

تأثیر اجرای شیوه تک‌گزینی بر فراوانی و مشخصات درختان قطور (سالم، پوسیده و خشکه‌دار) در جنگل ناو اسالم در شمال ایران

فرزام توانکار^{۱*} و مهرداد نیکوی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۶/۲۷؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۰/۵)

DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.18.85

چکیده

درختان پوسیده و خشکه‌دارها از اجزاء مهم اکوسیستم‌های جنگلی بوده و نقش مؤثری در حفظ تنوع زیستی جنگل‌ها دارند. در این تحقیق فراوانی و مشخصات درختان قطور سالم، پوسیده و خشکه‌دارهای با قطر برابر سینه بزرگ‌تر از ۶۰ سانتی‌متر در دو پارسل بهره‌برداری شده به شیوه تک‌گزینی و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم گیلان مورد بررسی قرار گرفت. جمع‌آوری داده‌ها از طریق طرح نمونه‌برداری منظم تصادفی با فواصل ۱۰۰ متر و پلات‌های ۲۰ آری انجام گرفت. نتایج نشان داد فراوانی و حجم درختان قطور در پارسل بهره‌برداری شده نسبت به پارسل حفاظت شده کمتر است ($P < 0/01$). درختان پوسیده و خشکه‌دارها در پارسل حفاظت شده دارای ارتفاع و قطر بیشتری نسبت به پارسل بهره‌برداری شده بودند ($P < 0/01$). هم‌چنین درختان قطور در پارسل حفاظت شده از تعداد گونه‌های بیشتر و توزیع فراوانی یکنواخت‌تر نسبت به پارسل بهره‌برداری شده تشکیل شده بودند. فراوانی حفره‌های ایجاد شده توسط پرندگان بر روی تنه درختان پوسیده و خشکه‌دارها در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده به‌دست آمد. حفاظت از درختان پوسیده و خشکه‌دارها و باقی گذاشتن تعداد بیشتری از گونه‌های مختلف درختان قطور در توده برای حفظ ساختار طبیعی و تنوع زیستی این جنگل‌ها از اهمیت خاصی برخوردار است.

واژه‌های کلیدی: تنوع زیستی، خشکه‌دار، مدیریت جنگل، جنگل‌های هیرکانی، تک‌گزینی، درختان قطور

۱. گروه علوم جنگل، واحد خلخال، دانشگاه آزاد اسلامی، خلخال

۲. گروه مهندسی جنگل‌داری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: tavankar@aukh.ac.ir

مقدمه

درختان پوسیده و خشکه‌دارها نقش مهمی در تنوع زیستی، پراکنش طبیعی حیات وحش و مراحل توالی جنگل‌ها دارند (۲۷). گونه‌های زیادی از حیات وحش جنگل برای تأمین زیستگاه و تهیه غذا متکی به درختان پوسیده و خشکه‌دارها هستند (۴۹). درختان پوسیده و خشکه‌دارها با توجه به اهمیتشان برای جانوران جنگل "درختان حیات وحش" نامیده می‌شوند (۱۵). درختان نیز مانند سایر جانداران در اثر تولد، رشد و مرگ به‌طور دائم در حال تغییر هستند. با پیدایش پوسیدگی و پایان عمر دیرزیستی جنگلی درختان، نقش اکولوژیک آنها در اکوسیستم جنگل هم‌چنان ادامه دارد. خشکه‌دارها به‌مدت طولانی در مدیریت جنگل به‌عنوان عامل افزایش احتمال آتش‌سوزی و محل تجمع و شیوع آفات و بیماری‌های جنگل در نظر گرفته می‌شدند، اما از سال ۱۹۷۰ مطالعات زیادی در ارتباط با نقش مثبت خشکه‌دارها در پایداری اکوسیستم‌های جنگلی انجام گرفت (۵۰).

گونه‌های زیادی از پرندگان از تنه خشکه‌دارها به‌عنوان محل آشیانه سازی (۲۳) و تخم‌گذاری (۲۶) استفاده می‌کنند. پرندگان با تغذیه از حشرات و لارو آنها آفات جنگل را کنترل می‌کنند (۲۴). هم‌چنین درختان پوسیده و خشکه‌دارها نقش مهمی در توسعه و حاصلخیزی خاک، تثبیت مواد غذایی و نیتروژن دارند (۲۸). اهمیت اکولوژیکی درختان پوسیده و خشکه‌دارهای قطور بیشتر از درختان پوسیده و خشکه‌دارهای کم قطر است. در تحقیقی در جنگل‌های سوزنی برگ کانادا گزارش شده است که تراکم و تنوع پرندگان با تراکم درختان پوسیده و خشکه‌دارهای قطور ارتباط دارد (۴۳). هم‌چنین تحقیقات انجام گرفته در جنگل‌های شمال آمریکا نشان داده است که خفاش‌ها درختان بلند را برای نشستن و استراحت کردن انتخاب می‌کنند (۱۹). خشکه‌دارهای قطور هم‌چنین دارای تعداد و تنوع حشرات بیشتری بوده و برای تعداد و گونه‌های بیشتری از حیات وحش (استفاده کننده از خشکه‌دارها) منبع تأمین غذایی می‌باشند (۵۱). در جنگل‌های طبیعی اکلاهاما یک تا پنج درصد درختان سرپا را

خشکه‌دارها تشکیل داده و حدود ۲۰ درصد فون جنگل برای غذا یا سایر ضروریات زیستگاه مانند پوشش یا فضا به آنها متکی هستند (۳۹).

حفاظت از درختان در حال پوسیدن و خشکه‌دارها در اکوسیستم‌های جنگلی تحت مدیریت یک موضوع اساسی است (۲۷). جهت مدیریت جنگل نیاز به اطلاعاتی مانند تعداد، نوع گونه و اندازه درختان در حال پوسیدن و خشکه‌دارها است (۵۲). در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های سوزنی برگ کانادا گزارش شده است که بهره‌برداری موجب کاهش تعداد درختان قطور و خشکه‌دارها شده و این کاهش بیشتر مربوط به خشکه‌دارهای قطور و با شدت پوسیدگی زیاد است (۱۷). در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های خیرود کنار نوشهر گزارش شده که فراوانی و کیفیت خشکه‌دارها در توده‌های با سابقه مدیریتی و دست‌خوردگی متفاوت، مختلف است، به‌طوری‌که توده‌های بکر خشکه‌دارهای بیشتری نسبت به توده‌های مدیریت شده داشتند (۴۱). اکوسیستم‌های با تنوع گونه‌ای بیشتر، زنجیره‌های تغذیه‌ای طولانی‌تر و شبکه‌های حیاتی پیچیده‌تر و در نتیجه محیط پایدارتر و از شرایط خود تنظیمی بیشتری برخوردار هستند (۱). طبق گزارشات موجود جنگل‌های طبیعی شمال ایران در دو دهه اخیر به‌شیوه تک‌گزینی مدیریت شده‌اند که این شیوه مدیریت جایگزین شیوه تدریجی پناهی شده است. هدف از مدیریت جنگل به‌شیوه تک‌گزینی ایجاد جنگل‌های آمیخته و ناهمسال است (۱۳ و ۳۸). خشکه‌دارها در مدیریت جنگل به‌شیوه کلاسیک از جنگل خارج می‌شوند، در صورتی‌که در مدیریت جنگل به‌شیوه تک‌گزینی به‌دلیل نقش مثبت آنها در اکوسیستم باقی می‌مانند (۳۸). مطالعه در مورد اهمیت خشکه‌دارها در جنگل‌های سردآبرود چالوس نشان داد که خشکه‌دارهای افتاده و سرپا نقش مؤثری در استقرار تجدید حیات جنگل داشته‌اند (۱۱). هم‌چنین در جنگل‌های راش مازندران نیز گزارش شده که خشکه‌دارها تأثیر مثبتی در استقرار تجدید حیات جنگل و به‌خصوص گونه ملج داشته‌اند (۳). هم‌چنین

درجه سانتی‌گراد است (۱۰). از این سری پارسل‌های ۳۵ (بهره‌برداری شده) و ۲۳ (حفاظت شده) به ترتیب به وسعت ۳۹ و ۳۵ هکتار به‌عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب شد. پارسل ۳۵ (مدیریت شده) در حاشیه جنوبی مرز سری و مجاور جاده جنگلی واقع شده و محدوده ارتفاعی آن از ۱۳۵۰ تا ۱۵۵۰ متر از سطح دریا و جهت عمومی شیب آن شمال غربی است. تیپ غالب جنگل در این پارسل راشتستان همراه با ممرز است. ساختار توده ناهمسال و سایر گونه‌های درختی به ترتیب بیشترین فراوانی عبارتند از: پلت، شیردار، توسکا و نم‌دار. این پارسل طی دو دوره در سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۸۹ به ترتیب با شدت‌های ۱۴/۷ و ۱۰/۶ مترمکعب در هکتار به‌روش تک‌گزینی توسط شرکت سهامی جنگل شفاورود مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. برداشت‌ها شامل درختان سالم و پوسیده از قطر‌ها و گونه‌های مختلف انجام گرفته و خشکه‌دارها برداشت نشده است. تعداد درختان برداشت شده در دوره اول و دوم بهره‌برداری به ترتیب ۳۵۵ و ۲۵۰ اصله با میانگین قطر برابر سینه ۶۸/۷ و ۶۰/۳ سانتی‌متر بودند. از کل درختان برداشت شده در دوره اول و دوم بهره‌برداری به ترتیب ۱۵/۲ و ۱۰/۳ درصد آنها درختان پوسیده بودند.

