



اثر آشفستگی انسانی بر تنوع، زیست توده و نگهداشت نیتروژن و فسفر در پوشش علفی جنگل‌های بلوط دارمازو (مطالعه موردی: جنگل‌های شینه قلایی استان لرستان)

زهرا ویس کرمی^۱، بابک پیلهور^۲ و علی حقی زاده^۳

۱- دانشجوی دکتری جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ایران
۲- دانشیار گروه جنگل‌داری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ایران، (نویسنده مسوول: pilehvar.b@lu.ac.ir)
۳- دانشیار گروه مهندسی آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، ایران
تاریخ دریافت: ۹۷/۱/۲۷ تاریخ پذیرش: ۹۷/۳/۱۲

چکیده

پژوهش حاضر به بررسی نقش آشفستگی انسانی در ذخیره مواد غذایی نیتروژن و فسفر توسط گونه‌های علفی در جنگل‌های بلوط دارمازو استان لرستان می‌پردازد. بدین منظور دو منطقه با شرایط بوم‌شناختی و فیزیوگرافی مشابه و کاربری متفاوت انتخاب گردید. اطلاعات مربوط به آشکوب علفی، درختی و خاک با استفاده از قطعات نمونه با مقیاس‌های متفاوت و به صورت تصادفی در هر منطقه برداشت شد. شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای، گونه‌های عمومی، میزان زیست توده گیاهی، مقادیر نیتروژن، فسفر و ذخیره مواد غذایی گیاهان در دو منطقه مقایسه شدند. نتایج نشان داد که بین دو منطقه مورد مطالعه به لحاظ غنای گونه‌ای، تعداد گونه‌های علفی، شاخص‌های غنای مارگالف و تنوع شانون-وینر، میزان زیست توده روی زمینی و زیرزمینی اختلاف معنی‌داری وجود دارد. همچنین در منطقه تحت حمایت میزان زیست توده روی زمینی و زیرزمینی نسبت به منطقه تخریب شده به ترتیب ۴۳/۷٪ و ۳۵/۳٪ بیشتر بود. بر اساس نتایج در منطقه حفاظت شده مقادیر نیتروژن و فسفر بیشتری توسط گونه‌های علفی ذخیره می‌گردد. همچنین تعداد گونه‌های بومی بیشتر و بهبود حاصلخیزی خاک سطحی در جنگل حفاظت شده نشان داد که برنامه‌های حفاظتی منجر به بهبود شرایط محیطی رویشگاه و فراهم نمودن شرایط مناسب برای برگشت پذیری بوم‌سازگان شده است. همچنین نگهداری بیشتر مواد غذایی توسط گیاهان علفی در جنگل تحت حفاظت، گویای نقش مهم این گیاهان در ذخیره و نگهداشت عناصر غذایی بوم‌سازگان بوده است. چنانچه میزان ذخیره مواد غذایی در منطقه دچار آشفستگی کمتر است.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، آب‌های سطحی، زیست توده روی زمینی، زیست توده زیرزمینی، مناطق دچار آشفستگی

مقدمه

بوم‌سازگان، بیش از پیش آشکار است. یکی از موضوعات مورد توجه در این زمینه می‌تواند بررسی نقش گیاهان علفی در ذخیره و نگهداشت مواد غذایی و جلوگیری از خروج آن‌ها از بوم سازگان در مناطق تخریب یافته‌ای چون زاگرس باشد. چرخه مواد غذایی در بوم‌سازگان‌های جنگلی توسط موجودات زنده که در انتقال مواد غذایی نقش دارند انجام می‌گیرد. در این بین گیاهان گونه‌های علفی کم‌زی ارتباط مهمی با چرخه مواد غذایی داشته (۲) و به‌عنوان چاهک مواد غذایی عمل می‌کنند (۲۵). این گیاهان در طول دوره رویش کوتاه خود مقادیر زیادی از مواد غذایی در دسترس را به‌طور موقت ذخیره می‌کنند (۲۱). با کامل شدن دوره رویش اندام‌های روی زمینی این گیاهان تجزیه شده و مواد غذایی ذخیره شده آن‌ها به خاک منتقل می‌گردد. گیاهان کم‌زی بهاری به لحاظ عملکردی زمانی که پتانسیل هدر رفت مواد غذایی به دلیل بارش باران، ذوب برف، بسته نشدن تاج درختان و خواب گیاهان چوبی بالاست در ذخیره‌سازی مواد غذایی نقش مهمی ایفا می‌کنند (۲۵،۳۳)؛ بنابراین تخصیص و چرخه مواد غذایی در جوامع گیاهی می‌تواند اثرات عمیقی در نگهداشت مواد غذایی بوم‌سازگان داشته باشد (۴۵،۳۳).

پدیده نگهداشت مواد غذایی توسط گیاهان کم‌زی بهاری به‌عنوان فرضیه سد بهاری توسط مولر نام‌گذاری شد (۳۳،۳۲). مطالعات متعددی چگونگی ذخیره مواد غذایی توسط گونه‌های علفی را مورد بررسی قرار داده‌اند (۴۲،۲۵،۱۸،۱۵،۱۴).

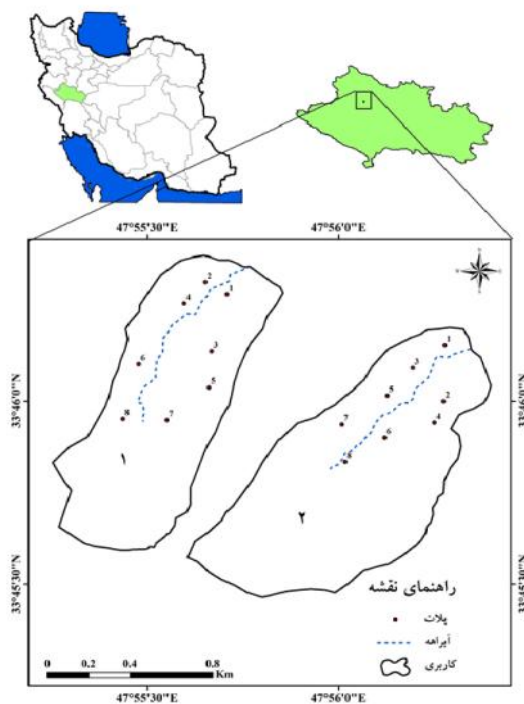
جنگل‌های زاگرس با ۵ میلیون هکتار مساحت به‌عنوان وسیع‌ترین ناحیه رویشی ایران از مهم‌ترین منابع تولید آب کشور محسوب می‌شوند. بر اساس منابع موجود هفت رشته رودخانه درجه یک کشور از کوه‌های زاگرس سرچشمه می‌گیرند و با تولید ۳۴/۵ میلیارد مترمکعب آب، ۴۰ درصد آب‌های سطحی کشور را به خود اختصاص می‌دهند (۳۰). پایداری و استمرار چرخه آب در این رودخانه‌ها به عملکرد مناسب این اکوسیستم‌ها در منطقه بستگی دارد. برخورداری از منابع آبی غنی و توان بوم‌شناختی بالای رویشگاه زاگرس موجب شده تا از تمرکز جمعیت بالایی برخوردار باشد به نحوی که در این محدوده بیش از ۹/۸ میلیون نفر زندگی می‌کنند و از این تعداد ۱/۵ میلیون نفر در داخل جنگل‌ها مستقر هستند که به‌شدت بوم‌سازگان منطقه را تحت تأثیر قرار می‌دهند (۳۰). افزایش جمعیت و به‌تبع آن وابستگی به محصولات جنگلی به استفاده مفرط از فون و فلور طبیعی این منطقه منجر شده است. بهره‌برداری نادرست، چرای بی‌رویه دام و تغییر کاربری اراضی منجر به تخریب اکوسیستم، تشدید فرسایش خاک و انتقال مقدار زیادی از عناصر غذایی و رسوبات به آب‌های سطحی شده است. نظر به اهمیت حیاتی کمیت و کیفیت آب در کشور نگرانی در مورد اثرات انسان بر اکوسیستم، فرسایش خاک و سیستم‌های آبی، ضرورت جمع‌آوری اطلاعات بیشتر در مورد مدیریت تصمیم‌گیری‌های متناسب با نیازهای انسان و محیط به‌منظور پایداری

