

اثر شدت تخریب جنگل بر پویایی فعالیت‌های میکروبی و بیوشیمی خاک در بخش جلگه‌ای نوشهر

میلاذ عزیزمهر^۱، یحیی کوچ^{۲*}، سید محسن حسینی^۳

^۱دانشجوی کارشناسی‌ارشد علوم و مهندسی جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

^۲استادیار گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

^۳استاد گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۵/۲۹؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۲/۱۲)

چکیده

با توجه به تخریب بخش‌های وسیعی از جنگل‌های جلگه‌ای شمال ایران و کاهش تراکم درختان، فرض بر آن است که عوامل کنترل‌کننده چرخه عناصر غذایی و پویایی رویشگاه‌ها نیز تغییرات معنی‌داری را نمایش دهند. بر همین اساس، پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر شدت‌های مختلف تخریب جنگل و تغییر تراکم درختان بر پویایی فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمی خاک انجام گرفت. پس از جنگل‌گردشی، سه محدوده جنگلی با شدت‌های تخریب زیاد (جنگل تخریب‌یافته، هشت درخت در هکتار)، متوسط (جنگل دست‌خورده، ۱۸۵ درخت در هکتار) و کم (جنگل حفاظت‌شده، ۳۲۱ درخت در هکتار) با غالبیت درختان ممرز و انجیلی در بخش جلگه‌ای شهرستان نوشهر انتخاب شد. در مجموع ۱۵ نمونه خاک از هر محدوده جنگلی به آزمایشگاه انتقال داده شد و مشخصه‌های فیزیکی‌شیمیایی، فعالیت‌های میکروبی (تنفس پایه، برانگیخته و زیتوده‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر) و فرایندهای بیوشیمی (نرخ‌های خالص آمونیاکی شدن، نیتراتی شدن و معدنی شدن نیتروژن) خاک اندازه‌گیری شد. نتایج حاکی از آن است که در رویشگاه جنگلی حفاظت‌شده (تخریب کم)، فعالیت‌های میکروبی، نرخ خالص آمونیاکی شدن (هر دو فصل تابستان و پاییز) و معدنی شدن نیتروژن (در فصل تابستان) بیشتر است. این موارد با مقادیر بیشتر مشخصه‌های رس، رطوبت، حاصلخیزی خاک تحت این رویشگاه جنگلی ارتباط دارد. درحالی‌که رویشگاه‌های جنگلی دخالت‌شده (شدت‌های تخریب متوسط و زیاد) به‌طور کلی فعالیت‌های میکروبی کمتر و فرایند معدنی شدن کندتری دارند. نتایج مطالعه حاضر بیانگر آن است که تخریب رویشگاه‌های جنگلی تأثیرات منفی بر بسیاری از شاخص‌های میکروبی و فعالیت‌های بیوشیمی مرتبط با چرخه‌های عناصر غذایی خاک دارد.

واژه‌های کلیدی: آمونیاکی شدن، تنفس میکروبی، جنگل جلگه‌ای، نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن، نیتراتی شدن.

مقدمه

(Duchesne et al., 2001). نوع پوشش‌های جنگلی و تراکم درختان با اثرگذاری بر کمیت و کیفیت لاشریزه و مشخصه‌های مختلف خاک، آثار متفاوتی بر چرخه‌های عناصر غذایی دارند. بر همین اساس، کمیت مواد آلی موجود حاصل از پوشش‌های گیاهی، از شاخص‌های اساسی مؤثر بر تنوع، زیتوده و عملکرد ریز جانداران خاک است (Kooch & Bayranvand, 2016). به‌طور کلی فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمیایی در مقایسه با سایر پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک به‌دلیل حساس بودن به هر گونه دگرگونی ایجادشده، اثر شدت تخریب یا احیای رویشگاه‌ها، به‌عنوان شاخص‌های مناسبی برای بررسی کیفیت و سلامت خاک در اکوسیستم‌های جنگلی مورد توجه‌اند (Kooch & Hosseini, 2014). مرور منابع حاکی از آن است که پژوهش‌های پیشین انجام‌گرفته در کشور، بیشتر به بررسی اثر تخریب جنگل و تغییر نوع کاربری اراضی بر ویژگی‌های مختلف خاک توجه داشته‌اند. در همین زمینه، Kooch & Moghimian (2015) با هدف بررسی تأثیر تخریب جنگل و تغییر کاربری اراضی (مرتع و کشاورزی) بر شاخص‌های اکوفیزیولوژی کربن و نیتروژن خاک، اشاره داشته‌اند که بیشترین فعالیت‌های میکروبی مرتبط با کربن و نیتروژن خاک در کاربری جنگل وجود دارد. در پژوهشی دیگر، Moradi et al. (2019) به مطالعه تأثیر تغییر کاربری اراضی (جنگل طبیعی، پارک جنگلی، شالیزار و باغ مرکبات) بر مشخصه‌های مختلف خاک پرداختند و ادعان کردند که تخریب جنگل و تغییر نوع پوشش اراضی فعالیت‌های معدنی شدن کربن و نیتروژن خاک را به‌شدت کاهش می‌دهد. همچنین، Kooch & Noghre (2019) به مطالعه و ارزیابی اثر نوع کاربری‌های اراضی جنگلی، مرتعی و زراعی بر مشخصه‌های میکروبی و فعالیت‌های آنزیمی خاک، در جنوب شرقی شهرستان نوشهر، پرداختند و بیان کردند که تخریب جنگل و تغییر کاربری اراضی با افت شاخص‌های کیفیت مواد آلی و خاک موجب کاهش

