اثر تغییر کاربری اراضی جنگلی بر تنوع گونه‌های علفی و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک (مطالعه موردی: حوزه آبخیز رودخانه چرداول، ایلام)

جواد میرزایی[1]
مهدی حیدری[2]
محمدتقی کوشا[3]
بهروز ناصری[4]

۱ و ۲. دانشیار گروه علوم جنگل، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران.
۳. دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت جنگل، گروه علوم جنگل، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران.
۴. استادیار گروه منابع طبیعی، واحد ایلام، دانشگاه آزاد اسلامی، ایلام، ایران.

***مسئول مکاتبات:**
j.mirzaei@ilam.ac.ir

کد مقاله: ۱۴۰۱۰۴۱۰۲۴
تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۱/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۲/۱۸
این مقاله پژوهشی و برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

تغییر کاربری اراضی جنگلی بر تنوع زیستی و سایر اجزاء اکوسیستم اثرگذار است. بااین‌حال اطلاعات کمی در خصوص تغییرات تنوع زیستی و ویژگی‌های خاک در کاربری‌های مختلف ایجادشده در جنگل‌های زاگرس وجود دارد. بدین منظور تأثیر تغییر کاربری‌های جنگل طبیعی بلوط به جنگل دست کاشت سوزنی‌برگ (سرو نقره‌ای)، جنگل دست کاشت پهن‌برگ (ارغوان)، مرتع و زمین زراعی بر تنوع زیستی گونه‌های علفی و ویژگی‌های خاک در جنگل‌های حوزه آبخیز رودخانه چرداول در استان ایلام در سال ۲۰۱۸ موردبررسی قرار گرفت. در هر یک از کاربری‌ها به‌صورت تصادفی تعداد ۵ قطعه‌نمونه مربعی شکل به ابعاد ۲۰ ×۲۰ متر برداشت شد و در هر یک از قطعه‌نمونه‌های اصلی، چهار قطعه‌نمونه کوچک ۱/۵ در ۱/۵ مترمربعی برای بررسی پوشش علفی استفاده شد. به‌منظور بررسی ویژگی‌های خاک در مرکز هر قطعه‌نمونه یک نمونه ترکیبی از خاک در دو عمق ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتی‌متری تهیه شد. نتایج نشان داد که کاربری‌های مختلف ازنظر تنوع شانون وینر و غنای مارگالف گونه‌های علفی اختلاف آماری معنی‌داری با همدیگر دارند. بیشترین مقدار شاخص تنوع شانون-وینر در کاربری مرتع و کمترین مقدار آن در کاربری زمین زراعی مشاهده شد. همچنین بیشترین مقدار غنای مارگالف گونه‌های علفی در کاربری مرتع مشاهده شد. نتایج تجزیه واریانس مشخصه‌های خاک در دو عمق نیز نشان داد که فسفر و نیتروژن تحت تأثیر کاربری و عمق خاک قرار گرفتند. نتایج این تحقیق بیانگر این است که تغییر کاربری زمین از جنگل طبیعی بلوط به زراعت و جنگل‌کاری سبب کاهش تنوع زیستی و غنای گونه‌های علفی شده است. همچنین تغییر کاربری به زراعت و جنگل‌کاری‌ها سبب افزایش میزان شوری، وزن مخصوص ظاهری خاک، کاهش ماده آلی شده است.

واژگان کلیدی: گونه‌های علفی، تغییر کاربری، تنوع زیستی، جنگل‌کاری سوزنی‌برگ، جنگل‌های زاگرس، ایلام.

مقدمه

تغییر کاربری اراضی جنگلی، امروزه یکی از نگرانی‌های قابل‌توجه در سطح دنیا درزمینهٔ تخریب محیط‌زیست و تغییرات اقلیمی است. تغییر کاربری زمین به مفهوم تغییر و تبدیل سطح زمین توسط عوامل انسانی و رویدادهای طبیعی مانند سیل، آتش‌سوزی و نوسانات آب و هوایی است (Oliver *et al*., 2014). محرک‌های تغییرات کاربری زمین شامل افزایش جمعیت و مصرف همراه با رشد اقتصادی و درآمد (Springmann *et al*., 2018) تغییر رژیم غذایی (Springmann *et al*., 2018؛ Tilman and Clark, 2014)، افزایش دام (Havlík *et al*., 2014)، تغییر الگوهای تجارت بین‌المللی (Villoria, 2019؛ Stehfest *et al*., 2019)، تغییرات آب‌وهوا (Nelson *et al*., 2014)، مقررات کاربری زمین و مالکیت زمین (Stehfest *et al*., 2019؛ Humpenöder *et al*., 2018) و سیاست زیست‌محیطی و آب‌وهوا (Humpenöder *et al*., 2018) است. تغییر کاربری پیامدهای زیادی برای تنوع زیستی، رواناب، ذخیره کربن، ارزش‌های اکوسیستم، کشاورزی و اقتصاد دارد (Gurgel *et al*., 2021). تغییرات کاربری زمین مانند تغییر مناظر طبیعی، تخریب جنگل و افزایش در زمین‌های زراعی به دلیل فعالیت‌های

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

انسانی ازجمله تأثیرگذارترین اختلالات اکولوژیکی مؤثر بر خاک، اکوسیستم‌ها و پایداری محیط‌زیست محسوب می‌شوند (Tiwari *et al*., 2019). همچنین تغییر کاربری زمین باعث تکه‌تکه شدن اکوسیستم‌های طبیعی شده و پیامدهای عمده‌ای برای تنوع زیستی دارد (liu *et al*., 2019). تغییر کاربری زمین به‌عنوان بزرگ‌ترین تهدید برای طبیعت در نظر گرفته می‌شود که باعث کاهش فراوانی، تنوع گونه‌ها و اکوسیستم‌ها شده است (Davison *et al*., 2021). به همین دلیل گزارش جهانی هیئت بین‌دولتی تنوع زیستی و خدمات اکوسیستم (IPBES, 2019)، تغییر کاربری زمین را به‌عنوان بزرگ‌ترین عامل کاهش تنوع زیستی معرفی کرده است. تغییر کاربری زمین می‌تواند از طریق تخریب زیستگاه و تغییر محیط اثرات مستقیمی بر گونه‌ها داشته باشد (Bender *et al*., 1998 ؛Fahrig, 1997) مطالعات متعدد گزارش داده‌اند که تغییر کاربری زمین به‌طور قابل‌توجهی بر غنای گونه‌های بومی (Beckmann *et al*., 2019 ؛Leão-Gomes, and Vasconcelos, 2023؛ Gibson *et al*., 2011؛Newbold *et al*., 2015)، ترکیب گونه‌ها (Newbold *et al*., 2016) و فراوانی گونه‌ها تأثیرگذار است (Gibson *et al*., 2011). همچنین تغییرات کاربری زمین از پوشش جنگلی به زمین‌های زیر کشت ممکن است باعث کاهش ورودی یا بقایای مواد آلی شود که منجر به کاهش حاصلخیزی خاک (Guimarães *et al*., 2013)، افزایش نرخ فرسایش خاک (Biro *et al*., 2013؛ Ma *et al*., 2023)، از دست دادن مواد آلی خاک و مواد مغذی می‌شود (Wang *et al*., 2012). تغییرات در تراکم پوشش زمین و تشدید کشاورزی، سرعت شستشوی مواد آلی و مواد مغذی خاک را تشدید می‌کند و سرعت تخریب زمین را تسریع می‌کند (Zajícová and Chuman, 2019).