ترکیب گونه‌ای درختان برداشت شده در دوره اول بهره‌برداری عبارت بودند از: ۵۳/۵ درصد راش، ۳۰/۳ درصد ممرز و ۱۶/۲ درصد سایر گونه‌ها، اما در دوره دوم بهره‌برداری، ۶۴/۱ درصد راش، ۲۸/۳ درصد ممرز و ۷/۶ درصد سایر گونه‌ها بودند. توزیع فراوانی قطر برابر سینه درختان برداشت شده در دوره اول بهره‌برداری عبارت بودند از: ۸/۱ درصد کمتر از ۲۰ سانتی‌متر، ۱۴/۵ درصد ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متر، ۲۵/۳ درصد با قطر ۴۰ تا ۶۰ سانتی‌متر و ۵۲/۱ درصد با قطر بیشتر از ۶۰ سانتی‌متر، و در دوره دوم بهره‌برداری، ۱۳/۱ درصد کمتر از ۲۰ سانتی‌متر، ۱۹/۷ درصد ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متر، ۳۷/۸ درصد با قطر ۴۰ تا ۶۰ سانتی‌متر و ۲۹/۴ درصد با قطر بیشتر از ۶۰ سانتی‌متر بودند. خروج چوب از این پارسل مانند سایر پارسل‌های این سری به‌طریق سیستم چوبکشی زمینی انجام گرفته است.

گزارش شده است که خشکه‌دارها در استقرار نهال‌ها در توده‌های نیمه‌انبوه تأثیر بیشتری نسبت به توده‌های انبوه دارند (۸). تحقیقات انجام گرفته نشان داده است که مدیریت جنگل به‌شیوه تک‌گزینی موجب کاهش فراوانی درختان قطور، پوسیده و خشکه‌دار می‌شود (۱۷، ۲۵، ۳۲ و ۳۴). در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های برزیل گزارش شده است که هرچند تراکم و سطح مقطع درختان در توده‌های بهره‌برداری شده و بهره‌برداری نشده با هم تفاوت نداشتند، اما فراوانی درختان قطور (قطر برابر سینه بزرگتر از ۳۰ سانتی‌متر) در توده بهره‌برداری نشده بیشتر از توده بهره‌برداری شده است (۴۸). مطالعه انجام گرفته در جنگل‌های شمال ایران نشان داده است که کمیت و کیفیت خشکه‌دارها در توده‌های حفاظت شده بیشتر و بهتر از توده‌های بهره‌برداری شده است (۱۴).

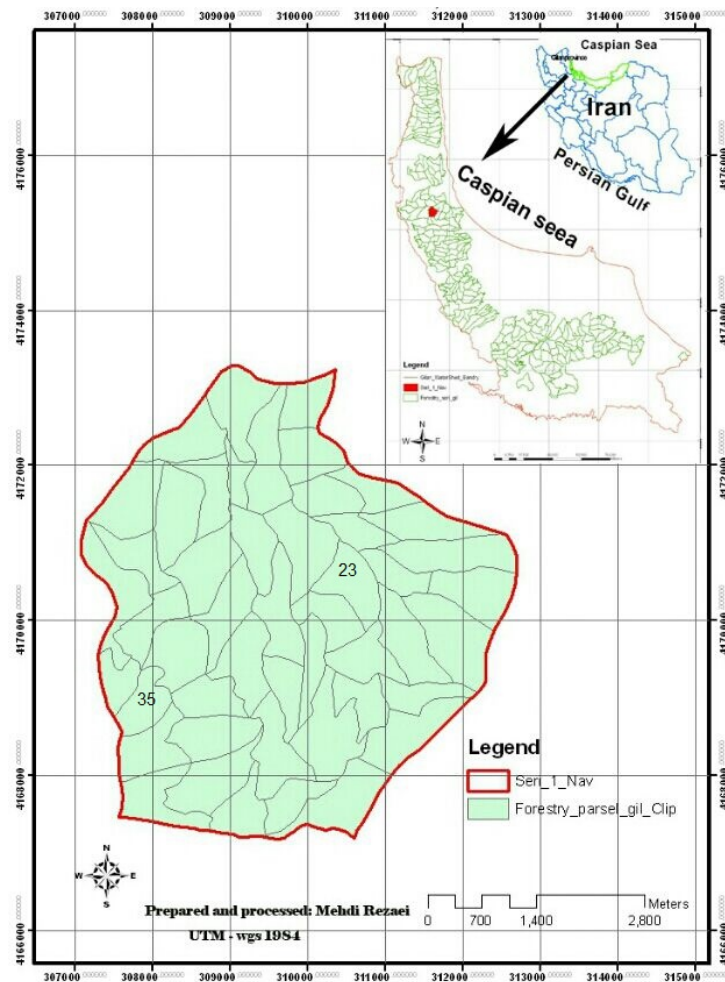
با توجه به اهمیت بوم‌شناسی خشکه‌دارها این تحقیق نیز به‌منظور بررسی تأثیر اجرای شیوه تک‌گزینی بر فراوانی و مشخصات درختان و خشکه‌دارهای قطور انجام گرفت. اهداف این تحقیق شامل: (۱) بررسی و مقایسه وضعیت درختان قطور (سالم، پوسیده و خشکه‌دار) از لحاظ فراوانی، گونه، قطر، ارتفاع و حجم در توده‌های مدیریت شده به‌شیوه تک‌گزینی و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم (۲) بررسی فراوانی و موقعیت حفره‌های ایجاد شده توسط حیات وحش بر روی تنه درختان پوسیده و خشکه‌دارها می‌باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه جنگل سری یک ناو اسالم می‌باشد که در حوزه آبخیز شماره هفت در استان گیلان و در ۱۵ کیلومتری غرب شهر تالش واقع شده است (شکل ۱). مختصات جغرافیایی این سری ۳۳' ۴۸" تا ۱' ۴۹" طول شرقی و ۳۱' ۳۷" تا ۴۵' ۳۷" عرض شمالی است. اقلیم منطقه براساس ضریب رطوبت دومارتن در گروه مرطوب قرار دارد. میزان بارش سالانه ۹۲۴ میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالانه در حدود ۱۰/۲

Serie 1- Nav in the forests of Gilan, Iran



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه در جنگل‌های شمال ایران در جنگل سری یک ناو اسالم و موقعیت پارسل‌های بررسی شده

روش تحقیق

هدف از انجام این تحقیق تعیین فراوانی و مشخصات کمی و کیفی درختان قطور (سالم، پوسیده و خشک‌دار) در دو پارسل بهره‌برداری شده و حفاظت شده بود. با توجه به ساختار توده، شیوه مدیریت و گونه‌های درختی، قطر برابر سینه ۶۰ سانتی‌متر به‌عنوان حداقل قطر درختان قطور در نظر گرفته شد (۱۶ و ۴۴). آماربرداری از درختان و خشک‌دارهای قطور با پلات‌های اندازه بزرگ (۳ تا ۱۵ هکتار)، متوسط (۰/۱ تا ۱ هکتار) و کوچک (۰/۴ تا ۰/۳ هکتار) انجام می‌گیرد (۳۰). از طرفی تعیین اندازه پلات

پارسل ۲۳ (حفاظت شده) تقریباً در مرکز سری و در محدوده ارتفاعی ۸۵۰ تا ۱۰۵۰ متر از سطح دریا واقع شده و جاده‌های ارتباطی کمتری به آن منتهی می‌شود. جهت عمومی این پارسل شمال شرقی و شمال غربی است. ساختار توده ناهمسال و تیپ غالب جنگل در این پارسل نیز راشستان همراه با ممرز است. سایر گونه‌های درختی به‌ترتیب بیشترین فراوانی شامل پلت، شیردار، توسکا، بلوط و نمدار می‌باشد. در این پارسل هیچ‌گونه قطع درخت انجام نگرفته و به‌عنوان پارسل شاهد در این سری حفاظت می‌شود (۱۰).

$$V = g_m \times h \quad [1]$$

در رابطه ۱، V : حجم درختان قطور، پوسیده و خشک‌دار به مترمکعب، g_m : سطح مقطع میانی به مترمربع و h : ارتفاع خشک‌دار به متر است.