اکوسیستم‌های جنگلی از مؤلفه‌های بسیار مهم کره زمین محسوب می‌شوند. جنگل‌ها بر بسیاری از مؤلفه‌های مهم اکوسیستمی اثرگذارند، از جمله کنترل آب‌وهوا (اقلیم)، حفاظت رویشگاه‌ها، خاک‌ها و فرسایش. از این رو مدیریت جنگل‌ها به‌منظور حفاظت از تنوع زیستی و خدمات پایدار زیست‌محیطی اهمیت بسزایی دارد (Azami et al., 2019). مساحت اکوسیستم‌های جنگلی در مقیاس جهانی حدود ۴/۱ میلیارد هکتار برآورد شده (Lal, 2005) که بخش ارزشمندی از این جنگل‌ها در منطقه هیرکانی شمال ایران واقع شده است. با وجود ارزش بسیار زیاد این جنگل‌ها، اما متأسفانه به‌دلیل رشد سریع جمعیت، مناطق وسیعی از این جنگل‌ها تخریب و به سایر کاربری‌های اراضی تبدیل شده است. در واقع، عامل افزایش تقاضا برای سوخت، الوار، پناهگاه و محصولات زراعی (غذا) موجب شده است تا انسان، پوشش‌های طبیعی زمین به‌ویژه جنگل‌ها را با سرعت هشداردهنده‌ای تخریب کند (Boromand et al., 2015). از پوشش اصلی جنگلی در جهان، حدود ۱۵ درصد دست‌نخورده، ۳۷ درصد قطعه‌قطعه‌شده، ۲۰ درصد تخریب‌شده و ۲۸ درصد جنگل‌زدایی‌شده است (Eriksson et al., 2018). بررسی تخریب جنگل‌های ایران نشان می‌دهد که از سال ۱۳۳۴ تا ۱۳۶۶، یعنی در طول ۳۲ سال، حدود ۱/۵ میلیون هکتار از سطح جنگل‌های شمال کاسته شده است. در سال‌های اخیر نیز به‌طور متوسط سالانه ۴۵ هزار هکتار جنگل در شمال ایران تخریب شده و در مجموع به‌دلیل تخریب و استفاده بی‌رویه از منابع جنگلی، سطح جنگل‌های ایران از ۱۸ میلیون هکتار به کمتر از ۱۲ میلیون هکتار کاهش یافته است. عوامل انسانی به‌عنوان بیشترین عامل تخریبی (حدود ۸۷ درصد) گزارش شده است (Tohidi et al., 2019). تخریب رویشگاه‌های جنگلی، کاهش مواد آلی ورودی و همچنین زوال و نابودی خاک را که بستر فعالیت‌های زیستی و چرخه عناصر است، در پی دارد

زیتوده‌های میکروبی کربن، نیتروژن و فسفر) و فرایندهای بیوشیمی (نرخ‌های خالص آمونیاکی شدن، نیتراتی شدن و معدنی شدن نیتروژن) خاک، در سه محدوده جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب مدنظر قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه پژوهش

این تحقیق در جنگل‌های سری لالیس و دلدره از حوزه آبخیز طرح جنگلداری گلبن انجام گرفت که جزء بخش کرکرد شهرستان نوشهر محسوب می‌شود. جنگل ناحیه تحت بررسی با مساحت ۱۶۷۲ هکتار در محدوده ۲۹° ۳۶' و ۳۲° ۳۶' عرض جغرافیایی شمالی و ۵۱° ۲۳' و ۵۱° ۲۸' طول جغرافیایی شرقی، در دامنه ارتفاعی ۵۰ تا ۲۰۰۰ متری، قرار دارد. براساس گزارش‌های ۳۸ ساله (۱۳۹۳-۱۳۵۶) نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، مقدار بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی‌متر بوده که حداقل آن در تیرماه و حداکثر آن در مهرماه است. همچنین میانگین دمای سالانه برابر با ۱۵/۹ درجه سانتی‌گراد ثبت شده است. نوع سنگ مادر سنگ آهک مارنی، مخلوط با مارن سیلتی است. بافت خاک نیمه‌سنگین تا خیلی سنگین بوده و عمق خاک از نیمه‌عمیق تا عمیق و با عمق بیش از یک متر است (Kooch, 2015). تیپ پوششی غالب، راش به‌همراه گونه‌های ممرز، توسکا، افرا شیردار، پلت، نمدا، ملج، گیلاس وحشی و بارانک در دامنه‌های ارتفاعی بالا و ممرز و انجیلی در دامنه‌های ارتفاعی پایین است. این رویشگاه جنگلی، در بخش‌های جلگه‌ای (که اغلب در مجاورت مناطق مسکونی روستانشینان وجود دارند) به‌شدت تخریب می‌یابد و با فاصله گرفتن از مناطق مسکونی شدت تخریب کمتر می‌شود.

فعالیت‌های میکروبی و بیوشیمی خاک می‌شود. این در حالی است که مرور منابع خارجی حاکی از تأثیرات متفاوت شدت تخریب جنگل بر ویژگی‌های مختلف خاک است. در پژوهشی، Sahani & Behera (2001) اشاره کردند که مقدار کربن آلی، نیتروژن کل و زیتوده‌های میکروبی کربن و نیتروژن و زیتوده قارچ به‌طور معنی‌داری در رویشگاه‌های جنگلی تخریب‌یافته منطقه تروپیکال، روند کاهشی داشته است. پژوهش Khresat et al. (2008) در شمال غرب اردن نشان داد که در تخریب‌های شدید جنگل، مقدار مواد آلی، نیتروژن کل و ظرفیت کاتیون تبادل خاک به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد. همچنین تخریب جنگل به افزایش فرسایش و کاهش حاصلخیزی خاک منجر شد. پژوهش Sirajul Haque et al. (2014) در بنگلادش حاکی از کاهش معنی‌دار مشخصه‌های زیتوده میکروبی کربن، تنفس پایه، فعالیت قارچ‌ها و باکتری‌های خاک در عرصه‌های تخریب‌یافته جنگلی در مقایسه با جنگل حفاظت‌شده است. در جنوب شرقی چین، Tian et al. (2018) بیان داشتند که شبکه فعالیت‌های میکروبی در خاک جنگل‌های حفاظت‌شده در مقایسه با جنگل‌های تخریب‌یافته بسیار بزرگ‌تر و پیچیده‌تر است که بیانگر پتانسیل بیشتر برای تعاملات میکروبی است. در ارزیابی تأثیر جنگل‌های حفاظت‌شده و دست‌نخورده بر معدنی شدن کربن آلی خاک، تحقیق Huang et al. (2019) در بخش جنوب شرقی کشور چین نشان داد که حفاظت از جنگل‌های طبیعی به کاهش تنفس میکروبی از طریق کاهش معدنی شدن کربن آلی خاک منجر می‌شود. به فرایندهای مرتبط با چرخه‌های عناصر خاک در رویشگاه‌های حفاظت‌شده و تخریب‌یافته جنگلی شمال ایران کمتر توجه شده و اطلاعات چندانی در این زمینه وجود ندارد. از این رو پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر تخریب جنگل و تغییر تراکم درختان بر فعالیت‌های میکروبی (تنفس پایه، برانگیخته و