در سال‌های گذشته مساحت زیادی از اراضی جنگلی ایران به‌ویژه جنگل‌های زاگرس، تغییر کاربری داده‌اند. در این راستا، پژوهش‌هایی نیز درزمینهٔ تغییر کاربری اراضی و مدیریت بهینه آن‌ها انجام‌شده است. به‌طور مثال، پادیاب و همکاران (۱۳۹۹) رفتار ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در برابر تغییرات کاربری در خلخال را بررسی کرده و نشان دادند که میانگین شن، سیلت، کربن آلی، ازت کل و هدایت الکتریکی از کاربری جنگل، مرتع و زراعی کاهش معنی‌داری یافت. احسانی و همکاران (۱۳۹۸) تأثیر تغییر کاربری جنگل بر ویژگی‌های کیفی خاک و تصاعد دی‌اکسید کربن را بررسی کردند تخریب جنگل و تغییر آن به سایر کاربری‌های اراضی باعث افت شدید و معنی‌دار مشخصه‌های پایداری خاکدانه، محتوی رس و زی‌توده ریز ریشه خاک شد. بازگیر و همکاران (۱۳۹۶) به بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعت و رهاسازی از زراعت بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اکوسیستم جنگل زاگرس پرداختند و نشان دادند که تغییر کاربری اراضی در جنگل‌های زاگرس بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اثرات منفی دارد. حاجی میرزا آقایی و همکاران (۱۴۰۰) اثر توده‌های پهن‌برگ بومی و سوزنی‌برگ غیربومی بر ترکیب و تنوع پوشش‌های کف زیر آشکوب در جنگل سردآبرود مازندران را بررسی کردند و دریافتند که بالاترین تنوع پوشش کف مربوط به جنگل طبیعی بوده و بیشترین مقدار شاخص‌های سیمپسون، شانون‌وینر، کامارگو و اسمیت و ویلسون در منطقه جنگل طبیعی و بیشترین مقدار شاخص مارگالف و منهنیک به جنگل‌کاری با سکویا اختصاص داشت؛ اما بااین‌حال با توجه به تنوع کاربری‌های ایجادشده، هنوز هم اطلاعات بسیار کمی در خصوص تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و به تنوع زیستی گونه‌های کف وجود دارد. ازاین‌رو مطالعه و مقایسه تنوع پوشش علفی کف جنگل و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در کاربری‌های مختلف، می‌تواند اطلاعات مهمی در خصوص هریک از این کاربری‌ها جهت مدیریت بهتر آن‌ها ارائه دهد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در رویشگاه بلوط ایرانی در منطقه لنه واقع در ضلع جنوبی شهر سرابله از توابع شهرستان چرداول در استان ایلام به مساحت ۵۲۵۰ هکتار انجام گرفت. محدوده موردبررسی بین طول جغرافیایی ″۳۳ °۴۶ تا ″۳۴ °۴۶ شرقی و عرض جغرافیایی ″۴۵ °۳۳ تا ″۴۶ °۳۳ شمالی قرارگرفته است. منطقه موردبررسی از یک طبقه ارتفاعی و دارای کاربری‌های جنگل طبیعی بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl)، جنگل

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

دست کاشت سوزنی‌برگ با گونه سرو نقره‌ای (*Cupressus arizonica* Greene)، جنگل دست کاشت پهن‌برگ با گونه ارغوان (*Cercis siliquastrum*)، مرتع، زمین زراعی است. ارتفاع محدوده بین ۱۰۵۰ تا ۱۲۰۵ متر از سطح دریا متغیر است.

به‌منظور انجام این پژوهش، در هر یک از کاربری‌های فوق به‌صورت تصادفی تعداد ۵ قطعه‌نمونه مربعی شکل به ابعاد ۲۰ ×۲۰ متر برداشت شد و در هر یک از قطعه‌نمونه‌های اصلی، چهار قطعه‌نمونه کوچک ۱/۵ در ۱/۵ مترمربعی برای بررسی پوشش علفی استفاده شد. سپس به‌منظور بررسی ویژگی‌های خاک در مرکز هر قطعه‌نمونه یک نمونه ترکیبی از خاک در دو عمق ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتی‌متری تهیه شد.

بافت خاک به روش هیدرومتری (Day, 1965)، وزن مخصوص ظاهری به روش کلوخه (Estefan *et al*., 2013)، شوری خاک (EC) با استفاده از دستگاه هدایت الکتریکی سنج، اسیدی ته خاک (pH) به‌وسیله دستگاه pH متر، پتاسیم قابل‌جذب در محلول استات آمونیـوم و با دستگاه (Bower *et al*., 1952) FlamePhotometry، فسفر به روش Olsen (Homer and Pratt, 1961)، کربن آلی به روش Walkley-Black و میزان نیتروژن خاک به روش کجدال اندازه‌گیری شد (Walkley and Black, 1934؛ Kjeldahl, 1883).

به‌منظور مطالعه تنوع زیستی پوشش علفی از شاخص‌های تنوع شانون وینر، غنای گونه‌ای مارگالف و یکنواختی پایلو استفاده شد (جدول ۱).

جدول ۱: شاخص‌های استفاده‌شده جهت بررسی تنوع زیستی.