حجم‌های به‌دست آمده از جدول تاریف برحسب سیلو بود و با ضرب کردن آنها در ضریب سیلو (۰/۹۱) به واحد مترمکعب تبدیل شدند. با توجه به اهمیت حضور حفره‌ها بر روی تنه درختان پوسیده و خشک‌دارها، تعداد (حفره‌های با قطر بیشتر از ۵ سانتی‌متر) شمارش و موقعیت آنها (ارتفاع از سطح زمین) تا ارتفاع ۷ متری با متر فلزی و بیشتر از ۷ متر با استفاده از دستگاه سونو اندازه‌گیری شد (۷). برای تجزیه و تحلیل داده‌های جمع‌آوری شده از آمار توصیفی، آزمون t نمونه‌های مستقل و آزمون ناپارامتری χ^2 با استفاده از نرم افزار آماری SPSS نسخه ۱۹ استفاده شد. نرمال بودن توزیع داده‌ها و همگنی واریانس‌ها به ترتیب با آزمون‌های کولموگروف-اسمیرنوف و لون مورد تأیید قرار گرفتند. برای مقایسه میانگین فراوانی درختان (اصله در هکتار) و میانگین ارتفاع حفره‌ها از سطح زمین (به متر) در دو پارسل از آزمون t نمونه‌های مستقل و برای مقایسه نسبت فراوانی گونه‌های درختان (به درصد) و نسبت فراوانی حفره‌های ایجاد شده (به درصد) در دو پارسل از آزمون χ^2 استفاده شد.

نتایج

نتایج نشان داد فراوانی درختان سالم، پوسیده و خشک‌دارها در پارسل بهره‌برداری شده کمتر از پارسل حفاظت شده است و میانگین فراوانی هر سه در دو پارسل دارای تفاوت معنی‌دار هستند (جدول ۱). میانگین تعداد درختان سالم در پارسل بهره‌برداری شده ۵۲/۲ اصله در هکتار برآورد شد در حالی که در پارسل حفاظت شده میانگین تعداد آنها ۷۳/۳ اصله در هکتار است. به عبارت دیگر در پارسل بهره‌برداری شده حدود ۲۱/۱ اصله درخت قطورتر از ۶۰ سانتی‌متر در هر هکتار کمتر از پارسل حفاظت شده است. فراوانی درختان پوسیده در پارسل

بستگی به سطح منطقه مورد مطالعه، تراکم و اندازه (قطر و ارتفاع) موردنظر درختان و خشک‌دارهای قطور دارد (۱۶). اندازه پلات‌ها در توده‌هایی که تراکم درختان و خشک‌دارهای قطور کم است، بزرگتر از توده‌هایی انتخاب می‌شود که تراکم درختان و خشک‌دارهای قطور زیاد است (۱۸ و ۳۰). در این تحقیق با نمونه برداری‌های اولیه با اندازه‌های مختلف پلات (۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ آری)، اندازه ۲۰ آری به دلیل داشتن بیشترین نسبت تعداد خشک‌دارها و درختان پوسیده به تعداد درختان سالم مناسب تشخیص داده شد. پلات‌ها با فواصل منظم ۱۰۰ در ۱۰۰ متر و نقطه شروع تصادفی در پارسل‌های مورد مطالعه (۳۵ پلات در پارسل بهره‌برداری شده و ۳۰ پلات در پارسل حفاظت شده) انتخاب شدند (۲۹، ۳۰، ۳۱، ۴۰ و ۴۴). در داخل قطعات نمونه نوع گونه درختی، قطر برابر سینه و ارتفاع تمام درختان سالم (۳۳۶ اصله در پارسل بهره‌برداری شده و ۴۴۰ اصله در پارسل حفاظت شده)، درختان پوسیده (درختان زنده که در اثر آفات، بیماری‌ها، آتش‌سوزی، رسیدن به سن دیرزیستی و غیره دارای پوسیدگی طبیعی به مقدار ۵ تا ۱۰ درصد در تنه و یا ۱۰ تا ۳۰ درصد در تاج بودند، ۳۹ اصله در پارسل بهره‌برداری شده و ۱۳۲ اصله در پارسل حفاظت شده) و خشک‌دارهای سرپا (درختان مرده سرپا که بیشتر از ۱۰ درصد تنه آنها و یا بیشتر از ۳۰ درصد تاج آنها پوسیدگی داشتند، ۱۴ اصله در پارسل بهره‌برداری شده و ۹۳ اصله در پارسل حفاظت شده) که قطر برابر سینه آنها بزرگتر از ۶۰ سانتی‌متر بود، مشخص و اندازه‌گیری شدند. هم‌چنین قطر در ارتفاع میانی خشک‌دارهایی که تنه آنها شکسته بود نیز اندازه‌گیری شد (به‌منظور برآورد حجم خشک‌دار). برای اندازه‌گیری متغیر قطر برابر سینه از نوار قطرسنج و برای اندازه‌گیری متغیر ارتفاع از دستگاه شیب سنج مدل سونو استفاده شد. برای برآورد حجم درختان قطور، پوسیده و خشک‌دارهای با تنه کامل (۱۲ و ۲۰) از جدول تاریف محلی (جدول حجم یک عامله) و برای برآورد حجم خشک‌دارهایی که تنه آنها شکسته بود از فرمول هوبر (رابطه ۱) استفاده شد (۵، ۲۰ و ۲۹).

جدول ۱. فراوانی (اصله در هکتار) درختان (سالم، پوسیده و خشک‌دار) در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

P-Value	t	حفاظت شده (n=۳۰)				بهره‌برداری شده (n=۳۵)				قطر برابر سینه بزرگتر از ۶۰cm
		(%)	% E	S _x	\bar{x}	(%)	% E	S _x	\bar{x}	
۰/۰۳*	۳/۷۶	۷۸/۶	۹/۷	۱۹/۰	۷۳/۳	۹۷/۲	۸/۷	۱۳/۲	۵۲/۲	درختان سالم
۰/۰۰**	۱۴/۳۸	۴/۸	۱۵/۵	۱/۹	۴/۵	۲/۰	۱۵/۶	۰/۵	۱/۱	درختان پوسیده
۰/۰۰**	۱۴/۷۱	۱۶/۶	۹/۳	۳/۹	۱۵/۵	۰/۸	۸/۶	۰/۱	۰/۴	خشک‌دار سرپا
-	-	۱۰۰	-	-	۹۳/۳	۱۰۰	-	-	۵۳/۷	مجموع

* معنی‌دار در سطح ۹۵ درصد، ** معنی‌دار در سطح ۹۹ درصد، n: تعداد پلات، \bar{x} : میانگین، S_x: انحراف معیار، % E: درصد خطای آماربرداری و (%): درصد حضور

گونه راش در هر دو پارسل بیشترین فراوانی درختان سالم را داشت به طوری که در پارسل بهره‌برداری شده ۶۱/۲ درصد و در پارسل حفاظت شده ۲۶/۹ درصد از درختان سالم متعلق به این گونه بودند (شکل ۳). هم‌چنین گونه ممرز پس از راش فراوانی زیادی در هر دو پارسل داشت (۲۲/۶ درصد در پارسل بهره‌برداری شده و ۲۵/۴ درصد در پارسل حفاظت شده). گونه‌های پلت، شیردار و توسکا در پارسل بهره‌برداری شده به ترتیب دارای فراوانی ۸/۵، ۵/۸ و ۱/۹ درصد، اما در پارسل حفاظت شده به ترتیب دارای فراوانی ۱۴/۳، ۱۲/۵ و ۸/۷ درصد بودند. درختان گونه‌های نمودار، بلوط و ملج در پارسل بهره‌برداری شده مشاهده نشد، در صورتی که در پارسل حفاظت شده به ترتیب دارای فراوانی ۴/۳، ۶/۶ و ۱/۳ درصد بودند (شکل ۳). طبق نتایج آزمون خی دو فراوانی گونه‌های مختلف درختان سالم در دو پارسل اختلاف معنی‌داری داشتند ($p < ۰/۰۰۱$) ، $\chi^2 = ۳۳/۳۴$.