شیوه اجرای پژوهش

پژوهش حاضر در بخش جلگه‌ای جنگل مذکور مورد توجه قرار گرفته که در مجاورت دو روستای اشکاردشت و کوشکسرا واقع شده است. پس از پیمایش عرصه‌ای، سه محدوده جنگلی (به ترتیب در مجاورت مناطق روستایی، در فاصله ۷۰۰ متری از مناطق روستایی و در فاصله ۱۴۰۰ متری از مناطق روستایی) با شدت‌های تخریب زیاد (جنگل تخریب‌یافته، ۸ درخت در هکتار)، متوسط (جنگل دست‌خورده، ۱۸۵ درخت در هکتار) و کم (جنگل حفاظت‌شده، ۳۲۱ درخت در هکتار) با غالبیت درختان ممرز و انجیلی مورد توجه قرار گرفت. محدوده‌های مورد بررسی از نظر مراحل رویشی توده و شرایط فیزیوگرافی (شیب کمتر از پنج درصد، جهت شمالی و در ارتفاع ۵۰ متری از سطح دریا) شرایط تقریباً مشابهی دارند. در هر یک از محدوده‌های تحت مطالعه پنج ترانسکت (به فاصله ۱۰۰ متر از همدیگر) به طول ۳۰۰ متر مشخص و نمونه‌های خاک در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری در ابتدا، وسط و انتهای هر ترانسکت برداشت و در مجموع ۱۵ نمونه خاک در مردادماه ۱۳۹۸ از هر محدوده به آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک به منظور آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های میکروبی تا زمان آزمایش در دمای چهار درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. مشخصه‌های فیزیکی (شن، سیلت، رس و محتوای رطوبت)، شیمیایی (pH خاک، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب و پتاسیم قابل جذب) و میکروبی (تنفس پایه، تنفس برانگیخته، زیتوده میکروبی کربن، زیتوده میکروبی نیتروژن و زیتوده میکروبی فسفر) با استفاده از روش‌های متداول و استاندارد آزمایشگاهی (Aliasgharzade, 2010) اندازه‌گیری و سنجش شد. همچنین برای محاسبه نرخ خالص آمونیاکی

شدن، نرخ خالص نیتراتی شدن و نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن، از روش کیسه مدفون استفاده شد (Wang et al., 2010). بدین ترتیب که طی فرایند یک‌ماهه، در اولین زمان نمونه‌برداری (اول مردادماه)، از مجموع نمونه خاک‌های برداشت‌شده، برخی به آزمایشگاه منتقل شده و باقی‌مانده نمونه‌ها در همان زمان در داخل نایلون و در همان عمق مورد مطالعه مدفون شدند. در نهایت پس از گذشت ۳۰ روز، در دومین زمان نمونه‌برداری (اول شهریورماه)، این نمونه‌ها نیز به آزمایشگاه انتقال داده شدند. فرایند مشابهی برای فصل پاییز (اول آبان - اول آذر) انجام گرفت. سپس ازت معدنی (آمونیم در طول موج ۶۳۶ نانومتر و نیترات در طول موج ۶۲۰ نانومتر با دستگاه طیف‌سنج، Asadiyan et al., 2013) برای همه نمونه‌های متعلق به هر دو سری زمانی اندازه‌گیری شد. در نهایت نرخ خالص آمونیاکی شدن (AR)، نرخ خالص نیتراتی شدن (NR) و نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن (NMR) در بازه زمانی ۳۰ روز با استفاده از روابط ذیل محاسبه شد:

$$AR = \frac{NH_4^+ - N_{i+1} - NH_4^+ - N_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (\text{رابطه ۱})$$

$$NR = \frac{NO_3^- - N_{i+1} - NO_3^- - N_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (\text{رابطه ۲})$$

(رابطه ۳)

$$NMR = \frac{NH_4^+ - N_{i+1} + NO_3^- - N_{i+1} - NH_4^+ - N_i + NO_3^- - N_i}{t_{i+1} - t_i}$$

که در این روابط t_i و t_{i+1} (زمان‌های شروع و پایان دوره تحقیق)، $NH_4^+ - N_i$ و $NH_4^+ - N_{i+1}$ (غلظت اولیه و نهایی آمونیوم خاک) و $NO_3^- - N_i$ و $NO_3^- - N_{i+1}$ (غلظت اولیه و نهایی نیترات خاک) هستند.

روش تحلیل

داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار اکسل به‌عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. سپس به‌منظور تجزیه و تحلیل و همچنین مقایسه داده‌ها، ابتدا نرمال بودن آنها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون، تست شد. به‌منظور بررسی تفاوت یا نبود تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف خاک در ارتباط با رویشگاه‌های مختلف، از تجزیه واریانس یکطرفه استفاده شد. آزمون دانکن نیز به‌منظور مقایسه چندگانه میانگین به‌کار گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۰ انجام پذیرفت. همچنین به‌منظور انجام آنالیز چندمتغیره و تعیین ارتباط مقادیر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی با مشخصه‌های میکروبی و پویایی معدنی شدن نیتروژن خاک در محدوده‌های مورد مطالعه، تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD تحت Windows بررسی شد.

نتایج

مطابق با نتایج، بیشترین مقدار مشخصه شن در جنگل تخریب‌یافته و بیشترین مقادیر رس و رطوبت خاک در جنگل حفاظت‌شده مشاهده شد. مقادیر سیلت و کربن آلی خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان نداد، در حالی که مشخصه‌های نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل جذب خاک در اثر افزایش شدت تخریب جنگل به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. بیشترین مقادیر مشخصه pH در جنگل‌های حفاظت‌شده و تخریب‌یافته شدید مشاهده شد. همچنین بالاترین نسبت کربن به نیتروژن خاک به جنگل تخریب‌یافته شدید اختصاص داشت (جدول ۱). مشخصه‌های میکروبی خاک تحت تأثیر تخریب‌های مختلف جنگل تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان دادند.

جدول ۱- میانگین (\pm اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

مقدار F	شدت تخریب جنگل			مشخصه
	زیاد	متوسط	کم	
۱۹/۱۵۵**	۳۷/۰۶±۳/۰۱a	۲۶/۳۳±۱/۱۷b	۲۰/۱۳±۱/۰۲c	شن (درصد)
۰/۶۶۲ns	۴۰/۵۳±۲/۷۲	۳۹/۵۳±۱/۱۳	۳۷/۴۶±۱/۵۴	سیلت (درصد)
۵۳/۵۱۹**	۲۲/۴۰±۱/۲۶c	۳۴/۱۳±۱/۱۵b	۴۲/۴۰±۱/۶۵a	رس (درصد)
۴۵/۶۴۳**	۱۶/۹۱±۰/۵۶c	۲۱/۱۱±۰/۵۱b	۲۵/۰۱±۰/۷۰a	رطوبت (درصد)
۸/۲۸۷**	۷/۰۱±۰/۱۲a	۶/۴۴±۰/۱۳b	۷/۰۸±۰/۱۰a	واکنش (pH)
۲/۹۶۵ns	۴/۸۵±۰/۳۲	۵/۴۶±۰/۳۸	۴/۳۷±۰/۲۱	کربن آلی (درصد)
۲۵/۶۷۳**	۰/۲۷±۰/۰۱c	۰/۳۶±۰/۰۲b	۰/۴۷±۰/۰۲a	نیتروژن کل (درصد)
۱۰۲/۸۲۰**	۱۷/۸۷±۰/۵۰a	۱۴/۸۸±۰/۵۲b	۹/۱۶±۰/۱۹c	نسبت کربن به نیتروژن
۱۱۷/۹۰۸**	۱۶/۵۲±۰/۶۳c	۲۵/۹۲±۱/۰۴b	۴۱/۵۶±۱/۶۰a	فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
۴۶/۰۸۴**	۲۰/۴/۵۳±۱۰/۰۳c	۲۹۳/۱۳±۱۶/۳۰b	۴۱۴/۶۶±۱۸/۹۱a	پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

حروف انگلیسی به‌کار گرفته شده در هر ردیف بیانگر متفاوت بودن میانگین متغیرهای مورد مطالعه در شدت‌های مختلف تخریب جنگل است. ** نشان‌دهنده معنی‌داری در سطح ۱ درصد و ns نشان‌دهنده نبود معنی‌داری آماری است.