شاخص	فرمول	پارامترها
تنوع شانون وینر	$H' = -\sum_{i=1}^{s} piLn(pi)$	H= شاخص تنوع شانون–وینر pi= فراوانی نسبی افراد گونه در نمونه موردنظر i
غنای مارگالف	$R = S - 1/lnN$	R= غنای گونه‌ای, S= تعداد گونه‌ها, ln= لگاریتم طبیعی, N= تعداد افراد
یکنواختی پایلو	$J' = [-\Sigma_{P_i \ln(P_i)}]/lns$	J': یکنواختی پایلو، Pi= فراوانی نسبی هرگونه در نمونه iام

در ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف–اسمیرنوف و همگنی واریانس‌ها با آزمون لون موردبررسی قرار گرفت. تجزیه‌وتحلیل‌های مربوط به مقایسه مشخصه‌های خاک و شاخص‌های تنوع با استفاده از آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه (ANOVA) در نرم‌افزار آماری SPSS نسخه ۲۵ انجام گرفت. همچنین برای مقایسات چندگانه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شد. اثر تغییر کاربری و عمق خاک و روابط متقابل بین آن‌ها با استفاده از آزمون تجزیه واریانس دوطرفه انجام شد.

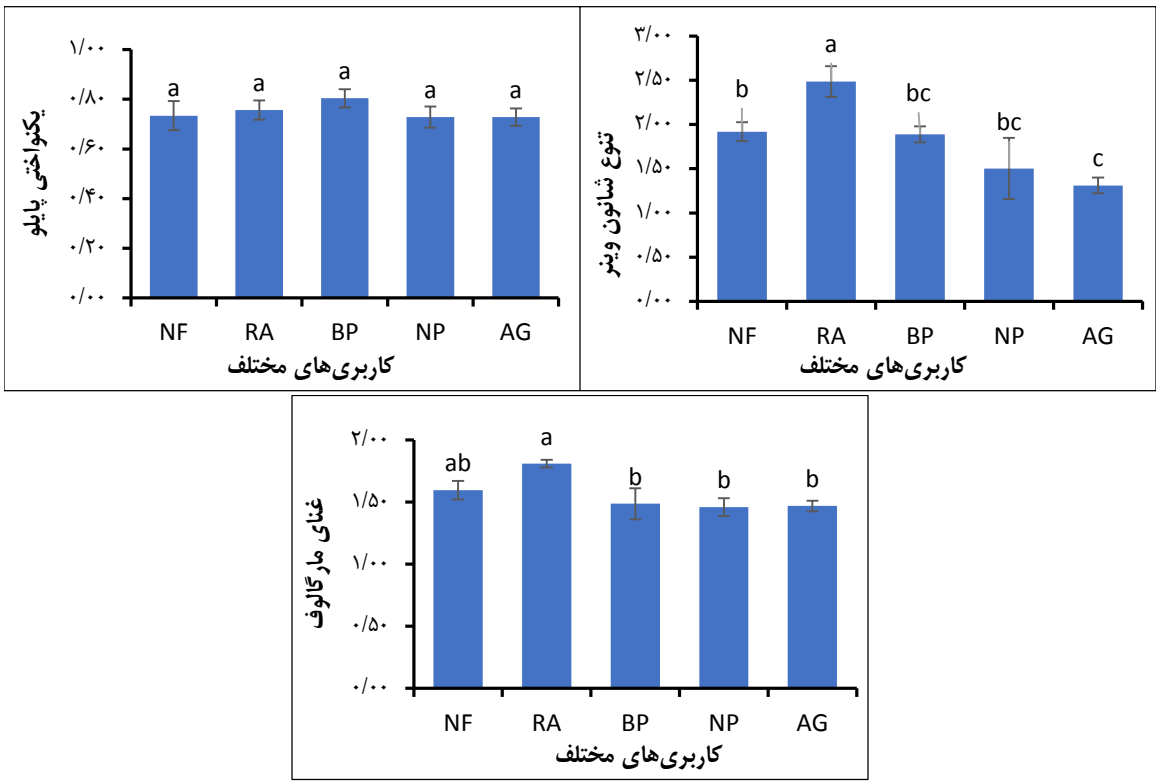
نتایج

تجزیه واریانس مقادیر تنوع زیستی پوشش علفی در کاربری‌های موردبررسی نشان داد که شاخص شانون وینر و غنای مارگالف تفاوت آماری معنی‌داری دارند (جدول ۲). بیشترین مقدار شاخص تنوع شانون وینر و غنای مارگالوف در کاربری مرتع و کمترین مقدار آن در کاربری زراعت مشاهده شد. ازنظر یکنواختی پایلو اختلاف معنی‌داری بین کاربری‌های مختلف مشاهده نشد (شکل ۲).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

جدول ۲: تجزیه واریانس شاخص‌های تنوع پوشش علفی در کاربری‌های موردمطالعه.

شاخص	میانگین مربعات	(F-value)	(p-Value)
شانون وینر	۱/۰۲	۵/۸۱	۰/۰۰۳
غنای مارگالوف	۰/۱۰۹	۳/۶۹	۰/۰۲۱
یکنواختی پایلو	۰/۰۰۵	۰/۵۶۵	۰/۶۹۱



شکل ۲: میانگین شاخص‌های تنوع زیستی علفی در کاربری‌های مختلف.

حروف لاتین مختلف نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد (خطوط عمودی نشان‌دهنده اشتباه معیار می‌باشد). NF: جنگل طبیعی، RA: مرتع، BP: جنگل‌کاری پهن‌برگ،NP: جنگل‌کاری سوزنی‌برگ و AG: زراعت

نتایج نشان داد که تغییر کاربری بر اراضی جنگلی بر پارامترهای وزن مخصوص ظاهری، رس، شن، هدایت الکتریکی، نیتروژن، ماده آلی، فسفر قابل‌دسترس و پتاسیم تبادلی تأثیر معنی‌داری داشته است (جدول ۴). علاوه بر این، پارامترهای هدایت الکتریکی، فسفر قابل‌دسترس، پتاسیم تبادلی، نیتروژن و ماده آلی تفاوت معنی‌داری را بین عمق‌های مختلف نشان دادند. همچنین، اثر متقابل کاربری و عمق خاک بر شن، نیتروژن و فسفر معنی‌دار بود (جدول ۴). بر اساس نتایج آزمون دانکن، وزن مخصوص ظاهری خاک در کاربری زراعی در مقایسه با سایر تیمارها به‌طور معنی‌داری بیشتر بود و مقدار آن با افزایش عمق کاهش یافت (جدول ۳). جنگل‌کاری سوزنی‌برگ بالاترین مقدار شن و رس را داشتند و جنگل طبیعی بالاترین مقدار سیلت را دارا بود (جدول ۳). همچنین در کاربری زراعی و در عمق سطحی خاک نسبت به سایر کاربری‌ها بیشترین میزان هدایت الکتریکی مشاهده شد (جدول ۳). نتایج تجزیه واریانس دوطرفه نشان داد که pH خاک تحت تأثیر کاربری، عمق خاک و اثر متقابل آن‌ها قرار نمی‌گیرد (جدول ۴ و شکل ۳). با توجه به اثر متقابل انواع کاربری با عمق خاک، بیشترین (۷/۴) و کمترین (۶/۸۴) مقادیر واکنش خاک به ترتیب بر روی لایه سطحی (۰-۵ سانتی‌متر) خاک جنگل طبیعی و لایه زیرین (۵-۱۵ سانتی‌متر) خاک جنگل طبیعی به ثبت رسید (جدول ۴).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