نتایج آزمون t نمونه‌های مستقل نشان داد که فراوانی درختان راش در پارسل بهره‌برداری شده (۳۲ اصله در هکتار) بیشتر از پارسل حفاظت شده (۲۰ اصله در هکتار) است ($t = ۲/۱۹$; $P < ۰/۰۲۶$). هم‌چنین نتایج آزمون خی دو نشان داد که نسبت (درصد فراوانی) راش به کل گونه‌ها در پارسل بهره‌برداری شده (۶۱/۲ درصد) بیشتر از پارسل حفاظت شده (۲۶/۹ درصد) است ($p < ۰/۰۰۱$) ، $\chi^2 = ۲۳/۴۶$. فراوانی درختان ممرز در پارسل حفاظت شده (۱۸/۶ اصله در هکتار)

حفاظت شده (۴/۵ اصله در هکتار) حدود چهار برابر پارسل بهره‌برداری شده (۱/۱ اصله در هکتار) است. فراوانی خشک‌دارها در پارسل بهره‌برداری شده ۰/۴ اصله در هکتار اما در پارسل حفاظت شده ۱۵/۵ اصله در هکتار است (جدول ۱). حجم درختان (سالم، پوسیده و خشک‌دار) در پارسل بهره‌برداری شده کمتر از پارسل حفاظت شده است و از لحاظ حجم سه فاکتور بین دو منطقه تفاوت معنی‌دار آماری وجود دارد (جدول ۲). حجم درختان پوسیده در پارسل بهره‌برداری شده ۲/۳ متر مکعب در هکتار، در صورتی که در پارسل حفاظت شده ۷/۵ متر مکعب در هکتار است. هم‌چنین حجم خشک‌دارها در پارسل حفاظت شده بسیار بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده است (جدول ۲).

میانگین ارتفاع درختان پوسیده و خشک‌دارها در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده بود (شکل ۲). میانگین ارتفاع خشک‌دارهای سرپا در پارسل بهره‌برداری شده ۸/۸ متر و در پارسل حفاظت شده ۱۷/۷ متر به دست آمد که دارای تفاوت آماری معنی‌دار بودند ($t = ۵/۳۱$; $P < ۰/۰۰۱$). میانگین ارتفاع درختان پوسیده در پارسل بهره‌برداری شده ۱۷/۵ متر و در پارسل حفاظت شده ۲۲/۶ متر به دست آمد که دارای تفاوت معنی‌داری بودند ($t = ۲/۲۷$; $P < ۰/۰۳۱$). ارتفاع درختان سالم در پارسل بهره‌برداری شده بیشتر از پارسل حفاظت شده به دست آمد (شکل ۲)، اما از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند ($t = ۱/۹۴$; $P > ۰/۰۵۶$).

جدول ۲. حجم (متر مکعب در هکتار) درختان (سالم، پوسیده و خشکه‌دار) در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

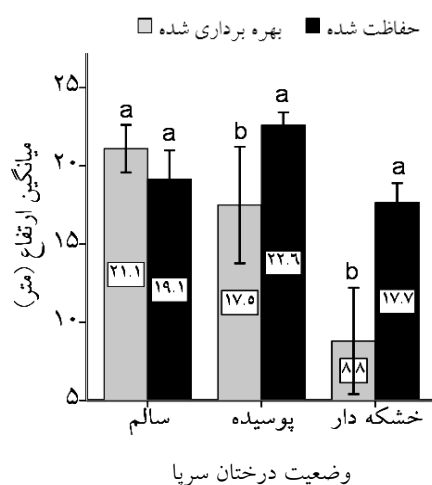
P-Value	t	حفاظت شده (n=۳۰)				بهره‌برداری شده (n=۳۵)				قطر برابر سینه بزرگتر از ۶۰cm
		(%)	%E	S _x	\bar{x}	(%)	%E	S _x	\bar{x}	
۰/۰۲ *	۳/۹۵	۸۸/۲	۹/۵	۶۴/۴	۲۵۳/۳	۹۸/۲	۹/۶	۴۸/۸	۱۷۴/۴	درختان سالم
۰/۰۰ **	۱۱/۸۸	۲/۶	۱۰/۳	۲/۱	۷/۵	۱/۳	۱۱/۱	۰/۸	۲/۳	درختان پوسیده
۰/۰۰ **	۱۳/۱۷	۱۳/۸	۱۰/۱	۹/۹	۲۶/۵	۰/۵	۸/۶	۰/۲	۰/۸	خشکه‌دار سرپا
-	-	۱۰۰	-	-	۲۸۷/۳	۱۰۰	-	-	۱۷۷/۵	مجموع

* معنی‌دار در سطح ۹۵ درصد، ** معنی‌دار در سطح ۹۹ درصد، n: تعداد پلات، \bar{x} : میانگین، S_x: انحراف معیار، %E: درصد خطای آماربرداری و (%): درصد حضور

درختان این گونه در پارسل حفاظت شده (۱۴/۳ درصد) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۸/۵ درصد) بود و تفاوت معنی‌دار آماری نداشتند ($x^2 = ۱/۲۸$ ، $p > ۰/۲۵۷$).

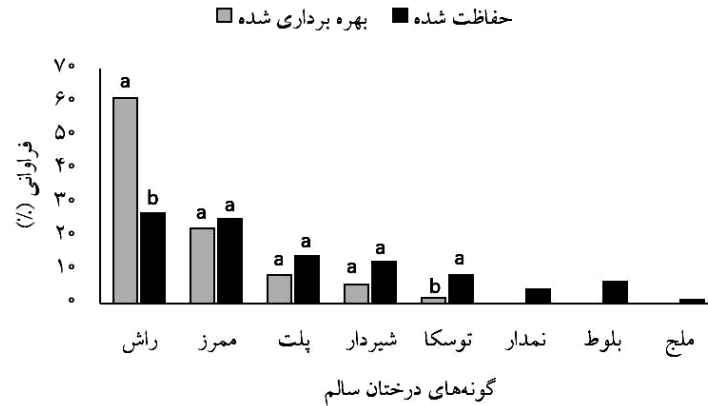
فراوانی درختان شیردار در پارسل حفاظت شده (۹/۲ اصله در هکتار) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۳ اصله در هکتار) بود، اما تفاوت آنها معنی‌دار نبود ($t = ۱/۰۶$ ، $P > ۰/۱۵۴$)، هم‌چنین نسبت تعداد درختان این گونه در پارسل حفاظت شده (۱۲/۵ درصد) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۵/۸ درصد) بود و تفاوت آن دو معنی‌دار نبود ($x^2 = ۲/۷۷$ ، $p > ۰/۰۹۶$) فراوانی درختان توسکا نیز در پارسل حفاظت شده (۶/۴ اصله در هکتار) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۱ اصله در هکتار) بود و از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند ($P > ۰/۱۶۴$ ؛ $t = ۱/۰۳$)، هم‌چنین درصد فراوانی این گونه در پارسل حفاظت شده ($t = ۸/۷$ درصد) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۱/۹ درصد) بود و این تفاوت معنی‌دار بود ($x^2 = ۴/۷۱$ ، $p < ۰/۰۳۰$).