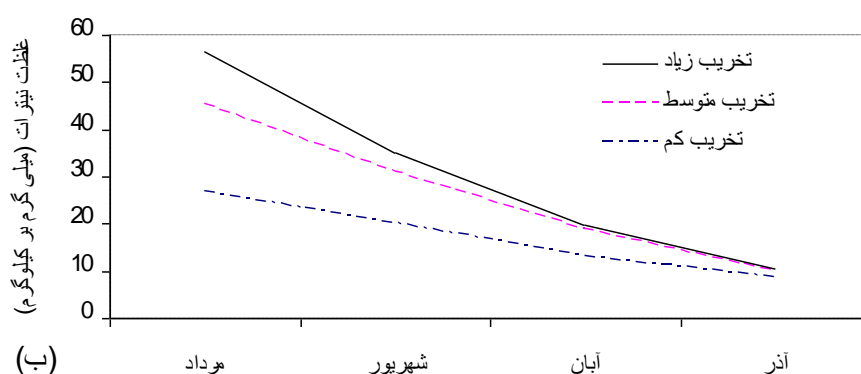
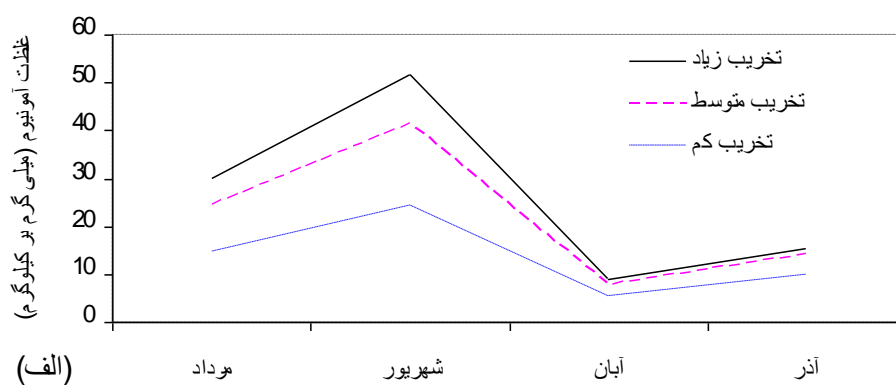
جنگلی حفاظت شده افزایش معنی داری را نشان داد، در حالی که نرخ خالص نیتراتی شدن خاک تفاوت آماری معنی داری را در بین پوشش های جنگلی با شدت های مختلف تخریب نشان نداد. در فصل پاییز، نرخ خالص آمونیاکی شدن خاک در پوشش های جنگلی حفاظت شده و نرخ خالص نیتراتی شدن در پوشش های جنگلی دست خورده حداکثر مقدار بوده، در حالی که نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن تفاوت آماری معنی داری در محدوده های جنگلی تحت بررسی نشان نداد (جدول ۳). تجزیه به مؤلفه های اصلی حاکی از آن است که در پوشش های جنگلی حفاظت شده فعالیت های میکروبی بیشتر و معدنی شدن نیتروژن خاک بالاتر و در پوشش های جنگلی تخریب یافته فعالیت های میکروبی کمتر و فرایند معدنی شدن کندتر و با مقادیر مشخصه های رس، رطوبت و حاصلخیزی خاک رابطه مستقیمی دارد (شکل ۲).

جنگل های حفاظت شده و دست خورده متوسط به افزایش تنفس های (پایه و برانگیخته) خاک و زیتوده میکروبی کربن منجر شده اند. زیتوده های میکروبی نیتروژن و فسفر خاک در پوشش جنگلی حفاظت شده افزایش معنی داری داشته، در حالی که پوشش جنگلی با شدت تخریب متوسط به افزایش معنی دار نسبت های زیتوده میکروبی کربن به فسفر و نیتروژن به فسفر خاک منجر شد. همچنین، تخریب شدید جنگل نسبت زیتوده میکروبی کربن به نیتروژن خاک را به طور معنی دار افزایش داد (جدول ۲). پویایی غلظت های آمونیوم و نترات خاک حاکی از آن است که در ماه های مختلف تابستان و پاییز روندهای متفاوتی تحت شدت های مختلف تخریب جنگل مشاهده می شود. غلظت آمونیوم ابتدا افزایشی، سپس کاهش و مجدداً افزایشی می شود، در حالی که نترات خاک به طور کلی روند کاهش را نشان داد (شکل ۱). در فصل تابستان، نرخ آمونیاکی شدن و همچنین نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن خاک در پوشش های

جدول ۲- میانگین (\pm اشتباه معیار) مشخصه های میکروبی خاک در شدت های مختلف تخریب جنگل

مقدار F	شدت تخریب جنگل			مشخصه
	زیاد	متوسط	کم	
۲۲/۰۰۲**	۰/۰۸±۰/۰۱b	۰/۱۸±۰/۰۳a	۰/۲۲±۰/۰۱a	تنفس پایه (میلی گرم دی اکسید کربن در گرم خاک در روز)
۱۱/۶۹۶**	۰/۴۳±۰/۰۳b	۰/۷۴±۰/۱۳a	۰/۸۸±۰/۰۵a	تنفس برانگیخته (میلی گرم دی اکسید کربن در گرم خاک در روز)
۱۲/۵۷۰**	۵۵/۱۹±۳/۵۱b	۱۲۶/۷۸±۱۰/۰۴a	۱۳۹/۸۲±۱۵/۷۱a	زیتوده میکروبی کربن (میلی گرم بر کیلوگرم)
۲۹/۷۴۰**	۵/۸۴±۰/۳۴c	۱۳/۷۴±۱/۷۷b	۱۹/۸۳±۲/۰۰a	زیتوده میکروبی نیتروژن (میلی گرم بر کیلوگرم)
۱۶/۰۱۰**	۹/۴۲±۰/۲۲a	۹/۱۷±۰/۳۵b	۷/۰۶±۰/۳۸b	زیتوده میکروبی کربن / نیتروژن
۱۴۱/۸۷۱**	۱۱/۴۶±۰/۵۸c	۱۸/۹۳±۱/۸۷b	۴۱/۰۰±۳/۴۹a	زیتوده میکروبی فسفر (میلی گرم بر کیلوگرم)
۷/۱۵۴**	۵/۰۱±۰/۴۲b	۸/۰۸±۰/۳۳a	۳/۶۴±۰/۳۷b	زیتوده میکروبی کربن / فسفر
۴/۵۸۴*	۰/۵۳±۰/۰۴b	۰/۸۶±۰/۰۳a	۰/۵۳±۰/۰۶b	زیتوده میکروبی نیتروژن / فسفر

حروف انگلیسی به کار گرفته شده در هر ردیف بیانگر متفاوت بودن میانگین متغیرهای مورد مطالعه در شدت های مختلف تخریب جنگل است. ** و * نشان دهنده معنی داری در سطح ۱ و ۵ درصد آماری است.