مواد و روش‌ها منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه جنگل‌های دارمازوی شینه قلائی در ۸۸ کیلومتری شمال غرب شهرستان خرم‌آباد در استان لرستان می‌باشد (۵۱' ۳۳°-۳۳° ۳۴' عرض شمالی و ۴۰' ۴۸°-۴۸° ۱۲' طول شرقی) (شکل ۱). تیپ جنگلی غالب منطقه مورد مطالعه بلوط دارمازو *Quercus infectoria* Oliv. است. میانگین حداقل و حداکثر درجه حرارت منطقه بر اساس ایستگاه سینوپتیک الشتر به ترتیب ۳/۵ و ۲۲/۳ درجه سانتی‌گراد و میانگین سالانه بارندگی ۴۴۴/۱ و دمای متوسط سالیانه ۱۲/۹ درجه سانتی‌گراد است. در این منطقه دو رده خاک آنتی‌سول و اینسپتی‌سول شناسایی شده است. در شمال منطقه سفره نابر جای آهکی معروف به چغلوئندی و رادیولاریت‌ها و به طرف جنوب و در محدوده مورد مطالعه سازندهای آهکی و شیلی، سیلتی و کنگلومرایی چین‌خورده مشاهده می‌شود (۲۸) در این عرصه جنگلی، منطقه‌ای به مدت ۲۰ سال تحت حفاظت و قرق قرار دارد که در این پژوهش به‌عنوان منطقه جنگلی حفاظت‌شده انتخاب شده است. به‌منظور انتخاب منطقه جنگلی که تحت تأثیر مداخلات انسانی قرار دارد، پس از جنگل‌گردشی‌های پیاپی و پیمایش کل حوضه آبخیز با بررسی اطلاعات موجود و حضور کارشناسان، منطقه‌ای که به لحاظ ویژگی‌های آب‌وهوایی، فیزیوگرافی، خاک‌شناسی زمین‌شناسی و به لحاظ فیزیونومی و نمود ظاهری دارای حداقل اختلافات با جامعه حفاظت‌شده باشد، به‌عنوان منطقه تحت آشفستگی انتخاب شد. منطقه تحت آشفستگی به لحاظ شکل حوضه، مساحت و تعداد آبراهه با جامعه حفاظت‌شده شباهت زیادی داشته و حداقل فاصله را با آن دارد. بر این اساس انتظار می‌رود که وضعیت پوشش گیاهی در جامعه جنگلی دچار آشفستگی نسبت به جامعه حفاظت‌شده به دلیل از بین رفتن گسترده جوامع گیاهی چندساله بومی و کشاورزی و چرای دام متفاوت باشد. آن‌ها را با آب شستشو داده و ریشه‌ها و ساقه‌ها از هم تفکیک گردید و در دمای ۶۵ درجه به مدت ۴۸ ساعت در آون خشک شدند (۱۴). نمونه‌های خشک‌شده زیست‌توده وزن و میزان زیست‌توده محاسبه گردید، سپس آن‌ها را آسیاب کرده و مقادیر نیتروژن و فسفر آن‌ها به ترتیب با استفاده از روش‌های کج‌لدال (۸) و کالری‌متری (۱) اندازه‌گیری شد.

شناسایی و تعیین کیفیت فلوربستیکی و ضریب محافظه‌کاری^۱ گونه‌های گیاهی علاوه بر اینکه به شناسایی صفات گونه‌های گیاهی این جامعه جنگلی کمک می‌کند در درک ما نسبت به عکس‌العمل پوشش گیاهی منطقه نسبت به آشفستگی‌ها و حضور گونه‌های حساس به آشفستگی و مهاجم باری می‌رساند. متریک‌های متنوعی به‌منظور بررسی کیفیت فلوربستیکی جوامع جنگلی توسعه یافته است که از آن جمله می‌توان به ضریب محافظه‌کاری اشاره نمود. در این روش گونه‌های گیاهی درجات مختلفی از پایداری را با توجه به نوع، شدت و بزرگی آشفستگی نشان می‌دهند به این میزان پایداری یا به‌عبارت دیگر حساسیت نسبت به آشفستگی ضریب محافظه‌کاری می‌گویند (۴۱)، ضریب محافظه‌کاری که عددی صحیح بین ۰ تا ۱۰ است توسط گروهی از گیاه‌شناسان و بوم‌شناسی‌های مجرب که آشنایی زیادی به فلور منطقه دارند برای هر گونه گیاهی بومی تعیین می‌شود. (۳۵). گونه‌هایی که نسبت به آشفستگی‌ها بردبار هستند و تقریباً در هر نوع رویشگاهی دیده می‌شوند به‌عنوان گونه‌های عمومی و هرجازی معرفی شدند. این گونه‌ها دارای مقادیر پایین مشخص شده در مقیاس ۱۰-۰ ضریب محافظه‌کاری هستند (۱۴، ۲۹). در این پژوهش گونه‌هایی که دارای ارزش ۳-۰ بودند به‌عنوان گونه‌های عمومی و هرجازی معرفی شدند (۲۹).

نظر به اهمیت عناصر غذایی نیتروژن و فسفر به‌عنوان مهم‌ترین عناصر غذایی بوم سازگان و نقش آن‌ها در اتروفیکاسیون آب‌های سطحی و مطرح شدن آن‌ها به‌عنوان شاخص آلودگی آب (۱۷، ۱۹) و با توجه به تخریب بوم‌سازگان‌های زاگرس و اهمیت آن‌ها در تأمین آب مورد نیاز کشور پژوهش پیش‌رو سعی دارد به‌طور خاص برای نخستین بار در کشور به بررسی نقش گونه‌های علفی در ذخیره مواد غذایی نیتروژن و فسفر در فصل رویش و اثر آشفستگی انسانی در ذخیره این مواد غذایی در اشکوب علفی جنگل‌های بلوط دارمازوی استان لرستان بپردازد. ذخیره مواد غذایی، مقدار مواد غذایی ذخیره شده توسط اشکوب علفی مناطق جنگلی مورد مطالعه می‌باشد که با استفاده از میزان غلظت مواد غذایی و زیست‌توده مشخص می‌گردد. آگاهی از چگونگی پاسخ پوشش گیاهی به آشفستگی و مدیریت حفاظتی مبتنی بر قرق و پارامترهای مؤثر بر آن می‌تواند مقدمات شناخت بهتر این بوم‌سازگان‌ها و ارائه راهکارهایی مناسب به‌منظور مدیریت پایدار آن‌ها فراهم آورد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه (۱: منطقه جنگلی حفاظت‌شده، ۲: منطقه جنگلی تخریب‌شده)
Figure 1. The location of study area (1: Protected land use, 2: Disturbed land use)

روش تحقیق

پس از تعیین دو منطقه مورد نظر، از اوایل اردیبهشت تا اواسط خرداد ۱۳۹۶ که اوج دوره رویشی و مناسب‌ترین زمان برای برداشت نمونه‌های گیاهی است به منطقه مراجعه شد. در هر منطقه هشت قطعه نمونه ۵۰×۵۰ متر به صورت تصادفی پیاده شد و فهرست تمام گونه‌های درختی، درختچه‌ای و بوته‌ای موجود در آن ثبت شد. در هر قطعه نمونه دو قطر عمود بر هم تاج تمام درختان اندازه‌گیری و ثبت شد و میانگین آن برای هشت پلات محاسبه شده و به‌عنوان درصد تاج پوشش آن کاربری مورد استفاده قرار گرفت. به‌منظور برداشت گونه‌های علفی، در هر قطعه نمونه بزرگ با فاصله یکسان سه ترانسکت پیاده شد و در هر یک از ترانسکت‌ها از دو میکروپلات یک مترمربعی به‌منظور شناسایی و ثبت درصد تاج پوشش گونه‌های علفی استفاده شد. سپس به‌منظور برداشت زیست‌توده، در زمان اوج تولید زیست‌توده از سه کوادرات ۰/۲۵ مترمربعی که در امتداد یک قطر، در مرکز و گوشه‌های قطعه نمونه ۵۰×۵۰ مترمربعی قرار دارند استفاده گردید. برای این منظور گونه‌های گیاهی موجود در هر کوادرات ۰/۲۵ مترمربعی شناسایی و تمام بخش‌های رویی و زیرین آنان برداشت شد. گیاهان برداشت‌شده در جعبه‌های حاوی یخ نگهداری و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. سپس گونه‌های گیاهی ثبت شده در هر بارיום دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه لرستان با استفاده از فلور ایرانیکا جلد‌های ۱۷۶-۱ (۳۸)، فلور رنگی ایران جلد‌های ۲۰-۱ (۱۶)،