گونه‌های راش و ممرز حدود ۹۳/۳ درصد از درختان پوسیده را در پارسل بهره‌برداری شده تشکیل دادند در صورتی‌که در پارسل حفاظت شده ۳۹/۶ درصد درختان پوسیده را این دو گونه تشکیل دادند (شکل ۴). درصد فراوانی درختان پوسیده از گونه‌های پلت، شیردار و توسکا در پارسل بهره‌برداری شده به ترتیب ۲/۲، ۲/۲ و ۲/۳ درصد، و در پارسل

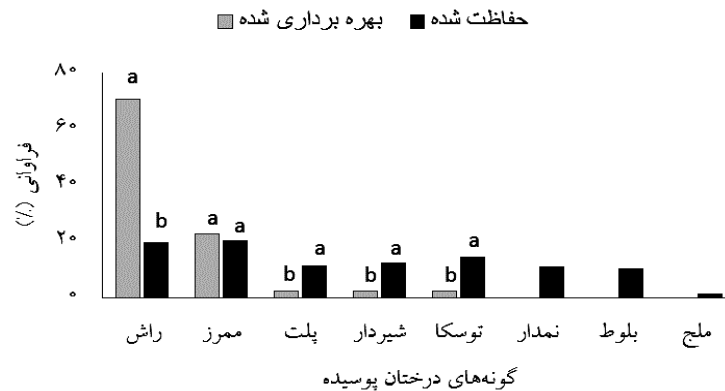


شکل ۲. میانگین ارتفاع درختان سالم، پوسیده و خشکه‌دار در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۱۲ اصله در هکتار) بود، اما از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند ($t = ۱/۶۳$ ؛ $P > ۰/۰۹۹$)، هم‌چنین نسبت تعداد درختان این گونه به تعداد کل درختان در دو پارسل (۲۲/۶ و ۲۵/۴ درصد) نیز تفاوت معنی‌داری نداشتند ($x^2 = ۰/۰۸$ ، $p > ۰/۷۷۹$) فراوانی درختان پلت در پارسل حفاظت شده (۱۰/۵ اصله در هکتار) بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده (۴/۴ اصله در هکتار) بود، اما تفاوت آنها معنی‌داری نبود ($t = ۱/۵۵$ ؛ $P > ۰/۱۰۷$)، هم‌چنین نسبت تعداد



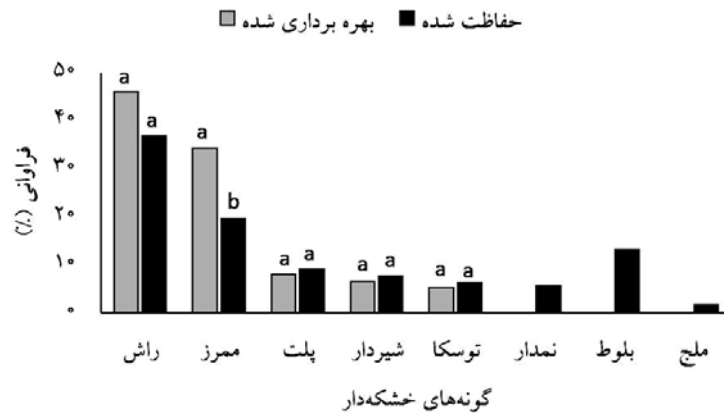
شکل ۳. فروانی گونه‌های مختلف درختان سالم در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم



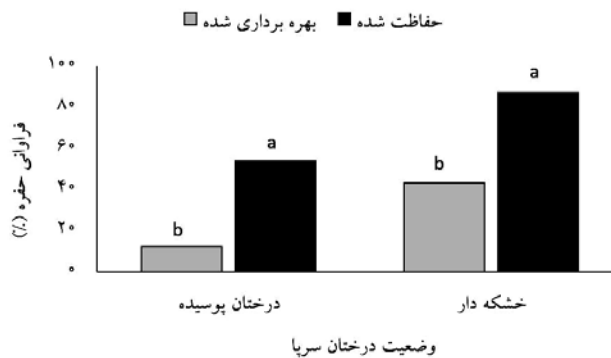
شکل ۴. فروانی گونه‌های مختلف درختان پوسیده در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

بود، در حالی که درصد فروانی درختان پلت، شیردار و توسکا در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده بود. درصد فروانی خشکه‌دارهای راش، ممرز، پلت، شیردار و توسکا در پارسل بهره‌برداری شده به ترتیب ۴۶/۰، ۳۴/۲، ۸/۱ و ۶/۴ و ۵/۳ درصد، اما در پارسل حفاظت شده ۳۶/۹، ۱۹/۷، ۹/۰، ۷/۷ و ۶/۳ درصد بودند (شکل ۵). خشکه‌دارهای گونه‌های نم‌دار، بلوط و ملج فقط در پارسل حفاظت شده مشاهده شد و فروانی آنها به ترتیب ۵/۶، ۱۳/۱ و ۱/۷ درصد بود. نتایج آزمون خی دو نشان داد که درصد فروانی گونه‌های مختلف خشکه‌دار در دو پارسل اختلاف معنی‌داری آماری دارند ($p < 0/001$ ، $\chi^2 = 26/04$). درصد فروانی خشکه‌دارهای راش و ممرز در پارسل بهره‌برداری شده

حفاظت شده به ترتیب ۱۱/۱، ۱۲/۳ و ۱۴/۵ درصد بود. درختان پوسیده از گونه‌های نم‌دار، بلوط و ملج در پارسل بهره‌برداری شده مشاهده نشد در حالی که این گونه‌ها به ترتیب دارای درصد فروانی‌های ۱۱/۰، ۱۰/۳ و ۱/۲ درصد در پارسل حفاظت شده بودند (شکل ۴). نتایج آزمون خی دو نشان داد که درصد فروانی گونه‌های مختلف درختان پوسیده در دو پارسل اختلاف معنی‌دار آماری دارند ($p < 0/006$ ، $\chi^2 = 74/11$). به جز درصد فروانی درختان پوسیده ممرز در دو پارسل (۲۲/۶ درصد در پارسل بهره‌برداری شده و ۲۰/۱ درصد در پارسل حفاظت شده)، درصد فروانی سایر گونه‌ها اختلاف معنی‌داری آماری داشتند ($p < 0/05$). درصد فروانی درختان پوسیده راش و ممرز در پارسل بهره‌برداری شده بیشتر از پارسل حفاظت شده



شکل ۵. فراوانی گونه‌های مختلف خشکهدار در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم



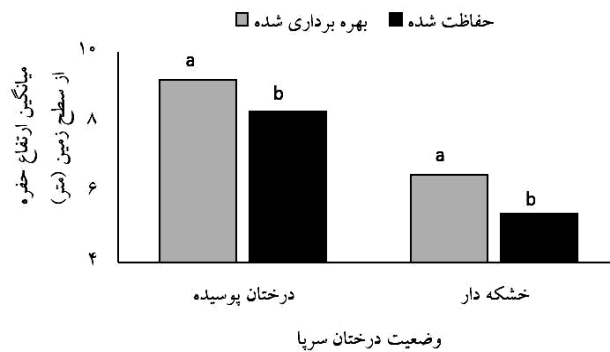
شکل ۶. فراوانی حفره روی تنه درختان پوسیده و خشکهدار در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

بهره‌برداری شده حفره داشتند ($p < 0/001$, $\chi^2 = 15/67$). هم‌چنین حدود ۵۴ درصد درختان پوسیده در پارسل حفاظت شده حفره داشتند در حالی که ۱۲ درصد درختان پوسیده در پارسل بهره‌برداری شده دارای حفره بودند ($p < 0/001$, $\chi^2 = 20/46$).

میانگین ارتفاع حفره‌های ایجاد شده از سطح زمین بر روی تنه درختان پوسیده در هر دو منطقه بیشتر از ارتفاع حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه خشکهدارها به‌دست آمد (شکل ۷). میانگین ارتفاع حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه درختان پوسیده در پارسل بهره‌برداری شده ۹/۲ متر و در پارسل حفاظت شده ۸/۳ متر شد ($t = 2/299$, $df = 74$, $p < 0/024$). میانگین ارتفاع حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه خشکهدارها در

بیشتر از پارسل حفاظت شده بودند ($p < 0/05$), اما درصد فراوانی خشکهدارهای پلت، شیردار و توسکا در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده بود ($p < 0/05$).