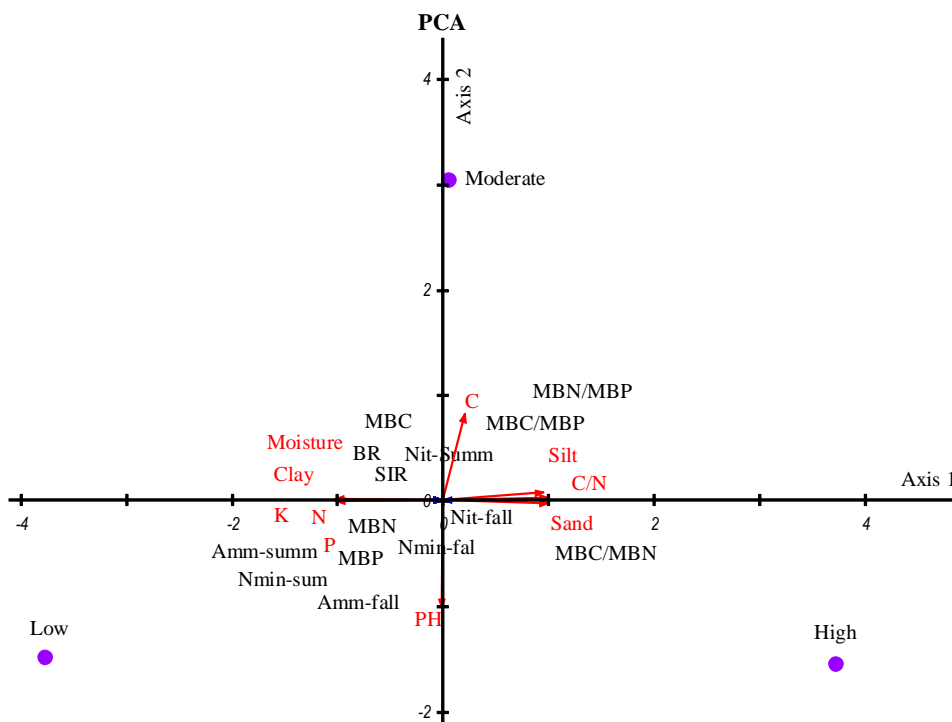


شکل ۱- پویایی غلظت‌های آمونیوم و نیترات خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

جدول ۳- پویایی (میانگین \pm اشتباه معیار) شاخص‌های تغییر شکل نیتروژن خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

مقدار F	شدت تخریب جنگل			مشخصه
	زیاد	متوسط	کم	
۵/۶۴۳**	۰/۱۵ \pm ۰/۰۲b	۰/۲۴ \pm ۰/۰۳ab	۰/۳۱ \pm ۰/۰۲a	نرخ خالص آمونیاکی شدن تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)
۰/۳۳۸ns	-۰/۲۲ \pm ۰/۰۱	-۰/۲۵ \pm ۰/۰۳	-۰/۲۲ \pm ۰/۰۴	نرخ خالص نیتراتی شدن تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)
۳/۷۱۹*	-۰/۰۶ \pm ۰/۰۲b	-۰/۰۱ \pm ۰/۰۰ab	۰/۰۹ \pm ۰/۰۲a	نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن تابستان (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)
۱۳/۵۶۹**	۰/۰۰ \pm ۰/۰۰c	۰/۰۷ \pm ۰/۰۱b	۰/۱۴ \pm ۰/۰۳a	نرخ خالص آمونیاکی شدن پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)
۱۷/۱۰۲**	-۰/۰۱ \pm ۰/۰۰a	-۰/۱۵ \pm ۰/۰۱b	-۰/۱۴ \pm ۰/۰۳b	نرخ خالص نیتراتی شدن پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)
۲/۶۹۱ns	-۰/۰۱ \pm ۰/۰۰	-۰/۰۸ \pm ۰/۰۱	۰/۰۳ \pm ۰/۰۱	نرخ خالص معدنی شدن نیتروژن پاییز (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)

حروف انگلیسی به‌کارگرفته‌شده در هر ردیف بیانگر متفاوت بودن میانگین متغیرهای تحت مطالعه در شدت‌های مختلف تخریب جنگل است. ** و * نشان‌دهنده معنی‌داری در سطح ۱ و ۵ درصد و ns نشان‌دهنده نبود معنی‌داری آماری است.



شکل ۲- توزیع مکانی پوشش‌های جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب، مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی،

فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمی خاک در تحلیل PCA

(مؤلفه اول: مقدار ویژه = ۹/۳۷، درصد واریانس متناظر با عامل = ۶۶/۹۹، درصد واریانس تجمعی = ۶۷/۰۰ و مؤلفه دوم: مقدار ویژه = ۴/۶۲، درصد واریانس متناظر با عامل = ۳۳/۰۰، درصد واریانس تجمعی = ۱۰۰/۰۰).

بحث

خاک، پوشش درختی و شدت دخالت در جنگل تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Kooch & Bayranvand, 2016). در تأیید پژوهش (Schimann et al., 2007)، نتایج مطالعه حاضر همبستگی مثبتی بین میزان تنفس بیوماس میکروبی خاک و محتوای رس در خاک‌های جنگلی نشان داد. همچنین (Dilustro et al., 2005) بیان داشتند که در توده‌های جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب، تغییرات اجزای بافت خاک، می‌تواند بر میزان تنفس اثر بگذارد و معمولاً در خاک‌هایی با مقدار شن بیشتر میزان تنفس خاک کاهش می‌یابد. در منطقه مورد مطالعه نیز خاک جنگل تخریب‌یافته دارای مقادیر شن بیشتری بوده که همین موضوع بر کاهش میزان تنفس خاک در این اراضی مؤثر بوده

در عرصه‌های جنگلی، با توجه به نوع پوشش‌های گیاهی اشکوب فوقانی و تراکم درختان، مقادیر تنفس بیوماس میکروبی خاک نیز بسیار متغیر است (Kooch & Bayranvand, 2016). پاسخ تنفس بیوماس میکروبی خاک به پوشش‌های درختی در جنگل‌های معتدله ثابت نیست و نتایج متفاوت به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که اثر نوع گونه‌ها و تراکم آنها بر تنفس خاک پیچیده است (Zhao et al., 2019). همچنین تنفس زیتوده میکروبی خاک در رویشگاه‌های جنگلی از طریق عوامل متعددی از جمله مقدار رطوبت، محتوای نیتروژن خاک، کیفیت لاشبرگ، محتوای ماده آلی