میزان ماده آلی و پتاسیم در کاربری جنگل طبیعی در هر دو عمق به‌طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها بود (شکل ۳). علاوه بر این، میزان فسفر در کاربری جنگل طبیعی و جنگل‌کاری پهن‌برگ به‌طور معنی‌داری بیشتر از سایر کاربری‌ها بود. میزان این عنصر با افزایش عمق به‌طور معنی‌داری در همه کاربری‌ها کاهش پیدا کرد (شکل ۳). همچنین نتایج نشان داد که میزان هدایت الکتریکی (EC) در کاربری زراعی و عمق ۱۵-۵ سانتی‌متری بیشترین میزان و در کاربری جنگل طبیعی کمترین میزان است (شکل ۳).

جدول ۳: مشخصات فیزیکی خاک (میانگین± اشتباه معیار) در کاربری‌ها و عمق مختلف.

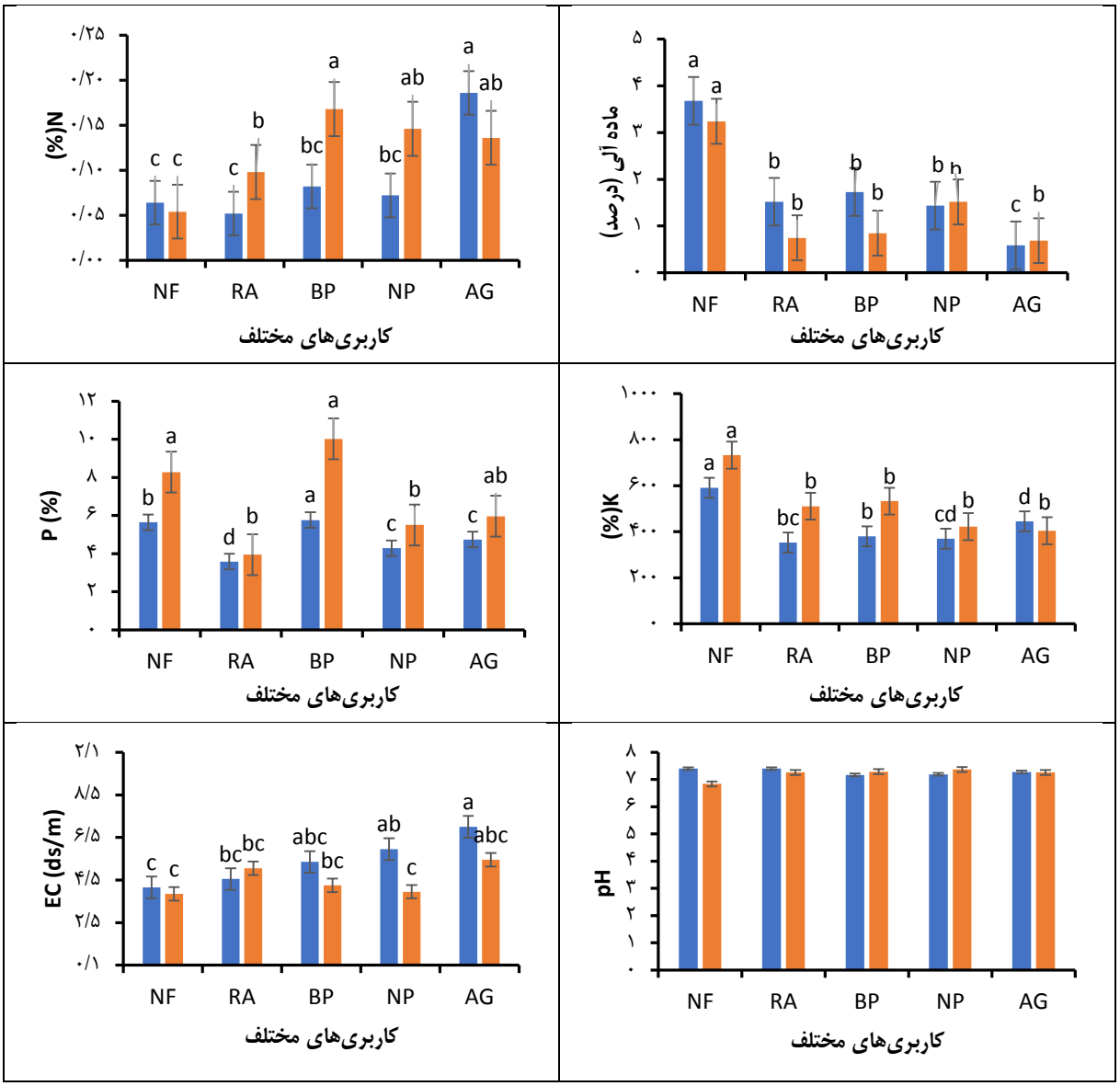
کاربری	عمق خاک سانتیمتر	شن (درصد)	رس (درصد)	سیلت (درصد)	وزن مخصوص ظاهری (گرم بر سانتیمتر مکعب)
جنگل طبیعی	۵-۰	۲۱±۱/۱۴ a	۳۵/۴±۱/۷ a	۴۳/۶±۰/۴ a	۱/۱۳±۰/۰۱ bc
	۱۰-۵	۲۰/۸±۱/۰۱ a	۳۹/۲±۱/۶ bcd	۴۰±۰/۷ ab	۱/۱±۰/۰۱ c
مرتع	۵-۰	۱۷/۲±۰/۸ b	۴۱/۸±۰/۹ ab	۴۱±۰/۸ ab	۱/۱۴±۰/۰۱ bc
	۱۰-۵	۲۱/۲±۰/۷۳ a	۴۴±۱/۴ a	۳۹±۱/۴ ab	۱/۲۲±۰/۰۷ abc
جنگل‌کاری پهن‌برگ	۵-۰	۱۷/۶±۰/۵ b	۳۶/۲±۰/۵ cd	۴۲±۰/۴۴ ab	۱/۰۹±۰/۰۲ c
	۱۰-۵	۱۷±۰/۴۴ b	۴۰±۰/۸۳ abc	۳۸/۸±۰/۵۸ bc	۱/۰۷±۰/۰۴ c
جنگل‌کاری سوزنی‌برگ	۵-۰	۲۱/۸±۰/۳۷ a	۴۴/۶±۱/۲ a	۳۷/۸±۱/۵ c	۱/۱۹±۰/۰۸ bc
	۱۰-۵	۱۷/۶±۰/۵ b	۴۴/۶±۰/۷ a	۳۷/۸±۰/۵ c	۱/۰۹±۰/۰۲ c
زراعت	۵-۰	۱۸/۲±۰/۳۷ b	۴۲/۴±۳/۲ ab	۳۹/۴±۳/۶ ab	۱/۳۹±۰/۱ a
	۱۰-۵	۱۸/۲±۱/۳۷ b	۳۸/۸±۰/۹ bcd	۴۳±۱/۳ ab	۱/۲۹±۰/۰۹ ab