در هر دو پارسل بهره‌برداری شده و حفاظت شده فراوانی حفره‌های ایجاد شده توسط پرندگان بر روی تنه خشکهدارها بیشتر از فراوانی حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه درختان پوسیده بود (شکل ۶). هم‌چنین فراوانی حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه درختان پوسیده و خشکهدارها در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده بود (شکل ۶). در پارسل حفاظت شده حدود ۸۷ درصد خشکهدارها دارای حفره در تنه خود بودند در حالی که ۴۳ درصد خشکهدارهای پارسل



شکل ۷. میانگین ارتفاع حفره روی تنه درختان پوسیده و خشکه‌دارها در پارسل‌های بهره‌برداری شده و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم

حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده بود در حالی که در هیچ‌کدام از این پارسل‌ها در طی این سال‌ها خشکه‌داری برداشت نشده است. این موضوع نیز می‌تواند به دلیل برداشت درختان قطور و پوسیده از پارسل بهره‌برداری شده و عدم امکان رسیدن آنها به سن دیرزیستی و تبدیل شدن آنها به خشکه‌دار باشد. در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های پهن برگ آمریکا تراکم خشکه‌دارها در توده‌های مدیریت شده به شیوه تک‌گزینی ۱۴/۱ اصله در هکتار و در توده‌های مدیریت نشده ۴۴/۲ اصله در هکتار گزارش شده است (۳۳). نتایج این تحقیق نشان داد حجم خشکه‌دارهای سرپا در توده مدیریت شده ۴/۰ مترمکعب در هکتار اما در پارسل حفاظت شده ۲۶/۵ مترمکعب در هکتار است. در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های خیرود نوشهر در استان مازندران حجم خشکه‌دارها در دو پارسل از لحاظ سابقه مدیریتی و دست‌خوردگی متفاوت مورد بررسی قرار گرفت و نتایج نشان داد که در پارسل کمتر دست‌خورده و سابقه مدیریتی کمتر، حجم در هکتار خشکه‌دارها (۱/۹ مترمکعب) بیشتر از پارسل با سابقه مدیریتی و دست‌خوردگی زیادتر (۱/۰ مترمکعب) است (۴۱). حجم خشکه‌دارهای سرپا در هر هکتار جنگل مدیریت شده خیرود کنار ۱/۸۶ (بخش نم‌خانه) و ۱/۰۱ (بخش پاتم) مترمکعب گزارش شده است (۹). در تحقیق دیگری حجم خشکه‌دارهای سرپا در هر هکتار جنگل مدیریت شده خیرود کنار ۴/۲۶ (بخش چیلر) مترمکعب گزارش شده

پارسل بهره‌برداری شده ۶/۵ متر و در پارسل حفاظت شده ۵/۴ متر به دست آمد ($t = ۲/۳۳۸, df = ۸۶, p < ۰/۰۲۲$).

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق فراوانی و مشخصات درختان قطور، سالم، پوسیده و خشکه‌دار در دو پارسل مدیریت شده به شیوه تک‌گزینی و حفاظت شده در جنگل ناو اسالم گیلان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد فراوانی هر سه شکل درختان قطور (سالم، پوسیده و خشکه‌دار) در پارسل بهره‌برداری شده نسبت به پارسل حفاظت شده کمتر است. هم‌چنین حجم، ارتفاع و تعداد گونه‌های تشکیل دهنده درختان قطور سالم، پوسیده و خشکه‌دار در پارسل بهره‌برداری شده کمتر از پارسل حفاظت شده به دست آمد. کم بودن فراوانی درختان قطور در پارسل بهره‌برداری شده نسبت به پارسل حفاظت شده به دلیل برداشت‌های انجام گرفته از درختان قطور (سالم و پوسیده) به شیوه تک‌گزینی طی دو دوره بهره‌برداری در سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۸۹ از این پارسل می‌باشد. به طوری که در دوره اول و دوره دوم بهره‌برداری به ترتیب ۵/۳ و ۲/۱ اصله در هکتار درخت قطور از این پارسل برداشت شده است. در حالی که در طی این سال‌ها از پارسل حفاظت شده هیچ‌گونه برداشت درخت انجام نگرفته است و به عنوان پارسل شاهد و حفاظت شده است. هم‌چنین فراوانی خشکه‌دارها در پارسل

درختان قطع شده و فرصتی برای تبدیل شدن به درختان قطور، پوسیده و خشکه‌دار را نداشته‌اند. البته به این موضوع نیز باید توجه داشت که پارسل حفاظت شده در محدوده ارتفاعی پائین‌تری نسبت به پارسل بهره‌برداری شده قرار دارد و تنوع گونه‌های درختی آن بیشتر بود. تحقیقات انجام گرفته در جنگل‌های آمریکا نشان داده است ترکیب گونه‌ای توده‌ها بر فراوانی خشکه‌دارها تأثیر دارد (۳۶).

نتایج نشان داد فراوانی حفره‌های ایجاد شده توسط حیات وحش جنگل بر روی تنه خشکه‌دارها بیشتر از درختان پوسیده است. فراوانی و تنوع غذایی بیشتر در خشکه‌دارها نسبت به درختان پوسیده ممکن است دلیل این امر باشد. هم‌چنین می‌تواند در ارتباط با سیر توالی جنگل باشد، زیرا خشکه‌دارها در مراحل نهایی توالی جنگل می‌باشند. فراوانی حفره‌های ایجاد شده بر روی تنه درختان پوسیده و خشکه‌دارها در پارسل حفاظت شده بیشتر از پارسل بهره‌برداری شده به دست آمد. دلیل این امر می‌تواند اندازه‌های (قطر و ارتفاع) بزرگتر درختان پوسیده و خشکه‌دارها در پارسل حفاظت شده نسبت به پارسل بهره‌برداری شده باشد. هم‌چنین می‌تواند به دلیل حفاظتی بودن و تردد کمتر افراد و امن بودن پارسل حفاظت شده برای حیات وحش باشد. ارتفاع حفره‌های ایجاد شده از سطح زمین بر روی تنه درختان پوسیده بیشتر از خشکه‌دارها و در پارسل حفاظت شده کمتر از پارسل بهره‌برداری شده به دست آمد. به نظر می‌رسد در جنگل مورد مطالعه گونه‌های بیشتری از پستانداران و پرندگان مانند سنجاب، سمور، انواع دارکوب‌ها، کمر کولی‌ها، جغد و سینه قرمز در پارسل حفاظت شده نسبت به پارسل بهره‌برداری شده از خشکه‌دارها استفاده کرده‌اند. با توجه به اینکه امنیت حیات وحش استفاده کننده از خشکه‌دارهای قطور و کمتر پوسیده در مقابل گونه‌های صیاد و خطر باد افتادگی بیشتر از خشکه‌دارهای کم‌قطر و پوسیدگی زیاد است، بسیاری از حیات وحش جنگل از خشکه‌دارهای قطور و کمتر پوسیده به‌عنوان زیستگاه استفاده می‌کنند. هم‌چنین خشکه‌دارهای با درجه پوسیدگی کم، مدت زمان طولانی‌تری سرپا باقی خواهند

است (۴). تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های برونسی کاهش فراوانی درختان قطور ($DBH > 50 \text{ cm}$) در توده‌های تک‌گزینی گزارش شده است (۴۷). این نتایج نشان می‌دهد بهره‌برداری از جنگل‌های مورد مطالعه موجب کاهش درختان قطور و پوسیده شده و کاهش آنها نیز منجر به کاهش خشکه‌دارها شده است، که همسو با نتایج سایر تحقیقات انجام گرفته (۱۷، ۲۵، ۳۲، ۳۴ و ۵۲) است. تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های پهن برگ آمیخته تایلند نیز کاهش فراوانی درختان قطور ($DBH > 50 \text{ cm}$) در توده‌های تک‌گزینی گزارش شده است (۲۱). تراکم خشکه‌دارهای با قطر برابر سینه بزرگتر از ۲۳ سانتی‌متر در جنگل‌های سوزنی‌برگ آمریکا در توده‌های بهره‌برداری شده ۹/۳ اصله در هکتار اما در توده‌های بهره‌برداری نشده ۲۸/۶ اصله در هکتار گزارش شده است (۵۲). در مطالعه انجام گرفته در جنگل خیرود نوشهر تعداد خشکه‌دارهای با قطر برابر سینه بزرگتر از ۷/۵ سانتی‌متر ۱۹/۳ اصله در هر هکتار گزارش شده است (۱۲). افزایش طول دوره بهره‌برداری موجب افزایش کمیت و کیفیت خشکه‌دارها می‌شود (۳۷).