(Kooch & Hosseini, 2014). این مشخصه با حاصلخیزی و سلامت خاک ارتباط نزدیک دارد و به‌عنوان شاخص اکولوژیکی مفید برای ارزیابی استرس ناشی از فعالیت‌های انسانی، مانند تخریب جنگل، توصیه می‌شود (Zhao et al., 2019). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که در پی تخریب جنگل، زیتوده‌های میکروبی (کربن، نیتروژن و فسفر) کاهش معنی‌داری داشته‌اند که این موضوع ممکن است به‌دلیل کاهش تراکم درختان در رویشگاه‌های تخریب‌یافته بوده باشد (Sinha et al., 2009). همچنین Wang & Wang (2011) در مطالعه خود بیان کردند که زیتوده میکروبی و فعالیت آنها در شدت‌های مختلف تخریب جنگل متفاوت است و تراکم گونه‌های درختی فرایندهای میکروبی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. علاوه بر این، اجزای بافت خاک، به‌خصوص مقدار رس، نقش مهمی در تعیین زیتوده و فعالیت میکروبی دارد و همچنین بر روی ترکیب جامعه میکروبی خاک مؤثر است. بر همین اساس، خاک‌هایی با مقادیر رس بیشتر تحت پوشش‌های جنگلی طبیعی به ذخیره بیشتر نیتروژن در زیتوده میکروبی منجر می‌شود (Kooch & Hosseini, 2014). هم‌راستا با یافته‌های پژوهش حاضر، Allen & Schlesinger (2004) در مطالعه خود دریافتند که افزایش نیتروژن خاک سبب افزایش زیتوده‌های میکروبی، به‌ویژه زیتوده میکروبی نیتروژن، در لایه معدنی خاک رویشگاه‌های جنگلی می‌شود. این موضوع بیانگر آن است که تنوع در زیتوده میکروبی نیتروژن در این مطالعه می‌تواند از طریق مقدار نیتروژن خاک کنترل شود. وجود رابطه منفی بین زیتوده‌های میکروبی با نسبت C/N خاک بیانگر نقش مقدار C/N بالای خاک رویشگاه‌های تخریب‌یافته در کاهش زیتوده‌های میکروبی خاک است (Zhou et al., 2010). زیتوده میکروبی، شاخص مفیدی از تغییرات در حاصلخیزی خاک است، زیرا خیلی سریع‌تر و حساس‌تر از مشخصه‌های شیمیایی خاک به تغییرات کیفیت خاک پاسخ

است. میزان تنفس خاک ممکن است به‌واسطه رطوبت خاک نیز تغییر کند (Zhao et al., 2019). وجود رطوبت کافی در خاک رویشگاه‌های جنگلی محیط مناسب‌تری را برای فعالیت میکروارگانیسم‌های خاکزی فراهم می‌آورد و فعالیت آنها را افزایش می‌دهد و به همین واسطه میزان تنفس خاک زیاد می‌شود. بر همین اساس، افزایش میزان تنفس خاک در محدوده جنگلی حفاظت‌شده می‌تواند متأثر از وجود مقدار کافی رطوبت خاک باشد. همچنین، Cao et al. (2011) در مطالعه خود گزارش دادند که مقادیر زیاد نیتروژن و فسفر موجب افزایش تنفس میکروبی خاک می‌شود که مطابق با نتایج مطالعه حاضر است.

علاوه بر این، مطابق با یافته‌های Durán et al. (2016) در نسبت‌های C/N بیشتر مقدار نیتروژن خاک محدود می‌شود که به کاهش تنفس میکروبی منجر می‌شود. بر همین اساس افزایش میزان نسبت کربن به نیتروژن خاک در عرصه جنگلی تخریب‌یافته به کاهش میزان تنفس متعادل‌شده از خاک (به‌واسطه اثرگذاری بر تنفس هتروتروفیک از طریق کیفیت سوبسترا) منجر شده است. همچنین، عناصر غذایی موجود در خاک عامل مهم اثرگذار بر تغییرات تنفس خاک محسوب می‌شوند. در همین زمینه، Cheng et al. (2013) در مطالعه خود بیان کردند که تنفس پایه با نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل جذب خاک همبستگی مثبت دارد. میزان بالاتر تنفس خاک در توده جنگلی حفاظت‌شده ممکن است به‌دلیل افزایش مقادیر مواد غذایی (نیتروژن، فسفر و پتاسیم) خاک باشد، به‌طوری‌که این عوامل باعث تحریک فعالیت میکروبی می‌شوند که خود موجب افزایش تنفس خاک می‌شود. زیتوده میکروبی جزء مهم در بیشتر اکوسیستم‌های زمینی است و تغییری کوچک در زیتوده میکروبی، می‌تواند تأثیر عمده‌ای بر مواد غذایی در دسترس گیاهان حداقل در کوتاه‌مدت داشته باشد

خالص نیتراتی شدن بیشتر بوده و تفاوت‌های آماری معنی‌داری را در پوشش‌های جنگلی تحت مطالعه ایجاد کرده است که با یافته‌های Yan et al. (2008) همسوست. مطابق با نتایج تحقیق حاضر نرخ معدنی شدن نیتروژن خاک در پوشش‌های جنگلی حفاظت‌شده در فصول تابستان و پاییز مثبت بوده، در حالی که در محدوده‌های دیگر تحت مطالعه در هر دو فصل تابستان و پاییز مقادیر عددی منفی مشاهده شد. افزایش فعالیت‌های میکروبی و همچنین نرخ معدنی شدن نیتروژن خاک در پوشش‌های جنگلی با شدت تخریب کم می‌تواند در ارتباط نزدیک با مقادیر بیشتر رس (Lee & Woo, 2012; Mo et al., 2016)، رطوبت (Booth et al., 2005) و همچنین مشخصه‌های حاصلخیزی (Li et al., 2014; Yatso & Lilleskov, 2016) خاک در این رویشگاه باشد. با این تفاسیر می‌توان گفت حفاظت رویشگاه‌های جنگلی نقش بسیار مثبتی در تحول و پویایی فرایندهای بیوشیمیایی و تغییر شکل نیتروژن خاک داشته است.