فلور ایران جلد‌های ۷۲-۱ (۳)، فلور ترکیه جلد‌های ۹-۱ (۱۳)، فلور عراق جلد‌های ۹-۱ (۴۴) شناسایی شدند. پس از شناسایی تاکسون‌های شناسایی شده به‌منظور اندازه‌گیری تفاوت بین مناطق جنگلی حفاظت‌شده و تخریب‌شده از مقایسه شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای استفاده شد. همچنین دو منطقه به لحاظ گونه‌های عمومی و هرچیزی و همچنین کیفیت فلوریستیک بر اساس ضریب محافظه‌کاری مورد مقایسه قرار گرفت (۲۹). به‌منظور بررسی ارتباط میزان مواد غذایی بافت و زیست‌توده گیاه با مواد غذایی خاک نیز، در مرکز هر یک از کوادرات‌ها نمونه‌های خاک در دو عمق ۱۰-۳۰ و ۱۰-۱۰ سانتی‌متری با استفاده از استوانه فلزی (اوگر) و در مجموع در مجموع ۹۶ نمونه خاک جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک پس از خشک شدن در هوای آزاد با مش ۱۰ الک شدند و با استفاده از روش‌های کج‌دال (۸) و برای و کورتز (۷) مقادیر نیتروژن و فسفر خاک اندازه‌گیری شد.

تجزیه داده‌ها

با استفاده از رابطه (۱) ذخیره مواد غذایی محاسبه شد (۲۵). بدین منظور مقدار زیست‌توده در غلظت مواد غذایی بافت گیاهی ضرب گردید سپس به کیلوگرم در هکتار تبدیل شد و میانگین آن برای هر پلات محاسبه گردید. رابطه (۱) ذخیره مواد غذایی = غلظت عناصر غذایی بافت گیاهی × مقدار زیست‌توده کل گیاه

جنس و ۵۰ گونه گیاهی وجود دارد (جدول ۱). مهم‌ترین خانواده‌های این کاربری خانواده‌های Asteraceae, Poaceae و Rubiaceae می‌باشند که به ترتیب دارای ۱۲، ۷ و ۶ گونه گیاهی می‌باشند (جدول ۱).

منطقه حفاظت‌شده نسبت به منطقه تخریب‌شده حدود ۲۵٪ گونه کم‌زی علفی بیشتری دارد. همچنین این منطقه حدود ۳۲٪ گونه عمومی و هرجازی کمتری دارد (جدول ۱، ضمیمه). میانگین ضریب محافظه‌کاری در منطقه حفاظت‌شده و تخریب‌شده به ترتیب ۴/۲۱ و ۳/۰۸ می‌باشد. از مهم‌ترین گونه‌های هرجازی منطقه تخریب‌شده می‌توان به گونه‌های *Chardinia Torilis leptophylla*, *Poa annua* و *Hordeum bulbosum*, *Thlaspi arvense orientalis* و *Bromus danthonia* اشاره داشت که وفور نسبتاً زیادی دارند. در منطقه مورد مطالعه میزان زیست‌توده روی زمینی در منطقه حفاظت‌شده نسبت به منطقه تخریب‌شده ۴۳/۷٪ بیشتر است. همچنین مقدار زیست‌توده زیرزمینی در این منطقه نسبت به منطقه تخریب‌شده ۳۵/۳٪ بیشتر می‌باشد به لحاظ آماری بین مقادیر زیست‌توده و غنای گونه‌ای در مناطق مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری وجود دارد. همچنین غنای گونه‌ای در منطقه حفاظت‌شده نسبت به تخریب‌شده ۷۷٪ بیشتر است (جدول ۲).

برای مطالعه تنوع گونه‌ای دو منطقه از شاخص‌های غنای مارگالف، غلبه سیمپسون، شاخص یکنواختی پیلو، تنوع شانون-وینر با استفاده از نرم‌افزار تخصصی PAST استفاده شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف مورد بررسی قرار گرفت سپس با استفاده از آزمون t مستقل به مقایسه شاخص‌های تنوع زیستی و دیگر عوامل اندازه‌گیری شده در دو منطقه جنگلی پرداخته شد. تجزیه و تحلیل‌های آماری این پژوهش با استفاده از SPSS ver. 16 انجام گرفت. همچنین به منظور بررسی ارتباط بین زیست‌توده و غنای گونه‌ای در سطح کوارتال‌ها، از همبستگی پیرسون استفاده شد.

نتایج و بحث

در کاربری حفاظت‌شده، ۶۶ گونه گیاهی شناسایی گردید که متعلق به ۵۵ جنس و ۱۹ خانواده می‌باشند. ۵۴/۵٪ گونه به‌صورت انحصاری فقط در منطقه حفاظت‌شده مشاهده گردید. در منطقه تخریب‌شده ۷۲٪ گونه‌های انحصاری گونه‌های هرز و عمومی هستند. بر اساس نتایج، بیشترین تعداد گونه‌های گیاهی در این نوع کاربری به ترتیب متعلق به خانواده‌های Poaceae (۱۰ گونه گیاهی)، Fabaceae و Asteraceae (۹ گونه گیاهی) می‌باشد. بررسی فلور کاربری تخریب‌شده نیز نشان داد که در این کاربری ۱۹ خانواده، ۴۲

جدول ۱- اسامی تاکسون‌های شناسایی شده در دو کاربری حفاظت‌شده و تخریب‌شده Th: تروفیت، Ch: کامفیت، Ph: فانروفیت، Cr: کریپتوفیت‌ها، He: همی کریپتوفیت، Ge: ژئوفیت (Raunkaier, 1934) IT: ایرانی- تورانی، Med: مدیترانه‌ای، ES: اروپا- سیبری، Cosm: جهان وطنی، Plur: چند ناحیه‌ای، SS: صحارا- سندی، Cult: زراعی (LR:Rechinger, 1963-2012): گونه‌های با خطر کمتر، DD: گونه‌های با کمبود داده (IUCN, 1981): اندمیک

Table 1. Taxa identified in protected and disturbed land uses Th; Therophyte, He: Hemicryptophyte, Cr: Cryptophyte, Ch: Chamaephyte, Ph: Phanerophyte, Ge: Geophyte (Raunkaier, 1934) IT: Irano-Touranian, Med: Mediterranean, ES: Europe-Siberia, cosm: cosmopolitan, Plur: plural, SS: Sahara-Sindi, Cult: Cultivate (Rechinger, 1963-2012).LR: Low risk species, DD: Data deficient species (IUCN, 1981). E: Endemic

