهش غنای گونه‌ای، تنوع گونه‌ای، یکنواختی، و حضور گونه‌های اندمیک شده است. این موارد به‌صورت مشابه در جنگل‌کاری آمیخته و جنگل‌کاری پهن‌برگ خالص (گونهٔ اقاقیا) با شدت کمتر مشهود است. با توجه به تغییرات محدود در برخی خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک در چهار تیپ رویشی مورد مطالعه به‌نظر می‌رسد علاوه بر خاک، علت غالب تغییرات در ترکیب گیاهی زیراشکوب وابسته به درصد تاج پوشش اشکوب درختی باشد. هرچند آثار لاشبرگ اشکوب فوقانی را می‌توان در برخی مشخصه‌های خاک، چون کاهش نسبی درصد کربن آلی در لایهٔ سطحی خاک (۱۰J۰) تیپ کاج بروسیا، و افزایش پتاسیم قابل جذب در لایهٔ سطحی خاک (۱۰J۰) تیپ‌هایی که در آن اقاقیا وجود دارد، مشاهده کرد. با توجه به مدت‌زمان کوتاه سپری‌شده از جنگل‌کاری، بیشترین تغییرات را در لایهٔ فوقانی خاک مشاهده می‌کنیم و در اعماق تشابه بیشتری وجود دارد. به‌لحاظ مدیریتی پیشنهاد می‌شود به‌منظور حفظ تنوع گونه‌های گیاهی، جنگل‌کاری‌ها با فواصل بیشتر بین پایه‌های درختی طراحی و اجرا شود تا نور و فضای حیاتی کافی برای گیاهان زیراشکوب مهیا شود [۴۹، ۵۱]. بنابراین، پیشنهاد می‌شود در احیای جنگل‌های زاگرس با در نظر گرفتن ویژگی‌های اکولوژیکی و اقتصادی اجتماعی منطقه، هنگام جنگل‌کاری با گونه‌های سوزنی‌برگ تندرشد غیربومی، علاوه بر آمیختگی و رعایت فاصلهٔ کاشت مناسب، تا حد امکان در محدوده‌هایی با وسعت اندک صورت پذیرد و گونه‌های بومیِ هرچند کندرشد و دیربازده از نظر دور نمانند.

Archive of SID

www.SID.ir

References

[1]. Burton, P.J., Baliskyl, A.C., Coward, L.P., Cumming S.G., and Neeshaw, D.D. (1992).The value of managing for biodiversity. *The Forestry Chronicle*, 68 (2): 225-237.

[2]. Crow, T.R. (1989). Biological diversity and silvicultural systems. Proceedings of the National Silviculture Workshop: *Silvicultural Challenges*, 180-184.

[3]. Hunter, M. (1990). *Wildlife, forest and forestry: principles of managing for biological diversity*. Prentice Hill, Engelwood CliVs, New Jersey, 370pp.

[4]. Moore, SE., and Allen, HL. (1999). *Plantation Forestry*. In: Hunter ML Jr (ed) Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press, *New York*, pp 400–433.

[5]. Torras, O., and Sayra, S. (2008). Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255: 3322–3330.

[6]. Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Findings of the condition and trends working group. In: Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (eds) Millenium ecosystem assessment series. Island Press, Washington.

[7]. FAO. (2006). *Global forests resource assessment 2005: progress towards sustainable forest management*. Report No. 147, FAO, Rome.

[8]. FAO. (2007). *The State of the World's Forests*. ftp.fao.org/docrep/fao/009. FAO, Rome, Italy.

[9]. Jobidon, R., Cyr, G., and Thiffault, N. (2004). Plant species diversity and composition along an experimental gradient of northern hardwood abundance in Picea mariana plantations. *Forest Ecology and Managmant*, 198(1-3): 209-221.

[10]. Alfredsson, H., Condron, L.M., Clarholm, M., and Davis, M.R. (1998). Changes in soil acidity and organic matter following the establishment of conifers on former grassland in New Zealand. *Forest Ecology and Managmant*, 112 (3): 245-252.

[11]. Farley, K.A., Kelly, E.F., and Hofstede, R.G.M. (2004). Soil organic carbon and water retention following conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7:729–739.

[12]. Jobbagy, E.J., and Jackson, R.B. (2004). The uplift of soil nutrients by plants: Biogeochemical consequences across scales. *Ecology*, 85(9): 2380-2389.

[13]. Fahy, O., and Gormally, M. (1998). A comparison of plant and carabid beetle communities in Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. *Forest Ecology and Management*, 110:263–273.

[14]. Ferris, R., Peace, A.J., Humphrey, J.W., and Broome, A.C. (2000). Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management*, 136: 35–51.

[15]. Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., and Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation*, 17:925–951.

[16]. Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Avila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, MIM., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., daSilva, M.N.F., da Silva Motta, C., and Peres, C.A. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci USA*, 104:18555–18560.

[17]. Ghelichnia, H. (2003). A Comparison of species diversity and ground flora abundance in coniferous plantation and natural broad leaves stands in Lajim Mazandaran. *Pajoohesh and sazandegi*, 58: 37-41.

[18]. Ito, S., Nakayama, R. and Buckley, G.P. (2004). Effects of previous land-use on plant species

Archive of SID

www.SID.ir

diversity in semi-natural and plantation forests in a warm-temperate region in southeastern Kyushu, Japan. *Forest Ecology and Managmant*, 196:213-235.

[19]. Magurran, A.E. (1996). *Ecological diversity and its management*. Chapman and Hall.