نتیجه‌گیری

شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آنها به‌عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی عرصه‌های جنگلی مطرح است. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که حفاظت جنگل یا تخریب آن تأثیر متفاوتی بر مشخصه‌های فیزیکوشیمیایی خاک دارد که همین موضوع به تغییرپذیری فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمی خاک منجر می‌شود. نتایج مطالعه حاضر بیانگر آن است که تخریب رویشگاه‌های جنگلی آثار منفی بر بسیاری از شاخص‌های میکروبی و فعالیت‌های بیوشیمی خاک دارد. در نتیجه، مطالعه حاضر در پیش‌بینی دقیق تأثیرات تغییر نوع مدیریت جنگل بر روی مشخصه‌های بیوشیمیایی و حاصلخیزی خاک به ما کمک شایانی می‌کند. نتایج

می‌دهد. بر همین اساس رابطه نزدیکی بین حاصلخیزی و زیتوده‌های میکروبی خاک گزارش شده است (Wang et al., 2010) که با یافته‌های پژوهش حاضر مطابقت دارد. با توجه به موارد مذکور می‌توان گفت که مشخصه‌های میکروبی خاک را می‌توان برای ارزیابی سریع تأثیر شدت‌های مختلف دخالت جنگل بر کیفیت خاک‌های جنگلی مورد توجه قرار داد (Durán et al., 2016).

در شدت‌های مختلف تخریب در رویشگاه‌های جنگلی، تغییرات غلظت آمونیوم خاک از مردادماه تا شهریورماه روند افزایشی، از شهریورماه تا آبان‌ماه روند کاهش و مجدداً از آبان‌ماه تا آذرماه روند افزایشی را نشان داد، در حالی که تغییرات غلظت نیترات خاک از مردادماه تا آذرماه روند نزولی داشته است. تغییرات غلظت‌های آمونیوم و نیترات خاک در فصول تابستان و پاییز در رویشگاه‌های جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب می‌تواند تحت تأثیر فرایندهایی مانند آبشویی، جذب گیاهی یا تبخیر باشد. همچنین، به‌دلیل پوشش‌های درختی متراکم‌تر در جنگل حفاظت‌شده، میزان آبشویی بخش معدنی نیتروژن خاک کمتر است و همین موضوع به تجمع بیشتر آمونیوم و نیترات در خاک جنگل حفاظت‌شده در مقایسه با دیگر محدوده‌های مورد مطالعه جنگلی منجر شده است (Giardina et al., 2001). نرخ آمونیاکی شدن، در هر دو فصل تابستان و پاییز، در پوشش‌های جنگلی حفاظت‌شده بیشتر از رویشگاه‌های تخریب‌شده بوده است. این نرخ، تحت تأثیر پارامترهایی مانند نسبت کربن به نیتروژن و عناصر غذایی خاک قرار دارد. همچنین، غلظت پایین نیتروژن عامل کاهش نرخ نیتراتی شدن تلقی می‌شود (Burns & Murdoch, 2005). در هر حال با توجه به حساسیت بیشتر نیترات (در مقایسه با آمونیوم) به فرایند آبشویی، نرخ نیتراتی شدن خاک در رویشگاه‌های جنگلی مورد مطالعه در فصل تابستان تفاوت معنی‌داری را ایجاد نکرده است، در حالی که در فصل پاییز به‌واسطه بارش‌های پاییزه تغییرات نرخ

نگهداری جنگل‌های طبیعی به‌منظور افزایش حاصلخیزی خاک و مدیریت طرح‌های جنگلداری برای احیای جنگل‌های تخریب‌شده ضروری است.

این پژوهش حاکی از نقش بسیار مهم پوشش‌های جنگلی طبیعی موجود در کیفیت و سلامت خاک است. همچنین این تحقیق توصیه می‌کند که حفظ و

References

- Aliasgharzade, N. (2010). Laboratory methods in soil biology. Tabriz Univ. Press, 522p. (In Persian).
- Allen, A.S., & Schlesinger, W.H. (2004). Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in Loblolly Pine forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (3): 581-589.
- Asadiyan, M., Hojjati, S.M., Pourmajidian, M.R., & Fallah, A. (2013). Impact of land-use management on nitrogen transformation in a mountain forest ecosystem in the north of Iran. *Journal of Forestry Research*, 24 (3): 115-119.
- Azami, F., Heidari, M., Faramarzi, M., & Naderi, M. (2019). Responses of plant cover composition and diversity and soil physico-chemical and biological properties to Zagros degradation. *Iranian Journal of Biology*, 31 (2): 479-492. (In Persian).
- Booth, M.S., Stark, J.M., & Rastetter, E. (2005). Controls on Nitrogen Cycling in Terrestrial Ecosystems: A Synthetic Analysis of Literature Data. *Ecological monographs*, 75 (2): 139-157.
- Boromand, M., Gajar Sepanloo, M., Bahmanyar, M.A., & Salek Gilani, S. (2015). The assessment of land use from forest to agriculture on soil chemical properties (case study: Zarin Abad of Sari). *Natural Geographical Researches*, 47 (5): 435 – 449. (In Persian).
- Burns D.A., & Murdoch, P.S. (2005). Effects of a clear-cut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest. Catskill Mountains, New York, USA. *Biogeochemistry*, 72 (7): 123–146.
- Cao, Y.S., Lin, Y.B., Rao, X.Q., & Fu, S.L. (2011). Effects of artificial nitrogen and phosphorus depositions on soil respiration in two plantations in Southern China. *Journal of Tropical Forest Science*, 23 (4):110–116.
- Cheng, F., Peng, X., Zhao, P., Yuan, J., Zhong, C., Cheng, Y., & Zhang, S. (2013). Soil microbial biomass, basal respiration and enzyme activity of main forest types in the Qinling Mountains. *PLoS one*, 8: e67353.
- Dilustro, J.J., Collins, B., Duncan, L., & Crawford, C. (2005). Moisture and soil texture effects on soil CO₂ efflux components in Southeastern mixed pine forests. *Forest Ecology and Management*, 204 (7): 87-97.
- Duchesne, L., Ouimet, R., & Houle, D. (2001). Seasonal nutrient transfers by foliar resumption; leaching and litter fall in a northern hardwood forest at Lake Clair Watershed, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (2): 333–344. (In Persian).
- Durán, J., Morse, P.M., Groffman, J.L., Campbell, L.M., Christenson Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Fisk, M.C., Likens, G.E., Melillo, J.M., Mitchell, M.J., Templer, P.H., & Vadeboncoeur, M.A. (2016). Climate change decreases nitrogen pools and mineralization rates in northern hardwood forests. *Ecosphere* 7(3): e01251. 10.1002/ecs2.1251.
- Eriksson, M., Samuelson, L., Jägrud, L., Mattsson, E., Celander, T., Malmer, A., Bengtsson, K., Johansson, O., Schaaf, N., Svending, O., & Tengberg, A. (2018). Water, forests, people: the Swedish experience in building resilient landscapes. *Environmental Management*, 62 (6):45–57.