ردیف No.	نام گونه Species Name	کاربری حفاظت‌شده Protected land use	کاربری تخریب‌شده Disturbed land use	دو کاربری Both	شکل زیستی L.Form	کورتوتیپ Chorotype	IUCN	اندمیک Endemism	ضریب محافظه‌کاری CC
Alliaceae									
۱	<i>Allium dictyoprasum</i> Ledeb.	*			Cr	IT			7
۲	<i>Allium rotundum</i> L.	*			Ge	IT			5
Apiaceae									
۱	<i>Bunium luristanicum</i> Rech. f.	*			Cr	IT	DD	E	9
۲	<i>Bunium rectangulum</i> Boiss. & Hausskn	*			Cr	IT			7
۳	<i>Chaerophyllum crinitum</i> Boiss.	*			He	IT			4
۴	<i>Chaerophyllum macropodium</i> Boiss	*			He	IT			4
۵	<i>Malabaila aucheri</i> Boiss.	*			Ge	Med, IT			2
۶	<i>Pimpinella barbata</i> Boiss.		*	*	Th	IT-SS			3
۷	<i>Torilis leptophylla</i> Rech.f.		*	*	Th	ES, Med, IT			3
Asphodelaceae									
۱	<i>Carthamus lanatus</i> L. ssp. turkestanicus		*		Th	IT			2
۲	<i>Rhagadiolus stellatus</i> Scop.	*			Th	Med			3
Asteraceae									
۱	<i>Anthemis pseudocotula</i> Boiss.		*	*	Th	Med, IT, SS			5
۲	<i>Chardinia orientalis</i> (L.) O. Kuntze		*	*	Th	IT			3
۳	<i>Cousinia khorramabadensis</i> Bornm	*			He	IT	DD	E	7
۴	<i>Crepis kotschyana</i> (Boiss.) Boiss.		*	*	Th	IT			3
۵	<i>Crupina crupinastrum</i> (Moris) Vis.		*	*	Th	Med, IT			2
۶	<i>Filago pyramidata</i> L.		*	*	Th	ES, Med, IT			2
۷	<i>Garhadiolus angulosus</i> Jaub. & Spach		*	*	Th	Med, IT			2

۸	<i>Geropogon hybridus</i> Sch.Bip	*		Th	Med, IT				5
۹	<i>Lasiopogon muscoides</i> (Desf.) DC.	*		Th	Med, IT				4
۱۰	<i>Scorzonera calyculata</i> Boiss.	*		He	IT				4
۱۱	<i>Senecio gallicus</i> Vill.		*	Th	IT				2
۱۲	<i>Serratula cerinthifolia</i> (Sm.) Boiss	*		He	Med, IT				4
۱۳	<i>Tragopogon vaginatus</i> Ownbey & Rech.f	*		Th	IT				4
	Brassicaceae								
۱	<i>Aethionema fimbriatum</i> Boiss.	*		He	IT				7
۲	<i>Thlaspi arvense</i> L.		*	Th	IT, ES				2
۳	<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.			Th	ES, Med, IT				2
	Campanulaceae								
۱	<i>Asyneuma persicum</i> (A.DC.) Bornm.	*		He	IT				7
	Caryophyllaceae								
۱	<i>Acanthophyllum kurdicum</i> Boiss. & Hauuskn.	*		Cam	IT				5
۲	<i>Arenaria leptoclados</i> Boiss.		*	He	ES, IT				2
۳	<i>Holosteum umbellatum</i> L.		*	Th	Med, IT				2
	Colchicaceae								
۱	<i>Colchicum persicum</i> Baker	*		Cr	IT				6
	Dipsacaceae								
۱	<i>Pteroccephalus plumosus</i> (L.) J.M.Coult.	*		Th	IT				4
۲	<i>Scabiosa olivieri</i> Coult.		*	Th	IT				8
	Euphorbiaceae								
۱	<i>Euphorbia phymatosperma</i> Boiss.		*	Th	IT				4
	Fabaceae								
۱	<i>Astragalus angustiflorus</i> C. Koch	*		He	IT				10
۲	<i>Astragalus baba-alliar</i> Parsa	*		Cr	IT	LR	E		7
۳	<i>Astragalus curvirostris</i> Boiss.	*		He	IT				7
۴	<i>Astragalus ecbatanus</i> Bunge	*		Cam	IT	LR	E		8
۵	<i>Hippocrepis unisiliquosa</i> L.		*	Th	IT				3
۶	<i>Lathyrus inconspicuus</i> L.	*		Th	Med, IT				3
۷	<i>Lens culinaris</i> Medik.	*		Th	Cult				4
۸	<i>Medicago radiata</i> L.	*		Th	Med, IT				3
۹	<i>Trifolium stellatum</i> L.		*	Th	Med				3
۱۰	<i>Trifolium pratense</i> L.		*	Th	IT, ES				1
۱۱	<i>Trigonella macroglochin</i> Durieu	*		Th	IT				4
	Gentianaceae								
۱	<i>Centaurium minus</i> Moench	*		He	IT- ES				6
۲	<i>Gentiana olivieri</i> Griseb.	*		He	Med, IT				8
	Geraniaceae								
۱	<i>Geranium tuberosum</i> L.		*	Cr	ES, Med, IT				3
	Hypericaceae								
۱	<i>Hypericum scabrum</i> L.		*	He	IT				4
	Iridaceae								
۱	<i>Gladiolus kotschyanus</i> Boiss.		*	Cr					5
	Lamiaceae								
۱	<i>Acinos graveolens</i> (M. B.) Link.	*		Th	ES, Med, IT				3
۲	<i>Lallemantia iberica</i> Fisch. & C.A.Mey.	*		Th	ES, Med, IT				3
۳	<i>Ziziphora capitata</i> L.		*	Th	Med, IT				3
	Liliaceae								
۱	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.		*	Cr	ES, Med, IT				3
	Linaceae								
۱	<i>Linum strictum</i> L.	*		Th	Med				5
	Poaceae								
۱	<i>Aegilops cylindrica</i> Host		*	Th	IT				4
۲	<i>Aegilops umbellulata</i> Zhuk.		*	Th	IT				4
۳	<i>Bromus danthoniae</i> Trin. ex C.A.Mey.		*	Th	IT				3
۴	<i>Bromus japonicus</i> Thunb.		*	Th	Plur				2
۵	<i>Bromus sericeus</i> Drobow		*	Th	IT				2
۶	<i>Bromus tomentellus</i> Boiss.	*		Th	Med, IT	LR			6
۷	<i>Boissiera squarrosa</i> (Banks & Sol.) Eig		*	Th	IT				2
۸	<i>Echinaria capitata</i> (L.) Desf.	*		Th	Med, IT				3
۹	<i>Hordeum bulbosum</i> L.		*	Cr	Med, IT				3
۱۰	<i>Nardurus subulatus</i> (Banks & Soland.) Bor		*	Th	IT				3
۱۱	<i>Poa annua</i> L.		*	Cr	Med, IT				1

۱۲	<i>Poa timoleontis</i> Heldr. ex Boiss.		*	Cr	ES, Med, IT	5
۱۳	<i>Taeniatherum crinitum</i> (Schreb.) Nevski	*		Th	ES, Med, IT	2
۱۴	<i>Trachynia distachya</i> (L.) Link	*		Th	Med, IT, SS	2
۱۵	<i>Vulpia ciliata</i> Link.	*		Th	ES, Med, IT	3
Podophyllaceae						
۱	<i>Bongardia chrysogonum</i> Boiss.	*		Th	IT	6
Ranunculaceae						
۱	<i>Adonis flammea</i> Jacq.	*		Th	Med, IT	4
۲	<i>Anemone biflora</i> DC.	*		He	IT	7
۳	<i>Nigella oxypetala</i> Boiss.	*		Th	Med, IT	3
۴	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	*		Th	Med, IT	2
۵	<i>Thalictrum sultanabadense</i> Stapf	*		He	IT	4
Rubiaceae						
۱	<i>Asperula arvensis</i> L.	*		Th	ES, Med, IT	2
۲	<i>Callipeltis cucullaris</i> (L.) DC.	*		Th	IT	2
۳	<i>Galium aparine</i> L.	*		Th	ES, Med, IT	2
۴	<i>Galium kurdicum</i> Boiss. & Hohen.	*		Ch	IT	DD
۵	<i>Galium setaceum</i> Lam.	*		Th	IT	3
۶	<i>Sherardia arvensis</i> L.	*		Th	Med	2
Scrophulariaceae						
۱	<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	*		Th	ES, IT	4
Thymelaeaceae						
۱	<i>Thymelaea passerina</i> (L.) Coss. & Germ.	*		Th	ES, IT	5
Valerianaceae						
۱	<i>Valerianella vesicaria</i> (L.) Moench	*		Th	ES, IT	2
Violaceae						
۱	<i>Viola modesta</i> Fenzl	*		Th	IT	4