بهره‌برداری تک‌گزینی علاوه بر کاهش فراوانی درختان قطور و خشکه‌دارها، موجب کاهش تعداد گونه‌های آنها نیز شده بود. به طوری که درختان قطور و خشکه‌دارها در پارسل بهره‌برداری شده از پنج گونه راش، ممرز، پلت، شیردار و توسکا تشکیل شده بودند، در صورتی که در پارسل حفاظت شده علاوه بر گونه‌های ذکر شده سه گونه نمدار، بلوط و ملج نیز مشاهده شد. در پارسل بهره‌برداری شده گونه‌های راش و ممرز ۸۴/۷ درصد درختان سالم قطور، ۹۳/۲ درصد درختان پوسیده و ۸۰/۲ درصد خشکه‌دارها را تشکیل دادند. در صورتی که در پارسل حفاظت شده گونه‌های راش و ممرز ۵۲/۳ درصد درختان سالم قطور، ۳۹/۶ درصد درختان پوسیده و ۵۶/۶ درصد خشکه‌دارها را تشکیل دادند. کم بودن تعداد گونه‌های درختان قطور و خشکه‌دار در پارسل بهره‌برداری شده نسبت به پارسل حفاظت شده به دلیل قطع و برداشت درختان گونه‌های نمدار، بلوط و ملج در طی دو دوره بهره‌برداری می‌باشد. این

می‌افتند (۶). تعداد مناسب خشکه‌دارهای با قطر برابر سینه بزرگتر از ۴۵ سانتی‌متر را در هر هکتار جنگل‌های پهن برگ آمریکا ۲/۵ اصله (۴۶) و ۳/۳ اصله پیشنهاد داده‌اند (۳۱). امروزه مطالعات گسترده‌ای در مورد تأثیر شیوه‌های مختلف مدیریت جنگل بر کمیت و کیفیت خشکه‌دارها در نقاط مختلف دنیا انجام می‌گیرد (۳۷ و ۴۵). تحقیقات انجام گرفته نشان داده است که خشکه‌دارهای انبوه معمولاً بیشتر از خشکه‌دارهای پراکنده مورد استفاده حیات وحش قرار می‌گیرند (۵۱). در جنگل‌های کانادا از درختان پوسیده و خشکه‌دارها حفاظت می‌شود (۵۱). با توجه به نقش خشکه‌دارها در اکولوژی جنگل، در بسیاری از بخش‌های مدیریت جنگل‌های آمریکا استانداردهایی از لحاظ کمیت، کیفیت و پراکنش آنها در نظر گرفته شده است (۲۲). درختان قطور و سالم علاوه بر حفظ ساختار جنگل و تولید بذر و استمرار تجدید حیات جنگل، می‌توانند در طی دوره‌های بهره‌برداری به تعداد مناسب و از گونه‌های مختلف در توده باقی بمانند تا تبدیل به درختان پوسیده و خشکه‌دار شده و نقش‌های حمایتی خود را ادامه دهند (۲).

در یک نتیجه‌گیری کلی می‌توان بیان داشت که هر چند اجرای شیوه تک‌گزینی موجب حفظ ساختار آمیخته ناهمسال و تجدید حیات طبیعی درختان شده و مناسب برای جنگل‌های منطقه مورد مطالعه است، اما در طی دو دوره بهره‌برداری موجب کاهش کمیت و کیفیت درختان قطور و خشکه‌دارها شده است. پیشنهاد می‌شود که بهره‌برداری در توده‌های تحت مدیریت تک‌گزینی طوری انجام شود که علاوه بر هدف‌های پرورشی، افزایش کمی و کیفی حجم توده، تنظیم آمیختگی، ایجاد، استقرار و گسترش تجدید حیات طبیعی، درختان پوسیده و خشکه‌دارها نیز به تعداد و حجم مناسب همواره در جنگل حفظ و نگهداری شوند.

ماند. در جنگل‌های سوزنی برگ کانادا درختان پوسیده و خشکه‌دارها برای بیش از ۴۰ گونه حیات وحش زیستگاه فراهم می‌کنند (۳۵). درختان پوسیده و خشکه‌دارها زیستگاه‌هایی با موارد استفاده متفاوت برای گونه‌های مختلف حیات وحش جنگل فراهم می‌کنند که شامل آشیانه، کمین‌گاه و محل استراحت در حفره‌ها (گونه‌هایی مانند دارکوب، جغد، سمور و سنجاب)، بر روی شاخه‌ها (انواع پرندگان) یا بر روی تنه‌های شکسته (جغدها)، روی پوست‌های کنده شده و آویزان (خفاش‌ها و خزندگان)، محل تغذیه زیر پوست (دارکوب‌ها و سینه‌فرم‌ها) و محل‌های نشست (عقاب، باز و جغد) می‌باشد (۵۱). هم‌چنین خشکه‌دارها برای بسیاری از گونه‌های پرندگان محل مناسبی برای زمستان‌گذرانی، جفت‌یابی، صدا زدن، تمیز کردن منقار، آمیزش و تخم‌گذاری است. علاوه بر سمور و سنجاب پستانداران دیگری نیز مانند خرس، جوجه تیغی و راسو نیز به شکل‌های مختلف از درختان پوسیده و خشکه‌دارها به‌عنوان زیستگاه استفاده می‌کنند (۵۱). درختان پوسیده و خشکه‌دارها علاوه بر مهیا کردن زیستگاه برای گونه‌های حیات وحش قابل دید، بلکه برای بسیاری از موش‌ها، قارچ‌ها، حشرات و سایر بی‌مهرگان نیز زیستگاه مهیا می‌کنند (۵۲). در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های خیرود کنار نوشهر گزارش شده است ۳۲ تا ۳۶ درصد از حجم کل خشکه‌دارها را، خشکه‌دارهای سرپا تشکیل داده و ۷۰ درصد آنها در طبقات قطری بالای ۴۰ سانتی‌متر هستند (۷).

جنگل‌های طبیعی برای پایداری و حفظ تنوع زیستی خود نیاز به ساختارهای نامنظم دارند. هدف از مدیریت تک‌گزینی نیز ایجاد توده‌های نامنظم است. در مدیریت جنگل‌ها برای تعیین تعداد مناسب درختان پوسیده و خشکه‌دارها نیاز به دانستن گونه‌ها، فراوانی و نحوه استفاده حیات وحش از آنها و پویایی خشکه‌دارها است (۴۲ و ۵۱). در تحقیق انجام گرفته در جنگل‌های خیرود کنار نوشهر گزارش شده است گونه، اندازه و درجه پوسیدگی خشکه‌دارها در میزان افتادن آنها تأثیر معنی‌دار دارند و خشکه‌دارهای راش زودتر از خشکه‌دارهای ممرز