- Giardina C.P., Rayan M.G., Hubbard, M., & Binkley, D. (2001). Tree species and soil textural control on carbon and nitrogen mineralization. *Soil Science*, 65 (5): 1272-1279.
- Huang, J., Lind, T.C., Xiong, D., Yang, Z., Li, X., Chen, G., Xie, J., Li, Y., & Yang, Y. (2019). Organic carbon mineralization in soils of a natural forest and a forest plantation of southeastern China. *Geoderma*, 344 (8): 119-126.
- Khresat, S., Al-Bakri, J., & Al-Tahhan, N. (2008). Impacts of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of northwestern Jordan. *Land Degradation and Development*, 19 (4): 397-407.
- Kooch, N., & Noghre, N. (2019). Effects of forest cover, rangeland and agriculture on soil microbial characteristics and enzymatic activities. *Iranian Journal of Water and Soil Conservation Research*, In Press. (In Persian).
- Kooch, Y. (2015). Dynamic of soil gases flux in relation to pit and mound micro topography in a broad-leaved forest. *Iranian Journal of Soil Research*, 29 (2): 211-220 (In Persian).
- Kooch, Y., & Bayranvand, M. (2016). The analysis changes of litter quality, N mineralization, microbial respiration and biomass in reforested stands. *Forest and wood products, Natural Resources Journal*, 70 (4): 451-460. (In Persian).
- Kooch, Y., & Hosseini, S. M. (2014). *Forest Soil Ecology (Concepts and Algorithms)*. Jahad-Daneshgahi Publications, Mazandaran Unit, 414p. (In Persian).
- Kooch, Y., & Moghimian, N. (2015). Effect of forest degradation and land use change on soil carbon and nitrogen Eco physiological indices. *Iranian Journal of Forest*, 7 (2): 243-253. (In Persian).
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220 (8): 242-258.
- Lee Y.K., & Woo, S.Y. (2012). Changes in litter, decomposition, nitrogen mineralization and microclimate in *Acacia mangium* and *Acacia auriculiformis* plantation in Mount Makiling, Philippines. *International Journal of Physical Sciences*, 7 (2): 1976 - 1985.
- Li, M., Zhaou, X., Zhang, Q., & Cheng, X. (2014). Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 183 (5): 40-46.
- Mo, Q., Li, Z., Zhu, W., Zou, B., Li, Y., Yu, S., Ding, Y., Chen, Y., Li, X., & Wang, F. (2016). Reforestation in southern China: revisiting soil N mineralization and nitrification after 8 years restoration. *Scientific Reports* 6.
- Moradi, S., Nabiollahi, K., & Hosseini, S. M. (2019). Effect of deforestation in different slopes on soil quality in western Kurdistan. *Journal of Soil and Water Conservation Research*, 25 (2): 312-325. (In Persian).
- Sahani, U., & Behera, N. (2001). Impact of deforestation on soil physicochemical characteristics, microbial biomass and microbial activity of tropical soil. *Land Degradation and Development*, 12 (4): 93-105.
- Schimann, H., Joffre, R., Roggy, J.C., Lensi, R., & Domenach, A.M. (2007). Evaluation of the recovery of microbial functions during soil restoration using near-infrared spectroscopy. *Applied Soil Ecology*, 37 (4): 223-232.
- Sinha, S., Masto, R.E., Ram, L.C., Selvi, V.A., Srivastava, N.K., Tripathi, R.C., & George, J. (2009). Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (4): 1824-1832.
- Sirajul Haque, S.M., Gupta, S.D., & Miah, S. (2014). Deforestation effects on biological and other important soil properties in an upland watershed of Bangladesh. *Journal of Forestry Research*, 25(4): 877-885.

Tian, J., He, N., Kong, W., Deng, Y., Feng, K., Green, S.M., Wang, X., Zhou, J., Kuzyakov, Y., & Yu, G. (2018). Deforestation decreases spatial turnover and alters the network interactions in soil bacterial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 123 (2): 80–86.

Tohidi, M., Jalali, J., Yazdian, F., Adel, M.N., Jiroodnejad, R., Azarnosh, M.R., & Kohestani, J.S. (2019). The effect of livestock exit and forestry on natural revitalization in Abbasabad Forest of Mazandaran Province. *Iranian Human and Environmental Quarterly*, 14(4): 139-159. (In Persian).

Wang, C., Han, X., & Xing, X. (2010). Effects of grazing exclusion on soil net nitrogen mineralization and nitrogen availability in a temperate steppe in Northern China. *Journal of Arid Environments*, 74 (4):1287-1293.

Wang, Q., & Wang, S. (2011). Response of labile soil organic matter to changes in forest vegetation in subtropical regions. *Applied Soil Ecology*, 47 (5): 210-216.

Yan, E.R., Wang, X.H., Huang, J.J., Li, G.Y., & Zhou, W. (2008). Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to plantations in the subtropical area of Eastern China. *Biogeochemistry*, 89 (8): 239–251.

Yatso, K.N., & Lilleskov, E.A. (2016). Effects of tree leaf litter, deer fecal pellets, and soil properties on growth of an introduced earthworm (*Lumbricus terrestris*): Implications for invasion dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 94 (3): 181–191.

Zhao, Zh., Wei, X., Wang, X., Ma, T., Huang, L., Gao, H., Fan, J., Li, X., & Jia, X. (2019). Concentration and mineralization of organic carbon in forest soils along a climatic gradient. *Forest Ecology and Management*, 432 (4): 246–255.

Zhou, J.B., Chen, X.L., Zhang, Y.L., & Liu, J.L. (2010). Nitrogen released from different plant residues of the loess plateau and their additions on contents of microbial biomass carbon, nitrogen in soil. *Acta Ecologica Sinica*, 30 (7): 123-128.



Research Article

The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr

M. Azizi Mehr¹, Y. Kooch^{2*} and S. M. Hosseini³

¹M. Sc. student of Forest Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University. Noor, I. R. Iran

²Assistant Professor, Range Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University. Noor, I. R. Iran

³Professor, Forest Management, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University. Noor, I. R. Iran

(Received: 20 August 2019, Accepted: 02 March 2020)

Abstract

Considering the degradation of large areas of lowland forests and decreasing tree density, it is assumed that nutrient cycle controlling factors and habitat dynamics also show significant changes. Accordingly, the present study aimed to study the effects of different intensities of forest degradation and tree density on the dynamics of soil microbial activities and biochemical processes. Following field inspection, three forest areas with degradation intensities of high (deforested area; including 8 trees per hectare), moderate (disturbed forest; including 185 trees per hectare) and low (protected forest; including 321 trees per hectare) with hornbeam and iron trees as dominant species, in the plain region of Noshahr city were considered. A total of 15 soil samples from each area were transferred to the laboratory and physico-chemical characters, microbial activities (i.e. basal and induced respiration, microbial biomass of carbon, nitrogen, and phosphorous) and nitrogen mineralization dynamic (i.e. net rates of ammonification, nitrification and nitrogen mineralization) were measured. The results indicate that the protected forest has higher microbial activity, net ammonification (both summer and fall), and nitrification (in summer) rates, which are related to higher clay, humidity, and also fertility under these land cover. Whereas, disturbed forest and the deforested area generally have lower microbial activity and mineralization processes. The results of the present study indicate that forest degradation has negative effects on many microbial indices and biochemical activities related to soil nutrient cycles.

Keywords: Plain forest, ammonification, nitrification, net nitrogen mineralization rate.