جدول ۲- نتایج مقایسه میانگین زیست‌توده (g) غنای گونه‌ای در کوادرات‌های ۰/۲۵ مترمربعی در مناطق جنگلی مورد مطالعه با استفاده از آزمون t مستقل
Table 2. Mean biomass (g) and species richness in 0.25-m² quadrats and indipended t-test results

sig	df	t	جامعه جنگلی	شاخص
۰/۰۰	۴۶	۵/۶۴	۵±۰/۴۱ ۸/۸۸±۰/۵۵	زیست‌توده روی زمینی تخریب‌شده حفاظت‌شده
۰/۰۰	۴۶	۴/۲۸	۱۶/۶۹±۱/۳۷ ۲۵/۸±۱/۶۲	زیست‌توده زیرزمینی تخریب‌شده حفاظت‌شده
۰/۰۰	۴۶	۵/۹	۲۱/۷±۱/۴۱ ۳۴/۷±۱/۶۶	زیست‌توده کلی گیاه تخریب‌شده حفاظت‌شده
۰/۰۰	۴۶	۵/۱۳	۷/۹۵±۰/۴۴ ۳۴/۷±۱/۶۶	غنای گونه‌ای تخریب‌شده حفاظت‌شده

مقایسه شاخص‌های تنوع در دو جامعه مورد مطالعه بر اساس کوادرات‌های یک مترمربعی و آزمون t مستقل نشان داد که بین جوامع جنگلی از نظر غنای کل و شاخص‌های تنوع شانون- وینر و غنای مارگالف اختلاف معنی‌داری وجود دارد ($p < 0.05$) و میزان شاخص‌های مذکور در جامعه جنگلی حفاظت‌شده بیشتر از تخریب‌شده می‌باشد (جدول ۳). اگر چه این جوامع جنگلی، فاقد اختلاف معنی‌دار در سایر شاخص‌های

محاسبه شده بودند اما در جامعه جنگلی حفاظت‌شده نسبت به جامعه تخریب‌شده مقادیر تمام شاخص‌ها به استثنای غلبه بیشتر است. نتایج آزمون t مستقل میانگین تاج پوشش درختی دو کاربری مورد مطالعه، حاکی از وجود اختلاف معنی‌دار این متغیر در دو کاربری تحت مطالعه بود. بدین معنی که میزان تاج‌پوشش گونه‌های درختی در کاربری حفاظت‌شده به‌طور معنی‌داری بیشتر از تخریب‌شده است (جدول ۳).

جدول ۳- نتایج مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع در کوادرات‌های یک مترمربعی و تاج پوشش درختی مناطق جنگلی مورد مطالعه با استفاده از آزمون t مستقل
Table 3. Mean diversity indices and tree canopy cover in 1-m² quadrats and indipended t-test results for studied forest areas

sig	جامعه جنگلی حفاظت‌شده	جامعه جنگلی تخریب‌شده	شاخص
۱/۳ ^{ns}	۰/۳۱±۰/۰۳	۰/۳۸±۰/۰۳	غلبه سیمپسون
۰/۰۲*	۱/۵۳±۰/۰۸	۱/۲۸±۰/۰۶	تنوع شانون-وینر
۰/۶۱ ^{ns}	۰/۷۳±۰/۰۳	۰/۷۱±۰/۰۳	یکنواختی پیلو
۰/۰۴*	۱/۸۸±۰/۱	۱/۳۲±۰/۱	غنای مارگالف
۰/۰۱۳*	۲۵/۴۷±۲/۷	۱۵/۶۸±۱/۹	تاج پوشش درختی

*: معنی‌دار در سطح ۹۵ درصد و ns: بدون اختلاف معنی‌دار

مقدار نیتروژن ذخیره شده توسط گونه های علفی در منطقه حفاظت شده ۴۲/۴۵٪ نسبت به منطقه تخریب شده بیشتر است. مقدار فسفر ذخیره شده نیز در اشکوب علفی منطقه حفاظت شده ۴۲/۸۹٪ بیشتر می باشد. بر اساس نتایج

بین مناطق مورد مطالعه از نظر مقادیر ذخیره شده مواد غذایی به لحاظ آماری اختلاف معنی دار وجود دارد ($p < 0.05$) (جدول ۴).

جدول ۴- نتایج مقایسه میانگین ذخیره نیتروژن برآورد شده (kg/ha) در مناطق جنگلی مورد مطالعه با استفاده از آزمون t مستقل
Table 4. Mean estimated nutrient storage (kg/ha) and indipended t-test results for studied forest area

sig	df	t	جامعه جنگلی	شاخص
.00	۴۶	۶/۷	۲۰/۲±۱/۵۲	تخریب شده
			۳۵/۱±۱/۶	حفاظت شده
.00	۴۶	۶/۲	۲/۰۵±۰/۱۳	تخریب شده
			۳/۵۹±۰/۲	حفاظت شده

بین مناطق مورد مطالعه به لحاظ میزان غلظت مواد غذایی نیتروژن و فسفر در بافت گیاهی اختلاف معنی داری وجود دارد همچنین دو منطقه تنها از نظر میزان غلظت نیتروژن در عمق ۱۰ - ۰ سانتی متری خاک دارای اختلاف

معنی دار هستند و بین مقادیر فسفر دو عمق خاک و نیتروژن عمق ۳۰-۱۰ سانتی متری اختلاف معنی داری وجود ندارد (جدول ۵).

جدول ۵- نتایج مقایسه میانگین و اشتباه از معیار غلظت مواد غذایی در بافت گیاهی (mg) و خاک در جوامع جنگلی مورد مطالعه
Table 5. Mean plant tissue concentrations of forest herbaceous plant tissue and soil (mg) and indipended t-test results for studied forest area

sig	df	t	جامعه جنگلی	غلظت مواد غذایی
.01*	۴۶	۱/۵۳	۲۳۱۰۰±۸۷۳/۸	تخریب شده
			۲۵۴۰۰±۳۱۸/۹	حفاظت شده
.03*	۴۶	۲/۲۴	۲۳۷۵±۶۶/۵	تخریب شده
			۲۶۰۸±۷۹/۸	حفاظت شده
.00*	۴۶	۲/۹	۰/۱±۰/۰۱	تخریب شده
			۰/۲۱±۰/۰۳	حفاظت شده
.04**	۴۶	۰/۲۴	۲/۳۶±۰/۶۷	تخریب شده
			۸/۹۲±۳/۶۳	حفاظت شده
.08**	۴۶	۱/۵	۰/۱۴۹±۰/۰۱	تخریب شده
			۰/۱۴۱±۰/۰۲	حفاظت شده
.043**	۴۶	۰/۷۸	۲/۳۳±۰/۶۳	تخریب شده
			۲/۹۹±۰/۵۵	حفاظت شده

*: معنی دار در سطح ۹۵ درصد و ns: بدون اختلاف معنی دار؛ عمق اول: ۱۰ - ۰ سانتی متری، عمق دوم: ۳۰-۱۰ سانتی متری

نظر به اینکه غلظت مواد غذایی بافت گیاهی و نیتروژن عمق اول خاک در دو منطقه دارای اختلاف معنی دار می باشند و از آنجاکه غلظت مواد غذایی بافت گیاهی در ذخیره مواد غذایی گیاه نقش دارد، به منظور بررسی این تفاوت ها در مناطق مورد مطالعه از همبستگی بین متغیرهای غلظت مواد غذایی نیتروژن و فسفر بافت گیاهی و خاک و غنای گونه ای استفاده شد. منطقه تخریب شده دارای غنای کمتری

می باشد؛ بنابراین انتظار می رود که غنای گونه ای نیز به توضیح تفاوت در ذخیره مواد غذایی کمک کند. بر اساس نتایج همبستگی پیرسون بین نیتروژن عمق اول خاک و مواد غذایی بافت گیاهی همبستگی معنی داری وجود دارد همچنین همبستگی بالایی بین زیست توده و غنای گونه ای در سطح کوادرات در منطقه حفاظت شده و تخریب شده مشاهده شد (جدول ۶).