منابع مورد استفاده

۱. اردکانی، م. ر. ۱۳۸۶. اکولوژی، انتشارات دانشگاه تهران، ۳۴۰ ص.
۲. توانکار، ف.، ا. بنیاد و ا. ایرانپرست بداعی. ۱۳۹۲. تأثیر خشکه‌دارها بر تنوع گونه‌ای و فراوانی تجدید حیات طبیعی درختان در اکوسیستم‌های طبیعی جنگل‌های گیلان. *مجله پژوهش‌های گیاهی* ۲۶(۳): ۲۸۰-۲۶۷.
۳. حبشی، ه. ۱۳۷۶. بررسی اهمیت خشکه‌دارها در جنگل‌های واز مازندران. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس، ۱۲۷ ص.
۴. ذوالفقاری، ا. ۱۳۸۳. بررسی اکولوژیک و جنگل‌شناسی خشکه‌دارها در رانشستان‌های شمال ایران. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۸۰ ص.
۵. زبیری، م. ۱۳۷۹. آماربرداری در جنگل (اندازه‌گیری درخت و جنگل). انتشارات دانشگاه تهران، ۴۰۱ ص.
۶. سفیدی، ک. و م. ر. مروی مهاجر. ۱۳۸۹. پویایی خشکه‌دارهای راش و ممرز در یک جنگل آمیخته راش. *تحقیقات جنگل و صنوبر ایران* ۱۸(۴): ۵۱۷-۵۲۶.
۷. سفیدی، ک.، م. ر. مروی مهاجر، م. زبیری و و. اعتماد. ۱۳۸۷. خشکه‌دارهای سرپا در جنگل‌شناسی همگام با طبیعت در جنگل‌های آمیخته راش ممرز. *پژوهش و سازندگی در منابع طبیعی* ۸۱: ۵۸-۵۰.
۸. سفیدی، ک.، م. ر. مروی مهاجر، م. زبیری و و. اعتماد. ۱۳۸۶. بررسی تأثیر خشکه‌دارها در استقرار نهال‌های راش و ممرز در جنگل‌های آمیخته راش. *فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران* ۱۵(۴): ۳۶۵-۳۷۳.
۹. سفیدی، ک. ۱۳۸۵. بررسی کمی و کیفی خشکه‌دارها در یک جنگل مدیریت شده راش. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ۱۲۰ ص.
۱۰. طرح جنگلداری ناو اسالم، ۱۳۸۸. سری یک ناو اسالم، ۸۸ ص.
۱۱. کوچ، ی.، س. م. حسینی، م. اکبری‌نیا، م. طبری و س. غ. جلالی. ۱۳۸۹. نقش خشکه‌دار در تراکم زادآوری توده راش آمیخته (مطالعه موردی: جنگل سردآبرود چالوس، مازندران). *مجله جنگل ایران* ۲(۲): ۹۳-۱۰۳.
۱۲. مروی مهاجر، م. ر.، م. زبیری، و. اعتماد و م. جورغلامی. ۱۳۸۷. اجرای شیوه تک‌گزینی در سطح پارسل و نیاز آن به آماربرداری صد درصد گونه‌های درختی (مطالعه موردی: بخش گرازین جنگل خیرود). *مجله منابع طبیعی ایران* ۶۱(۴): ۸۸۹-۹۰۸.
۱۳. مروی مهاجر، م. ر. ۱۳۸۵. جنگل‌شناسی و پرورش جنگل. انتشارات دانشگاه تهران، ۳۸۷ ص.
14. Abkenari, K. T., F. Akbari and B. Pilehvar. 2012. Effect of intervention and type of forest management on quality and quantity characteristics of dead wood in managed and reserve forests: A case study. *Journal of Forestry Research* 23(3): 413-418.
15. Backhouse, F. and J. D. Lousier. 1991. Silviculture systems research: wildlife tree problem analysis. Ministry of Environment and B.C. Wildlife Tree Committee, 205p.
16. Bate, L. J., M. J. Wisdom, E. O. Garton and S. C. Clabough. 2008. Snag PRO: Snag and Tree Sampling and Analysis Methods for Wildlife. USDA Forest service, 780 p.
17. Bebbler, D. P., W. G. Cole, S. C. Thomas, D. Balsillie and P. Duinker. 2005. Effects of retention harvests on structure of old-growth *Pinus strobus* L. stands in Ontario. *Forest Ecology and Management* 205: 91-103.
18. Bull, E. L., R. S. Holthausen and D. B. Marx. 1990. How to determine snag density. *Western Journal of Applied Forestry* 5(2): 56-58.
19. Campbell, L. A., J. G. Hallett and M. A. Oconnell. 1996. Conservation of bats in managed forests: use of roosts by *Lasionycteris noctivagans*. *Journal of Mammalogy* 77(4): 976-984.
20. Edwards, M. B. 2004. Size of Coarse Woody Debris 5 Years After Girdling and Removal Treatments in 50-Year-Old Loblolly Pine Plantations. Proceedings of the 12th biennial southern silvicultural research conference, U.S.A., 24-28. Feb. 2003, pp. 108-113.

21. Gajaseni, J. and C. F. Jordan. 1990. Decline of teak yield in northern Thailand: effects of selective logging on forest structure. *Biotropica* 22(2): 111-118.
22. Ganey, J. L. 1999. Snag density and composition of snag population on tow national forest in northern Arizona. *Forest Ecology and Management* 117: 169-178.
23. Ganey, J. L. and S. C. Vojta. 2004. Characteristics of snags containing excavated cavities in northern Arizona mixed-conifer and ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 199: 323-332.
24. Gibbons, P., D. B. Lindenmayer, S. C. Barry and M. T. Tanton. 2002. Hollow selection by vertebrate fauna in forests of southeastern Australia and implications for forest management. *Biological Conservation* 103: 1-12.
25. Goodburn, J. M. and C. G. Lorimer. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 427-438.
26. Greenberg, C. H. and J. D. Lanham. 2001. Breeding bird assemblages of hurricane-created gaps and adjacent closed canopy forest in the southern Appalachian. *Forest Ecology and Management* 154: 251-260.
27. Hagan, J. M. and S. L. Grove, 1999. Coarse woody debris: humans and nature competing for trees. *Journal of Forestry* 97(1): 6-11.
28. Hansen, A. J., T. A. Spies, F. J. Swanson and J. L. Ohman. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. *Bioscience* 41: 382-392.
29. Hanula, J. L., M. D. Ulyshen and D. D. Wade. 2012. Impacts of prescribed fire frequency on coarse woody debris volume, decomposition and termite activity in the longleaf pine flatwoods of Florida. *Forestry* 3(2): 317-331.
30. Jimerson, T. M. 1989. Snag densities in old-growth stands on the gasquet ranger district, six rivers national forest, California. USDA Forest Service, PSW-196.
31. Kenefic, L. S. and R. D. Nyland. 2007. Cavity trees, snags, and selection cutting: A northern hardwood case study. *Northern Journal of Applied Forestry* 24(3): 192-196.
32. McComb, W. C. and R. N. Muller. 1983. Snag densities in old growth and second growth Appalachian forests. *Journal of Wildlife Management* 47: 376-382.
33. McComb, W. C. and R. E. Noble. 1980. Effects of single tree selection cutting upon snag and natural cavity characteristics in Connecticut. *Wildlife Society* 37: 50-57.
34. McGee, G. G., D. J. Leopold and R. D. Nyland. 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications* 9(4): 1316-1329.
35. Monkkonen, M. and D. A. Welsh. 1994. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities of Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici* 31: 61-70.
36. Moroni, M. T. and D. D. Harris, 2010. Snag frequency, diameter and species distribution and input rate in Newfoundland boreal forests. *Forestry* 83(3): 229-244.
37. Nagaike, T. 2009. Snag abundance and species composition in a managed forest landscape in central Japan composed of *Larix kaempferi* plantation and secondary broadleaf forests. *Silva Fennica* 43(5): 755-766.
38. Nyland, R. D. 1996. Silviculture. McGraw-Hill, Singapore, 633p.
39. Rafferty, D., R. Masters and C. Green. 1996. Snags, cavity trees and downed logs. *Wildlife Management Note* 4: 1-8.
40. Russell, R. E., V. A. Saab, J. G. Dudley and J. Rotella. 2006. Snag longevity in relation to wildfire and postfire salvage logging. *Forest Ecology and Management* 232: 179-187.
41. Sefidi, K., and M. R. Marvi Mohadjer. 2009. Amount and quality of dead trees (snag and logs) in a mixed beech forest with different management histories. *Journal of Forest and Wood Products* 62(2): 191-202.
42. Sefidi, K. and M. R. Marvi Mohadjer. 2010. Characteristics of coarse woody debris in successional stages of natural beech (*Fagus orientalis*) forests of Northern Iran. *Journal of Forest Science* 56(1): 7-17.
43. Spytz, C. P. 1993. Cavity nesting bird populations in cutover and mature boreal forest, northeastern Ontario. MSc. Thesis. Department of Forestry, University of Waterloo, Waterloo Ontario, 88p.
44. Stephens, S. L. 2004. Fuel loads, snag abundance, and snag recruitment in an unmanaged Jeffrey pine-mixed conifer forest in Northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 199: 103-113.
45. Tavankar, F., R. Picchio, A. Lo Monaco and A. E. Bonyad. 2014. Forest management and snag characteristics in Northern Iran lowland forests. *Journal of Forest Science* 60(10): 431-441.
46. Tubbs, C. H., R. M. Degraaf, M. Yamasaki and W. M. Healy. 1987. Guide to wildlife tree management in New England northern hardwoods. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 30 p.
47. Verburg, R. and C. Van Eijk-Bos. 2003. Effects of selective logging on tree diversity, composition and plant functional type patterns in a Bornean rain forest. *Journal of Vegetation Science* 14: 99-110.
48. Villela, D. M., M. T. Nascimento, L. E. O. C. De Aragao and D. M. Gama. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 33: 505-516.
49. Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6:18-20.

50. Waskiewicz, J. D., P. Z. Fule and P. Beier. 2007. Comparing classification systems for ponderosa pine snags in Northern Arizona. *Western Journal of Applied Forestry* 22(4): 233-240.
51. Watt, W. R. and M. C. Caseres. 1999. Managing for snags in the Boreal Forests of Northeastern Ontario. NEST Technical Note TN-016, 20 p.
52. Wisdom, M. J. and L. J. Bate. 2008. Snag density varies with intensity of timber harvest and human access. *Forest Ecology and Management* 255: 2085-2093.