جدول ۴: آنالیز واریانس دوطرفه اثر کاربری و عمق بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک.

منبع تغییرات	کاربری		عمق		کاربری×عمق	
	(F-value)	(p-Value)	(F-value)	(p-Value)	(F-value)	(p-Value)
شن	۸/۷۷۵	۰/۰۰۱**	۰/۲۲۹	۰/۶۳۵ ns	۹/۷۰۲	۰/۱۰۰ns
رس	۹/۲۷۱	۰/۰۰۱**	۱/۸۵۷	۰/۱۸۱ ns	۲/۳۵۵	۰/۰۷۰ ns
سیلت	۲/۳۰۹	۰/۰۷۵ns	۱/۳۲۹	۰/۲۵۶ ns	۲/۱۳۶	۰/۰۹۴ ns
وزن ظاهری	۵/۹۵۵	۰/۰۰۱**	۰/۸۲۸	۰/۳۶۸ ns	۰/۸۲۲	۰/ ۵۱۹ns
pH	۰/۳۰۴	۰/۸۷۳ns	۰/۳۷۶	۰/ ۵۴۳ns	۱/۳۷۰	۰/۲۶۱ ns
هدایت الکتریکی	۴/۲۰۲	۰/۰۰۶**	۶/۴۲۸	۰/۰۱۵*	۱/۵۹۱	۰/۱۹۶ ns
ماده آلی	۲۸/۱	۰/۰۰۱**	۴/۹	۰/۰۳۳*	۰/۹۶	۰/۴۳۷ ns
فسفر	۲۵/۷۳۸	۰/۰۰۱**	۴۸/۳۸۹	۰/۰۰۱**	۷/۱۲۴	۰/۰۰۱**
پتاسیم	۹/۲۷۳	۰/۰۰۱**	۱۰/۵۷۷	۰/۰۰۲**	۰/۳۸۸	۰/۸۱۶ ns
نیتروژن	۱۶۴/۸۶۳	۰/۰۰۱**	۱۷۱/۸۴۸	۰/۰۰۱**	۳۹/۰۷۱	۰/۰۰۱**

**، * و ns: ترتیب بیانگر اثر معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، ۵ درصد و عدم اختلاف معنی‌دار است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]



شکل ۳: میانگین K، P، N و ماده آلی در کاربری‌های مختلف.

حروف لاتین مختلف نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار می‌باشد. NF: جنگل طبیعی، RA: مرتع، BP: جنگل‌کاری پهن‌برگ NP: جنگل‌کاری سوزنی‌برگ و AG: زراعت. ستون سیاه‌وسفید به ترتیب بیانگر عمق ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتیمتر است.

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج تحقیق نشان داد که شاخص‌های تنوع و غنای پوشش علفی در کاربری مرتع بیشترین و در کاربری‌های زراعی و جنگل‌کاری‌ها کمترین میزان است. به‌عبارت‌دیگر تنوع زیستی گونه‌های علفی در کاربری‌های طبیعی به‌طور معنی‌داری بیشتر از کاربری‌های مصنوعی بوده است. پوشش علفی کف بخش مهمی از بوم‌سازگان‌های طبیعی بوده که به‌سرعت تحت تأثیر شرایط محیطی اطراف خود قرار می‌گیرند (Mosaffaei *et al.*, 2020). به‌عبارت‌دیگر تخریب اکوسیستم و تغییر کاربری آن، با تغییر بر شرایط محیطی سبب کاهش تنوع زیستی گونه‌های علفی می‌گردد. در این راستا، نداف فرد و همکاران (۱۴۰۰) در تحقیق خود به این نتیجه رسیدند که تنوع زیستی گونه‌های علفی تحت تأثیر تخریب جنگل قرارگرفته

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

و میزان آن در جنگل‌های طبیعی بیشتر است. همچنین اصغری آغوز گله و همکاران (۱۴۰۰) با بررسی تأثیر جنگل‌کاری بر پوشش علفی کف نشان دادند که شاخص‌های تنوع و غنا در توده طبیعی نسبت به توده‌های جنگل‌کاری شده سوزنی‌برگ بود. در کاربری مرتع به جهت عدم وجود لایه پوشش درختی، نور بیشتری به زمین رسیده درنتیجه گونه‌های علفی بیشتری فرصت رشد پیدا می‌کنند و تنوع زیستی در آن افزایش پیدا می‌کند (Woziwoda and Kopec, 2014.) افزایش تنوع زیستی گونه‌های علفی در جنگل‌های زاگرس در اثر دریافت نور و دمای بیشتر در دامنه‌های جنوبی نسبت به دامنه‌های شمالی در تحقیق میرزایی (۱۳۹۰) نیز مشاهده‌شده است.