جدول ۶- نتایج همبستگی غلظت مواد غذایی در بافت گیاهی، خاک (mg) و زیست‌توده (g) در جوامع جنگلی مورد مطالعه
Table 6. The means correlation between plant tissue and soil nutrient concentrations (mg) and biomass (g) for studied forest area

منطقه	زیست‌توده	غذای گونه‌ای	نیتروژن گیاه	فسفر گیاه	نیتروژن عمق اول خاک	نیتروژن عمق دوم خاک	فسفر عمق اول خاک	فسفر عمق دوم خاک
تخریب‌شده	۱	۰/۶۳**	۰/۱۹	۰/۱۲	۰/۰۳	۰/۱۴	۰/۲۹	۰/۰۹
حفاظت‌شده	۱	۰/۷۱**	۰/۴*	۰/۲۴	۰/۱۲	۰/۲۶	۰/۳۸	۰/۰۳
تخریب‌شده	۱	۱	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۱	۰/۲۸	۰/۱۱	۰/۱۱
حفاظت‌شده	۱	۱	۰/۲۲	۰/۰۳	۰/۱۴	۰/۱۲	۰/۰۷	۰/۲۸
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۰/۱	۰/۴۱**	۰/۱۵	۰/۰۸	۰/۰۲
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۰/۳۲	۰/۵**	۰/۳۶	۰/۰۲	۰/۲۸
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۱	۰/۱۸**	۰/۳	۰/۷۹**	۰/۶۹**
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۱	۰/۷**	۰/۲۱	۰/۵**	۰/۴۳*
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۳۹	۰/۷۲**	۰/۷۹**
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۶۵**	۰/۷**	۰/۴۵**
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۴۲*	۰/۳۱
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۱	۰/۴۱*
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۴۳*
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۰/۱
تخریب‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
حفاظت‌شده	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱

** همبستگی معنی‌دار در سطح ۹۹ درصد، * همبستگی معنی‌دار در سطح ۹۵ درصد

سالیان متمادی سبب کاهش گیاهان علفی و کاهش ظرفیت زیست‌توده رویی در منطقه تحت چرا شده است که کاهش مواد غذایی خاک و به‌موجب آن از بین رفتن گیاهان و تراکم خاک را در پی دارد. اثرات قابل توجه چرا بر ساختار و ترکیب پوشش گیاهی و مواد غذایی خاک گزارش و تأیید شده است (۴۶،۲۴،۲۳،۱۱). چرای سنگین منجر به از دست دادن غنای گونه‌ای، افزایش فراوانی گونه‌های غیر خوش‌خوراک، کاهش گونه‌های بومی، افزایش گونه‌های مهاجم، کاهش لاشبرگ و تخریب خاک می‌شود (۴۶،۳۴).

در منطقه تخریب‌شده میزان زیست‌توده رویی کمتر است، دام با مصرف زیست‌توده رویی سبب کاهش مقدار لاشبرگ افتاده روی زمین می‌شود همچنین از بین رفتن شدید گیاهان به دلیل چرای مفرط موجب آسیب بافت گیاهی شده که کاهش تنوع گونه‌ای و درصد پوشش گیاهان علفی را در پی دارد (۴۲). نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش با یافته‌های هفتی (۱۸)، ینشت و همکاران (۴۷)، مبری و همکاران (۲۵) و بیلوتا و همکاران (۴) هم‌راستا است از طرف دیگر نتایج بررسی حاضر با نتایج مطالعات میرآزادی (۲۹) و پلتزر و همکاران (۳۶) افزایش شاخص‌های تنوع در اثر آشفستگی را گزارش دادند در تضاد هست. تأثیر چرا بر غنای گونه‌ای و تنوع از طریق تخریب گیاهان سرپا و زیست‌توده و یا از بین بردن بذر گیاهان در خاک که بر رشد گیاه و زادآوری مؤثر است صورت می‌گیرد. این فرآیند بر تعداد گونه‌ها، انتخاب گونه‌هایی که بعد از آشفستگی مقاوم هستند یا بازیابی می‌شوند، وفور گونه‌ها و اجازه دادن به برخی گونه‌ها که غالب شوند تأثیر می‌گذارد.

اثر مثبت شیوه‌های مدیریت حفاظت و قرق بر تاج پوشش درختی، توزیع گیاهان غالب، غنا، تنوع گونه‌ای، زیست‌توده و ویژگی‌های خاک منطقه شینه نشان‌دهنده بازخورد مناسب برنامه‌های حفاظتی در بازگرداندن تنوع، تولید و حاصلخیزی خاک در منطقه می‌باشد. بیشتر بودن مقدار نیتروژن عمق اول خاک در منطقه حفاظت‌شده، گواه اثربخشی

با توجه به وجود آشفستگی‌ها در جوامع جنگلی زاگرس میانی و نظر به اهمیت جنگل‌های دارمازو استان لرستان، در این پژوهش بررسی نقش گیاهان علفی در حفظ و نگه‌داشت مواد غذایی نیتروژن و فسفر برای نخستین بار در کشور مورد مطالعه قرار گرفت. پژوهش حاضر به‌جای بررسی مجموعه‌ای از گیاهان علفی یا گونه‌های انفرادی خاص به بررسی تمام گونه‌های علفی یافت شده در مناطق مورد مطالعه می‌پردازد و از این نظر به‌نوبه خود قابل توجه می‌باشد. نتایج نشان داد که کم‌زی‌های بهاری و دیکر گیاهان علفی در جنگل تحت حفاظت، نقش مهمی در ذخیره و نگهداشت عناصر غذایی بوم سازگانداری و آشفستگی با تخریب این گونه‌های گیاهی موجب هدر رفت عناصر غذایی از بوم سازگانی‌گردد.

حضور گونه‌های بومی و میانگین ضریب محافظه‌کاری بیشتر در جامعه جنگلی حفاظت‌شده، گویای این مدعاست که برنامه‌های حفاظتی به‌واسطه حذف چرای دام و کاهش دخالت‌های انسانی موجب فراهم نمودن شرایط رویشی و محیطی مطلوب‌تر در این جامعه شده است. در بررسی فقدان این گونه‌ها در منطقه دچار آشفستگی مشخص شد که در این منطقه به علت فشارهای زیاد ناشی از وقوع آشفستگی‌های مختلف طبیعی و انسانی، گونه‌های مهاجم و فرصت‌طلب در رقابت با گونه‌های بومی و حساس به آشفستگی، موفق‌تر عمل کرده و حضور بیشتری در عرصه دارند لذا شرایط رویشی و محیطی مطلوبی در این منطقه مشاهده نمی‌شود. مقدار پایین متوسط ضریب محافظه‌کاری گونه‌ها در منطقه تخریب‌شده نشان‌دهنده فراوانی بیشتر گونه‌های هرز در این منطقه است. گونه‌های هرز و غیربومی به‌واسطه قدرت انتشار بالای بذر توسط باد و حیوانات (۲۷) به مناطق آشفته سازگاری بهتر نشان داده‌اند (۲۶،۹). مطالعات متعدد دیگری نیز حضور بیشتر گونه‌های مهاجم و غیربومی را در مناطق دچار آشفستگی نشان داده‌اند (۲۹،۲۵،۲۴،۱۴). چرای سنگین و بی‌وقفه دام در طول

علفی بیشتر در مناطق حفاظت‌شده مورد مطالعه خود را به تاج پوشش و رطوبت بیشتر در این مناطق نسبت دادند. همچنین تسمه و همکاران (۴۲) در شرایط چرای سبک افزایش مقدار مواد غذایی را به مقدار زیست‌توده و تاج پوشش درختی بیشتر مرتبط دانستند. افزایش لاشبرگ، بهبود مواد آلی و دیگر مواد غذایی خاک، کاهش تخریب و کوبیدگی خاک نیز در منطقه حفاظت‌شده در ائیبوی گزارش شد (۱۸). همچنین ریدر و به‌وسيله ذخیره مواد غذایی در زمانی که این عناصر مستعد آسبویی هستند کمک می‌کند.