[20]. Makino, S., Goto, H., Hasegawa, M., Okabe, K., Tanaka, H., Inoue, T., and Okochi, I. (2007). Degradation of longicornbeetle (Coleoptera, Cerambycidae, Disteniidae) fauna caused by conversion from broad-leaved to manmade conifer stands of Cryptomeria japonica (Taxodiaceae) in central Japan. *Ecol Res*, 22: 372–381.

[21]. Matthews, S., O'Connor, R., and Plantinga, A.J. (2002). Quantifying the impacts on biodiversity of policies forcarbon sequestration in forests. *Ecological Economic*, 40: 71–87.

[22] Memarian, F., Tabari, M., Hosaini, S.M., and Banej Shafiee, A. (2007). A comparison of biodiversity between mixed coniferous stand and mixed broad leaves stands in Kelardasht area. *Mohit shenasi*, 42: 103-108.

[23]. Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., and Walters, B.(2006). Planted forests and biodiversity. *J. of Forestry*, 104: 65–77.

[24]. Cusack, D., and Montagnini, F. (2004). The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Managmant*, 188: 1-15.

[25] Hamphrey, J., Holl, K., and Broome, A. (1998). *Birch in spruce plantations: management for biodiversity*. Forestry Commission Technical Paper 26. Forestry Commission, Edinburgh.

[26]. Hartley, M.J. (2002). Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155: 81–95.

[27]. Rostamabadi, A., and Tabari Koochaksaraii, M. (2009). A comparison of ground flora diversity in broad leaves and coniferous forests. *Third national conference on forests*.

[28]. Lindenmayer, D.B., and Hobbs, R.J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation*, 119: 151–168.

[29]. Magura, T., Tothmeresz, B., and Bordan, Z. (2000). Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation*, 93: 95–102.

[30]. Raman, T.R.S. (2006). Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. *Biodiversity Conservation*, 15: 1577–1607.

[31]. Buscardo, E., Smith, G.F., Kelly, D.L., Freitas, H., Iremonger, S., Mitchell, F.J.G., O'Donoghue, S., and McKee, A.M. (2008). The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland. *Biodiversity Conservation*, 17: 1057–1072.

[32]. Akbari, D., Saneii, M., Lotfolahzade, J., Motalebi, S.H., and Hashemi, M. (2007). Utilization study of Gahar forest park. *Forets and rangelands organization.*

[33]. Rechinger, K. H.; (ed.), (1963-1998). *Flora Iranica*, No. 1-173.

[34] Davis, P.H. (1965-1988). *Flora of Turkey and the East Aegean Islands* Vol: 1-10. Edinburgh University Press, Edinburgh.

[35]. Asadi, M. (chief editor) (1988-2002). *Flora of Iran*. Research institute of forests and rangelands. Volumes 1-45.

[36]. Mc Keague, J.A. (1978). *Manual on soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Sciences, 66-68 pp.

[37]. Barnes, B.V. (1998). *Forest ecology*, John Wiley and Sons. INC., 773 pp.

[38]. Allison, L.E. (1965). *Organic carbon, In: Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger*

Archive of SID

www.SID.ir

L.E., & Clark, F.E. (Eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, 1367 pp.

[39]. Moreno, G., Obrador, J.J. and Garcia, A. (2007). Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119: 270-280.

[40]. Jackson, M.L. (1967). *Soil chemical analysis*, Prentice Hall, New Delhi, Ph.D thesis, 320pp.

[41]. Ludwig, J.A., and Renolds, J.F. (1988). *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 337pp.

[42]. Peet, R.K. (1974). *The measurement of species-diversity. In: Greig-Smith, P., 1983. Quantitative plant ecology*. University of California Press, Berkeley, Calif. 359pp.

[43]. Pielou, E.C. (1969). *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley/Interscience, New York. 286pp.

[44]. Hutchinson, T.F., Boerner, R.E.J., Iverson, L.R., Sutherland, S., and Sutherland, E.K. (1999). Lanscape patterns of understory composition and richness across as moisture and nitrogen mineralization gradient in Ohio (U.S.A.) Quercus forests. *Plant Ecology*, 144: 177–189.

[45]. Pausas, J.G., and Austin, M.P. (2001). Patterns of plant species richness in relation to different environment. *Journal of Vegetation Science*, 12: 153–166.

[46]. Ha¨rdtle, W., Von Oheimb, G., and Westphal, C. (2003). The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest Ecology and Management*, 182: 327–338.

[47]. Goldman, R.L., Goldstein, L.P., and Daily, G.C. (2008). Assessing the conservation value of a human-dominated island landscape: plant diversity in Hawaii. *Biodiversity Conservation*, 17: 1765–1781.

[48]. Van Wesenbeeck, B.K., van Mourik, T., Duivenvoorden, J.F., and Cleef, A.M. (2003).Strong effects of a plantion with Pinus patula on Andean Subparamo vegetion: a case study from Colombia. *Biological Conservation*, 114: 207-218.

[49]. Keenan, R.J., Lamb, D., Woldring, O., Irvine, A., and Jensen, R. (1997). Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management*, 99: 117–131.

[50]. Paritsis, J., and Aizen, M. (2008). Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in Nothofagus dombeyi forests. *Forest Ecology and Management*, 255: 1575–1583.

[51]. Felton, A., Knight, E., Wood, J., Zammit, C., and Lindenmayer, D. (2010). A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biological Conservation*, 143: 545–554.

Archive of SID

www.SID.ir