ازنظر میزان pH اختلاف معنی‌داری بین کاربری مختلف مشاهده نشد. ازآنجایی‌که pH خاک در تمام منطقه تقریباً یکسان رنجی بین ۷ تا ۷/۵ داشت، می‌توان گفت که سنگ مادری منطقه که آهکی است، تعیین‌کننده میزان pH است. علاوه بر این عوامل محیطی دیگری نظیر بارندگی (مهرانی و همکاران، ۱۳۸۸) و دما نیز به‌عنوان عوامل مهم تأثیرگذار بر pH معرفی‌شده است که در این منطقه این پارامترها یکسان می‌باشند. عدم‌تغییر pH در اثر تغییر کاربری در مطالعات نیک نهاد و مارامایی (۱۳۹۰) نیز مشاهده شد. درحالی‌که وزن مخصوص ظاهری تحت تأثیر تغییر کاربری قرار گرفت و در کاربری زراعی بیشترین میزان را داشت. فشردگی لایه‌های خاک و تخریب ساختمان خاک در اثر استفاده از ماشین‌آلات کشاورزی سبب لخت شدن و فشردگی خاک سطحی، مسدود شدن خلل و فرج و افزایش وزن مخصوص می‌گردد (مهرانی و همکاران، ۱۳۸۸). علاوه بر این کاهش مواد آلی خاک که در کاربری زراعی مشاهده شد، سبب کاهش ثبات و پایداری خاکدانه‌ها شده و با کاهش تخلخل خاک، وزن مخصوص ظاهری افزایش پیدا می‌کند (نیک نهاد و مارامایی، ۱۳۹۰). علاوه بر این هدایت الکتریکی در خاک زارعی بیشتر از سایر کاربری‌ها بود، هدایت الکتریکی خاک نمایانگر میزان املاح هادی محلول در خاک می‌باشد. عملیات زراعی مانند شخم زدن با در معرض نور قرار دادن خاکدانه‌ها سبب افزایش تبخیر و درنتیجه افرایش میزان املاح خاک می‌شوند. در این راستا حاج عباسی و همکاران (۱۳۸۶) نیز بامطالعه تأثیر تغییر کاربری اراضی مرتعی به زراعی در خاک‌های جنوب و جنوب غربی اصفهان به نتایج مشابهی دست یافتند. بیشترین میزان ماده آلی در کاربری جنگل طبیعی مشاهده شد و در اثر تغییر کاربری میزان آن به‌شدت کاهش‌یافته است. تغییر کاربری سبب به هم خوردن خاک سطحی و درنتیجه تسریع تجزیه مواد آلی، افزایش فرسایش خاک و هدر رفت مواد آلی می‌گردد (Aguilar and Kelly, 1998؛ Ma *et al*., 2023). به عبارتی، در اثر تبدیل اراضی جنگلی به زمین‌های کشاورزی، کشت و کار و شخم زمین، موجب افزایش هوا دیدگی خاک شده و این امر، سرعت تجزیه ماده آلی را بیشتر می‌کند (Zaman *et al*., 2011)، همچنین عملیات شخم، موجب خرد شدن خاکدانه‌ها و در معرض تجزیه قرار گرفتن مواد آلی می‌شود (Khormali and Shamsi, 2011؛ Chen *et al*., 2023). علاوه براین، اغلب ماده آلی تولیدشده در زمین زراعی، با برداشت محصول از زمین خارج می‌شود (ذوالفقاری و حاج عباسی، ۱۳۸۹). علاوه بر این، کاهش مقدار مواد آلی در خاک کاربری مرتعی می‌تواند ناشی از چرای دام‌ها و درنتیجه کاهش میزان لاش برگ دانست (حیدریان آقاخانی و همکاران، ۱۳۸۹). همچنین میزان فسفر در جنگل‌کاری پهن‌برگ و جنگل طبیعی به‌ویژه در عمق سطحی بیشتر از سایر کاربری‌ها بود. میزان فسفر خاک در کاربری جنگل‌کاری پهن‌برگ و جنگل طبیعی بلوط به‌ویژه در عمق سطحی بیشتر بود. میزان فسفر خاک با نوع پوشش گیاهی آن مرتبط می‌باشد. به‌عنوان‌مثال، به دلیل تفاوت‌های بیولوژیکی در گونه‌های درختی، غلظت فسفر در برگ گونه‌های پهن‌برگ برگ‌ریز بیشتر از گونه‌های سوزنی‌برگ همیشه‌سبز است (Zeng *et al*., 2014). بررسی اثر تغییر کاربری اراضی بر میزان فسفر نشان داد که در کاربری کشاورزی میزان فسفر کمتر است (Meng *et al*., 2008). بر اساس یافته‌های تحقیق حاضر مقدار پتاسیم قابل‌دسترس خاک به‌طور معنی‌داری در منطقه حفاظت‌شده بیشتر بود. علاوه بر این، گونه‌های درختی دینامیک جذب و انتقال فسفر را از طریق میکروارگانیسم‌ها به‌ویژه قارچ‌های میکوریز تحت تأثیر قرار می‌دهند؛ بنابراین مطالعه این میکروارگانیسم‌ها جهت بررسی تفاوت در میزان فسفر کاربری‌ها پیشنهاد می‌گردد. نتایج تحقیق همچنین نشان داد که نوع کاربری زمین و عمق خاک و همچنین تأثیر متقابل آن‌ها بر میزان نیتروژن معنی‌دار است. بیشترین مقدار نیتروژن مربوط به کاربری زراعت بود که احتمالاً به جهت استفاده کشاورزان از کودهای نیتراته باشد. مقدار بالای نیتروژن کل در زیرخاک به دلیل حرکت آن از سطح خاک به اعماق پایین‌تر به‌ویژه در شکل غیر آلی است (Kunlanit *et al*., 2020). بیشترین میزان پتاسیم در خاک جنگل طبیعی مشاهده شد. مواد آلی بیشتر این کاربری در مقایسه با کاربری‌های

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

دیگر، تأثیر زیادی بر میزان پتاسیم آن دارد. بالابود میزان پتاسیم در کاربری جنگلی نسبت به کاربری زراعی ناشی از فرآیند آبشویی پتاسیم از برگ درختان بلوط هنگام وقوع تاج بارش و نیز افزایش ترشح اسیدهای آلی و پروتون توسط ریشه گیاهان می‌تواند باشد که منجر به آزادسازی بیشتر پتاسیم قابل‌جذب از کانی‌های حاوی پتاسیم می‌شود (بازگیر و همکاران، ۱۳۹۹).