مقدار مواد غذایی گیاه عمدتاً به مقدار زیست‌توده موجود مرتبط است. در اشکوب علفی جنگل‌های بلوط ایلینوی، مواد غذایی نیتروژن و فسفر به ترتیب ۱۰/۶ و ۱/۶ کیلوگرم در هکتار (۳۷) و مقدار این مواد غذایی در اشکوب علفی جنگل‌های بلوط آیووا ۱۶/۶ و ۲/۲ کیلوگرم در هکتار (۱۴) بود که در مقایسه با اشکوب علفی در این پژوهش کمتر است (مقدار نیتروژن اشکوب علفی ۲۷/۶۵ و فسفر ۲/۸۲ کیلوگرم در هکتار). بالا بودن مقادیر نیتروژن و فسفر اشکوب علفی جنگل‌های بلوط دارمازو نشان‌دهنده این مطلب است که منطقه جنگلی مورد مطالعه نسبت به نظام‌های مشابه خود عموماً دارای سطح مواد غذایی بالاتری است. در بررسی جذب مواد غذایی تمام گونه‌های یافت شده در منطقه مورد مطالعه نیز مشخص شد که ظرفیت جذب مواد غذایی گروهی از گونه‌ها در مقایسه با یک گونه واحد (۶،۳۳) بیشتر است.

به‌طور کلی می‌توان گفت حضور گونه‌های بومی بیشتر و بهبود حاصلخیزی خاک سطحی در جامعه جنگلی حفاظت‌شده شینه قلابی نشان‌دهنده اثربخشی برنامه‌های حفاظتی در بهبود شرایط رویشی و محیطی این رویشگاه و فراهم نمودن شرایط مناسب برای برگشت‌پذیری بوم سازگان است. نگهداری مواد غذایی در کم‌زی‌های بهاری و دیگر گیاهان علفی در جنگل تحت حفاظت، گویای نقش مهم این گیاهان در ذخیره و نگهداشت عناصر غذایی بوم سازگان است چنان‌که ذخیره مواد غذایی در منطقه دچار آشفته‌گی که این گیاهان پراکنده هستند یا حضور ندارند بسیار کمتر است. نظر به استقرار نه‌چندان ساده جوامع کم‌زی بهاری بهتر است که زمینه شناسایی گونه‌های کلیدی که به لحاظ عملکردی مانند جوامع کامل عمل می‌نمایند فراهم شود. از آنجاکه یافته‌های منطقه مورد مطالعه بر اساس نمونه‌های کوچک است محقق خواستار انجام تحقیقات بیشتر برای ارائه اساس قوی‌تر برای توصیف عملکرد سیستم‌های علفی بوم‌سازگان‌های تحت تأثیر آشفته‌گی می‌باشد.

برنامه‌های مدیریتی در بهبود حاصلخیزی خاک است. کمپینگ و همکاران (۱۰) نشان دادند که خاک زیر درختان بلوط در مقایسه با مناطق باز دارای حاصلخیزی و مواد غذایی بیشتری هستند. پژوهش کاظمی و همکاران (۲۲) نشان داد که مدیریت بهینه جنگل می‌تواند نرخ تولید ناخالص نیتروژن معدنی را که یکی از شاخص‌های حاصلخیزی خاک است افزایش دهد. گرکن گولی و همکاران (۱۴) وجود گونه‌های چمن (۳۹) در منطقه چرای سبک نسبت به منطقه چرای سنگین افزایش کربن آلی را گزارش دادند. افزایش شکل‌گیری و تجمع مواد آلی تحت تأثیر افزایش لاشبرگ گیاهان روی زمین، افزایش فورب‌ها و گیاهان یک‌ساله قرار دارد (۲۰). نتایج مطالعه صادقی‌فر و همکاران (۴۰) نشان داد که بعد از وقوع آشفته‌گی آتش‌سوزی مقدار نیتروژن خاک کاهش ولی مقدار فسفر افزایش یافت.

در منطقه حفاظت‌شده نسبت به منطقه تخریب‌شده ظرفیت ذخیره مواد غذایی نیتروژن و فسفر بیشتری وجود دارد؛ که این موضوع را می‌توان به مقدار نیتروژن بیشتر در عمق اول خاک و همچنین مقدار زیست‌توده گیاهی بیشتر در منطقه حفاظت‌شده نسبت داد که به‌نوبه خود می‌تواند به علت حضور بیشتر گیاهان کم‌زی بهاری و دیگر گونه‌های گیاهی در این منطقه و حضور کمتر آن‌ها در منطقه تخریب‌شده، باشد.

همچنین همبستگی بالائی بین زیست‌توده و غنای گونه‌ای در این مطالعه مشاهده شد که نشان از تأثیر حفاظت در ایجاد غنای گونه‌ای بالا و به‌تبع افزایش زیست‌توده گیاهی دارد. در مناطق مختلف جغرافیایی داده‌های زیادی وجود دارد که نشان می‌دهد بین غنای گونه‌ای و زیست‌توده همبستگی مثبت وجود دارد (۱۲، ۲۵). مبری و همکاران (۲۵) نیز در مطالعه خود بین زیست‌توده و غنای گونه‌ای همبستگی مثبت گزارش دادند. وجود زیست‌توده بیشتر در منطقه حفاظت‌شده نشان از تأثیر مثبت حفاظت در بازسازی بوم سازگان دارد.

این مطالعه همچنین از فرضیه‌ای که بیانگر این مطلب است که کم‌زی‌های بهاری برای نگهداری مواد غذایی در جنگل اهمیت ویژه‌ای دارند حمایت می‌کند. چراکه یکی از دلایل تفاوت مناطق مورد مطالعه تفاوت در مقدار زیست‌توده می‌باشد که این موضوع را می‌توان به وجود کم‌زی‌های بهاری و گونه‌های بهارزی نسبت داد. مهم‌تر از همه، مطالعه پیش رو از نظریه‌ای که در آن از گیاهان علفی به‌عنوان چاهک برای مواد غذایی بوم سازگان یاد می‌کند حمایت می‌کند، بنابراین گیاهان علفی با جذب عناصر غذایی ضمن جلوگیری از خروج این عناصر از بوم سازگان به کاهش آلودگی آب‌های سطحی

منابع

1. Alban, D.H. 1971. Effect of fertilization on survival and early growth of direct-seeded Red Pine. United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station [Research Note NC-117], St. Paul, MN, USA.
2. Anderson, W.B and G.E. William. 2000. Nutrient resorption in *Claytonia virginica* L. Implications for deciduous forest nutrient cycling. *Canadian Journal of Botany*, 78: 832-839.
3. Asadi, M., A.L. Khatamsaz and V. Mozaffarian. 1989-2008. Flor of Iran.No. 1-55. Institute of Forests and Rangelands Researchs, (In Persian).
4. Bilotta, G.S., R.E. Brazier and P.M. Haygarth. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. *Advances in Agronomy*, 94: 237-250.
5. Blank, J.L., R.K. Olson and P.M. Vitousek. 1980. Nutrient uptake by a diverse spring ephemeral community. *Oecologia*, 47: 96-98.
6. Bormann, F.H. and G.E. Likens. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.
7. Bray, R.H. and L.T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available phosphorus in soil. *Soil Science*, 59: 39-45.
8. Bremner, J.M. and C.S. Mulvaney. 1982. Total nitrogen, 595-624.
9. Brown, C.D., and C. Boutin. 2009. Linking past land use, recent disturbance, and dispersal mechanism to forest composition. *Biological Conservation*, 142: 1647-1656.
10. Camping, T. J., R.A. Dahlgren, K.W. Tate and W.R. Horwath. 2002. Changes in soil quality due to grazing and oak tree removal in California blue oak woodlands. In: Standiford RB, McCreary D, Purcell KL (eds.). *Oaks in California's Changing Landscape*. Berkeley, General Technician, 184: 75-85.
11. Cartoci, A., R. Gatti and R. Cesaretti .2012. Effect of Sheep and horse grazing on species and functional composition of Sub- Mediterranean. *Applied Vegetation Science*, 459-469.
12. Crawley, M.J., A.E. Johnston, J. Silvertown, M. Dodd, C. de Mazancourt, M.S. Heard, D.F. Henman, and G.R. Edwards. 2005. Determinants of Species Richness in the Park Grass Experiment. *The American Naturalist* 165(2): 179-192.
13. Davis, P.H. 1965-1988. *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. Vol. 1-9. University of Edinburgh.
14. Gerken Golay, M.E .2013. Assessing the composition and function of hardwood forest herbaceous flora: implications and applications for forest restoration. Dissertation, Iowa State University. Midwestern United States, 153 pp.
15. Gerken Golay, M., J. Thompson and R. Kolka. 2016. Phosphorus storage across a growing season by the herbaceous layer in urban and preserved temperate hardwood forests. *Applied Vegetation Science*, 19: 689-699.
16. Ghahreman, A. 1994. *Plant systematics Cormophytes of Iran*. Tehran University Press, 768 pp.
17. Gross, A. and C. Boyd. 1998. A Digestion Procedure for the Simultaneous Determination of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Pond Water. *Journal of the World Aquaculture Society*, 29(3): 300-303.
18. Haftay, H. 2017. Analysis of Vegetation Phytosociological Characteristics and Soil Physico-Chemical Conditions in Harishin Rangelands of Eastern Ethiopia. *Land*, 6(1): 1-17.
19. Haghnia., G.H. 1996. *Soils: An Introduction*, Ferdowsi University of Mashhad Press. 631 pp.
20. Han, G., X. Hao, M. Zhao, M. Wang, B.H. Ellert, W. Willms and M. Wang. 2008. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 21-32.
21. Huang, G., Y.G. Su, L. Zhu and Y. Li. 2016. The role of spring ephemerals and soil microbes in soil nutrient retention in a temperate desert. *Plant and Soil*, 406: 43-54.
22. Kazemi, SH., S.M. Hojjati, A. Fallah and K. Barari. 2016. The Effect of Forest Management on Soil Net Mineralization Rate in Khalilmahle, Behshahr Forest. *Ecology of Iranian Forests*, 4(8): 9-18 (In Persian).
23. Keeley, J.E. 2005. Fire Management Impacts on Invasive Plants in the Western United States. *Conservation Biology*, 20(2): 375-384.
24. Kramer, K., G.W.T.A. Groot and H.H.T. Prins. 2006. Spatial interactions between ungulate herbivory and forest management. *Forest Ecology and Management*, 238-247.
25. Mabry, C.M., M.E. Gerken, and J.R. Thompson. 2008. Seasonal storage of nutrients by perennial herbaceous species in undisturbed and disturbed deciduous hardwood forests. *Applied Vegetation Science*, 11: 37-40.
26. McIntyre, S., and S. Lavorel. 1994. Predicting richness of native, rare, and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. *Conservation Biology*, 8: 521-531.
27. McLachlan, S.M. and D.R. Bazely. 2001. Recovery patterns of understory herbs and their use as indicators of deciduous forest regeneration. *Conservation Biology*, 15: 98-110.

28. Mehdifar, D. and KH. Sagheb talebi. 2006. Silvicultural characteristics and site demands of Gall Oak (*Quercus infectoria* Oliv.) in Shineh, Lorestan province Iran. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 14(3): 193-206 (In Persian).
29. Mirazadi, Z. Pilehvar, B. Abrari Vajari, K. 2017. Diversity indices or floristic quality index: Which one is more appropriate for comparison of forest integrity in different land uses? Biodiversity Conservation, 26(5): 1087-1101 (In Persian).
30. Mohammadi, S. 2012. Feasibility of MDF production in the west of the country. Wood and Paper Industries MSc thesis. Soome sara Faculty of Engineering. Rasht, Iran, 41pp (In Persian).
31. Morgan J.B. and E.L. Connolly. 2013. Plant-soil interactions: nutrient uptake. Nature Education Knowledge, 4: 2.
32. Muller, R.N. 1978. The phenology, growth and ecosystem dynamics of *Erythronium americanum* in the northern hardwood forest. Ecological Monographs, 48: 1-20.
33. Muller, R.N., and F.H. Bormann. 1976. Role of *Erythronium americanum* Ker. In energy flow and nutrient dynamics of a northern hardwood forest ecosystem Science, 193: 1126-1128.
34. Mwendera, E.J., M.A.M. Saleem and Z. Woldu. 1997. Vegetation response to cattle grazing in the ethiopian highlands. Agriculture Ecosystems and Environment, 43-51.
35. Nichols, J.D., J.E. Perry & D.A. DeBerry. 2006. Using a floristic quality assessment technique to evaluate plant community integrity of forested wetlands in southeastern. Virginia. Natural Areas Journal, 26(4): 360-369.
36. Peltzer D.A, M.L. Bast, S.D. Wilson and A.K Gerry .2000. Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. Forest Ecology and Management, 127: 191-203.
37. Peterson, D.L. and G.L. Rolfe. 1982. Nutrient dynamics of herbaceous vegetation in upland and floodplain forest communities. The American Midland Naturalist, 107: 325-339.
38. Rechinger, K.H. 1963-2012. Flora Iranica, 1-173.
39. Reeder, J.D and G.E. Schuman. 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. Environ. Pollution, 116: 457-463.
40. Sadeghifar, M., A. Beheshti Ale Agha and M. Pourreza. 2016. Variability of Soil Nutrients and Aggregate Stability in Different Times after Fire in Zagros Forests (Case Study: Paveh Forests). Ecology of Iranian Forests, 4 (8): 19-27 (In Persian).
41. Taft, J.B., G.S. Wilhelm, D.M. Ladd & L.A. Masters. 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois: a method for assessing vegetation integrity. Erigenia, 15: 3-95.
42. Tessema, Z.K., W.F. de Boer, R.M.T. Baars and H.H.T. Prins. 2011. Changes in soil nutrients, vegetation structure and herbaceous biomass in response to grazing in a semiarid savanna in Ethiopia. Journal of Arid Environments, 75: 662-670.
43. Townsend C.C., E. Guest, S.A. Omar and A.H. Al-kayat. 1985. Flora of Iraq. Ministry of Agriculture and Agrarian Reform, Republic of Iraq.
44. Townsend, C.C., E. Guest, S.A. Omar and A.H. Al-kayat. 1985. Flora of Iraq, vols. 1-4 & 8-9 Ministry of Agriculture & Agrarian Reform Republic of Iraq.
45. Vitousek, P. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. The American Naturalist, 119: 553-572.
46. Yates, C.J., D.A. Norton and R.J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. Austral Ecology, 36-47.
47. Yayneshet, T., L.O. Eik and S.R. Moe. 2009. The effects of exclosures in restoring degraded semi-arid vegetation in communal grazing lands in northern Ethiopia. Journal of Arid Environments 73: 542-549.

Effects of Anthropogenic Disturbance on Diversity, Biomass and Storage of N and P Nutrients by Herbaceous Vegetation of Gall Oak Stands (Case Study: Shine Qellai Forests, Lorestan Province)

Zahra Veiskarami¹, Babak Pilehvar² and Ali Haghizadeh³

1- Ph.D. Student of Forestry and Forest Ecology Department, Agriculture and Natural Resources Faculty, Lorestan University, Iran

2- Associate Professor of Forestry Department, Agriculture and Natural Resources Faculty, Lorestan University, Iran, (Corresponding author: pilehvar.b@lu.ac.ir)

3- Associate Professor of Watershed Department, Agriculture and Natural Resources Faculty, Lorestan University, Iran

Received: April 16, 2018

Accepted: June 2, 2018

Abstract

This study investigates the role of man-made disturbance on on nitrogen and phosphorus nutrient storage by herbaceous species in Gall Oak stands of Lorestan province. In order to do this study, two sites with the same physiographic and ecological conditions and different land uses were selected. Multiscale sampling plots were used randomly in each site to collect data on forest floor vegetation, trees and soils. Richness and biodiversity indices, generalist species, herbaceous biomass, nitrogen and phosphorus content of the plant tissues and nutrient storage were compared in two sites. Results showed significant differences in the two studied sites, between species richness, the number of herbaceous species, Margalaf richness and Shannon-Weiner diversity indices, above-ground and below-ground biomass. Also the above-ground and below-ground biomass were greater 43.7% and 35.3% respectively in the protected forest. Based on the results more amounts of nitrogen and phosphorus was stored by herbaceous species in protected forest. Also more native species and surface soil fertility improvement in the protected site revealed that conservation programs led to better environmental conditions and provide suitable conditions for ecosystem resilience. Also, more amounts of nutrients stored by herbaceous species in protected forest indicates that these plants plays important role in the storage of nutrients in the ecosystem. As the amounts of nutrients was less in the disturbed forest.

Keywords: Above-ground Biomass, Below-ground Biomass, Disturbed Area, Pollution, Surface Water