به‌طورکلی نتایج این تحقیق نشان داد که تغییر کاربری اراضی جنگلی بر ویژگی‌های خاک و تنوع زیستی گونه‌های گیاهی تأثیرگذار است. به‌طوری‌که کاربری‌های طبیعی (جنگل طبیعی و مرتع) نسبت به کاربری‌های زراعی (جنگل‌کاری‌ها و زراعت) از تنوع زیستی بیشتری برخوردار بوده و خاک آن‌ها ازنظر مواد آلی و حاصلخیزی غنی‌تر است؛ اما ازآنجاکه تغییر کاربری در برخی مناطق به‌ویژه جنگل‌های زاگرس اجتناب‌ناپذیر است، پیشنهاد می‌گردد در مناطق تخریب یافته با قرق جنگل‌ها و مراتع، به حفظ و بهبود تنوع زیستی کمک کرد. همچنین در صورت احیاء، جنگل‌کاری با گونه‌های پهن‌برگ بومی پیشنهاد می‌گردد.

منابع

احسانی، س.، کوچ، ی. و اکبری نیا، م.، ۱۳۹۸. تأثیر تغییر کاربری جنگل بر ویژگی‌های کیفی خاک و تصاعد دی‌اکسید کربن. تحقیقات آب‌وخاک ایران، ۵۰(۵): صفحات ۱۰۶۳-۱۰۷۲.

اصغری آغوزگله.، خ.، جلیلوند، ح. و اسدی، ح.، ۱۴۰۰. اثر جنگل‌کاری بر برخی مشخصه‌های خاک و پوشش علفی کف جنگل کُلِت در استان مازندران. نشریه پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل، ۲۸ (۴): صفحات ۲۵-۴۳.

بازگیر، م.، حیدری، م.، زینلی، ن.، کهزادیان، م.، ۱۳۹۹. تأثیر تغییر کاربری اراضی از جنگل به زراعت و رهاسازی از زراعت بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اکوسیستم جنگل زاگرس (مطالعه موردی: پارک جنگلی چغاسبز، استان ایلام. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۲۲(۱): صفحات ۲۰۱-۲۱۴.

پادیاب، ج.، عباسی کلو، آ. و کیوان بهجو، ف.، ۱۳۹۸. رفتار ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در برابر تغییر کاربری جنگل (مطالعه موردی: شهرستان خلخال در استان اردبیل). پژوهش‌های فرسایش محیطی، ۹(۴): صفحات ۱۷-۳۴.

حاج عباسی، م.، بسالت پور، الف. و مللی، الف.، ۱۳۸۶. اثر تبدیل مراتع به اراضی کشاورزی بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های جنوب و جنوب غربی اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۱۱ (۴۲): صفحات ۵۳۴-۵۲۵.

حاجی میرزا آقایی، س.، جلیلوند، ح.، حجتی، س. و کوچ، ی.، ۱۴۰۰. اثر توده‌های پهن‌برگ بومی و سوزنی‌برگ غیربومی بر ترکیب و تنوع پوشش‌های کف زیر آشکوب در جنگل سردآبرود مازندران. مجله پژوهش‌های گیاهی (علمی)، ۳۴(۱): صفحات ۱۹۵-۲۰۸.

حیدریان آقاخانی، نقی پوربرج، ع.، توکلی، ح.، ۱۳۸۹. بررسی اثر شدت چرای دام بر پوشش گیاهی و خاک در مراتع سیساب بجنورد. تحقیقات مرتع و بیابان ایران. ۱۷ (۲): صفحات ۲۵۵-۲۴۳.

ذوالفقاری، ع. م. ع. و حاجعباسی، م. ع.، ۱۳۸۹. تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات فیزیکی و آب‌گریزی خاک در مرتع فریدون‌شهر و جنگل‌های لردگان. مجله آب‌وخاک،۲۲(۲): ۸۲-۷۸.

مهرانی، آ.، ریاضی، ب.، جوادی، س. ا. و شهیدی همدانی، خ.، ۱۳۹۳. ارزیابی اثرات کاربری اراضی در دشت گمیشان (با تکیه بر خصوصیات خاک). فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۱۶(۱): صفحات ۲۹۵-۳۰۷.

میرزایی، ج.، ۱۳۹۰. تاثیر گرادیان‌های محیط بر شاخص‌های تنوع زیستی گونه‌های گیاهی در جنگل‌های زاگرس. کنگره ملی ذخایر ژنتیکی و زیستی. تهران.

نداف فرد، ل.، رمضانی، م.، حق وردی، ک.، خراسانی، ن. و حمصی، ا.ه.، ۱۴۰۰. ترکیب و تنوع زیستی گیاهان زیر آشکوب در توده‌های جنگلی طبیعی و دست کاشت کلاراباد چالوس. نشریه محیط‌زیست طبیعی، ۷۴(۱): صفحات ۱۸۱-۱۹۳.

نیک‌نهاد ، ح. و مارامایی، م.، ۱۳۹۰. مطالعه اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات خاک (مطالعه موردی: حوضه آبخیزکچیک). مجله مدیریت خاک و تولید پایدار. ۱(۲): صفحات ۹۶-۸۱.

Aguilar, R. and Kelly, E. F., 1 998. Effects of cultivation of soils in northern Great Plains rangeland. Soil Science Society of America Journal, 52: 1081-1085.

Beckmann, M., Gerstner, K., Akin-Fajiye, M., Ceauşu, S., Kambach, S.,Kinlock, N. L., Phillips, H. R. P., Verhagen, W., Gurevitch, J., Klotz, S., Newbold, T., Verburg, P. H., Winter, M. and Seppelt, R.,

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

2019. Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis.Global Change Biology, 25(6): 1941–1956.

Bender, D. J., Contreras, T. A. and Fahrig, L., 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. Ecology, 79 (2): 517.

Biro, K., Pradhan, B., Buchroithner, M. and Makeschin, F., 2013. Land use/land cover change analysis and its impact on soil properties in the northern part of Gadarif region, Sudan. Land Degrad Dev, 24: 90-102.

Bower, C. A., Reitemeier, R. F. and Fireman, M., 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Science, 73: 251–262.

Castellanos, A. E., Martinez, M. J., Llano, J. M., Halvorson, W. L., Espiricueta, M. and Espejel, I., 2005. Successional trends in Sonoran Desert abandoned agricultural fields in northern Mexico. Journal of Arid Environments, 60(3): 437-455.

Chen, C., Zhao, G., Zhang, Y., Bai, Y., Tian, P., Mu, X. and Tian, X., 2023. Linkages between soil erosion and long-term changes of landscape pattern in a small watershed on the Chinese Loess Plateau. Catena, 220, 106659.

Davison, C. W., Rahbek, C. and Morueta-Holme, N., 2021. Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. Global Change Biology, 27(21): 5414-5429.

Day, P. R., 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. Methods Soil Anal. Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling, 9: 545–567.

Estefan, G., Sommer, R. and Ryan, J., 2013. Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North Africa region. 3rdeds. ICARDA (International Center for Agricultural Research in the Dry Areas) Box 114/5055, Beirut, Lebanon. 244 pp.

Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction, Journal of Wildlife Management, 61(3):603-610.

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E. and Sodhi, N. S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature, 478(7369): 378–381.

Guimarães, D. V., Gonzaga, M. I. S., da Silva, T. O., da Silva, T. L., da Silva Dias, N. and Matias, M. I. S., 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. Soil and Tillage Research, 126: 177-182.

Gurgel, A. C., Reilly, J. and Blanc, E., 2021. Agriculture and forest land use change in the continental United States: Are there tipping points? Iscience, 24(7): 102772.

Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, M.C., Mosnier, A., Thornton, P.K., Böttcher, H. and Conant, R. T., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. Proc. Natl. Acad. Sci. U S A, 111: 3709–3714.

Homer, C. D. and Pratt, P. F., 1961. Methods of Analysis for Soils, Plants and Waters. University of California, Agricultural Sciences Publications, Berkeley, CA, pp. 309.

Humpenöder, F., Popp, A., Bodirsky, B. L., Weindl, I., Biewald, A., Lotze-Campen, H. and Stevanovic, M., 2018. Large-scale bioenergy production: how to resolve sustainability trade-offs?. Environmental Research Letters, 13(2): 024011.

IPBES., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In S. Díaz, J.Settele, E. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P.Balvanera, K. Brauman, S. Butchart, K. Chan, L. Garibaldi, K. Ichii,J. Liu, S. M. Subramanian, G. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D.Obura, & C. Zayas (Eds.). IPBES Secretariat.

Khormali, F. and Shamsi, S., 2011. Micromorphology and quality attributes of the loess derived soils affected by land use change: A case study in Ghapan watershed, Northern Iran, Journal of Mountain Science, 6(2): 197-204.

Kjeldahl, J., 1883. Neue methode zur bestimmung des stickstoffs in organischen körpern.Fresenius J. Anal. Chem. 22: 366–382.

Krebs, C. J., 1999. Ecological Methodology. Addison-Wesley Educational Publishers, Inc., Menlo Park.

Kunlanit, B., Khwanchum, L., Bunphan, D. and Vityakon, P., 2020. Effect of land–use changes on nitrogen distribution in soil profile in northeast Thailand, Science and Technology Asia, 25(4): 150-162.

Leão-Gomes, B. and Vasconcelos, H. L., 2023. Land-use changes in a neotropical biodiversity hotspot and its effects on Euglossini bees. Journal of Insect Conservation, 27(1): 87-96.

Liu, J., Coomes, D.A., Gibson,L., Hu,G., Liu, J.,Y. Luo,Y., Wu, C. and Yu, M., 2019. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity, Biological Reviews, 94(5):1636-1657.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]

Ma, S., Wang, L. J., Wang, H. Y., Zhao, Y. G. and Jiang, J., 2023. Impacts of land use/land cover and soil property changes on soil erosion in the black soil region, China. Journal of Environmental Management, 328, 117024.

Meng, Q., Fu, B., Tang, X. and Ren, H., 2008. Effect of land use on phosphorus loss in the hilly area of the Loess Plateau, China. Environmental Monitoring and Assessment, 139:195-204.

Mosaffaei, Z., Jahani, A., Chahouki, M. A. Z., Goshtasb, H., Etemad, V. and Saffariha, M., 2020. Soil texture and plant degradation predictive model (STPDPM) in national parks using artificial neural network (ANN). Modeling Earth Systems and Environment, 6(2): 715-729.

Nelson, G. C., Van Der Mensbrugghe, D., Ahammad, H., Blanc, E., Calvin, K., Hasegawa, T. and Willenbockel, D. 2014. Agriculture and climate change in global scenarios: why don't the models agree. Agricultural Economics, 45(1): 85-101.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A. and Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520(7545): 45-50.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Gray, C. L., Scharlemann, J. P. and Purvis, A., 2016. Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. Ecography, 39(12): 1151-1163.

Oliver, T. H. and Morecroft, M. D., 2014. Interactions between climate change and land use change on biodiversity: Attribution problems, risks, and opportunities, Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, 5(3): 317–335.

Padiab, J., Abbasi-Kalo, A. and Keivan-Behju, F., 2020. Behavior of Soil Physical and Chemical Properties against Forest landuse Change (Case Study: Khalkhal County, Ardabil Province), E.E.R, 9 (4): 17-34.

Peet, R. K., 1974. The measurement of species diversity, Annual Review of Ecology and Systematic, 285-307.

Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L. and Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within environmental limits. Nature, 562(7728): 519-525.

Stehfest, E., van Zeist, W. J., Valin, H., Havlik, P., Popp, A., Kyle, P., Tabeau, A., Mason-D'Croz, D., Hasegawa, T. and Bodirsky, B. L., 2019. Key determinants of global land-use projections. Nature communications, 10(1): 1-10.

Tiwari, S., Singh, C., Boudh, S., Rai, P. K., Gupta, V. K. and Singh, J. S., 2019. Land use change: A key ecological disturbance declines soil microbial biomass in dry tropical uplands. Journal of environmental management, 242: 1-10.

Villoria, N. B., 2019. Technology spillovers and land use change: empirical evidence from global agriculture, American Journal of Agricultural Economics, 101(3): 870–893.

Walkley, A. and Black, I. A., 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37(1): 29-37.

Wang, B., Xue, S., Liu, G. B., Zhang, G., Li, G. and Ren, Z., 2012. Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. Catena, 92: 186-195.

Woziwoda, B. and Kopec, D., 2014. Afforestation or natural succession? Looking for the best way to manage abandoned cut-over peat lands for biodiversity conservation, Ecological Engineering, 63: 143-152.

Zajícová. K. and Chuman, T., 2019. Effect of land use on soil chemical properties after 190 years of forest to agricultural land conversion, Soil and Water Research, 14(3): 121-131.

Zaman, M. A., Osman, K. T. and Sirajul Haque, S., 2011. Comparative study of some soil properties in forested and deforested areas in Cox´ s Rangmati Districts, Bangladesh. Journal of Forestry Research 21(3): 319-322.

Zhang, C., Chen, L. and Jiang, J., 2014. Vertical root distribution and root cohesion of typical tree species on the Loess Plateau, China. Journal of Arid Land, 6(5): 601–611.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-12]