دو فصلنامه

نشریه علمی

مدیریت اراضی

شاپا ۶۲۰۵-۲۳۴۵

جلد۱۲/ شماره ۲/ سال ۱۴۰۳

عنوان | صفحه

تعیین دامنه تغییر کاربری اراضی استان البرز با استفاده از داده‌های راداری و نوری سنتینل در سامانه گوگل ارث انجین..... ۸۹
رسول خوارزمی ، زهرا محمداسماعیل و منصور چترنور

اثر نوع پوشش‌های گیاهی مختلف بر اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک (مطالعه موردی: زیست‌بوم‌های کوهستانی نوشهر، استان مازندران).....۱۰۳
یحیی کوچ، محمود توکلی و کاظم نورمحمدی

شناسایی و رتبه‌بندی عوامل مؤثر بر تغییر کاربری باغ‌های چای ایران (مورد مطالعه: منطقه لاکان، شهرستان رشت).....۱۲۹
سید جواد امیرکیایی، محمد کاوسی کلاشمی و رضا اسفنجاری کناری

پایش تغییرات کاربری اراضی حریم و بستر رودخانه قشلاق با استفاده از تکنیک‌های سنجش از دور و تأثیر آن بر روی سیلاب.....۱۴۹
نساء شایانی، حسین شفیع‌زاده مقدم و مسعود مینائی

برآورد تغییرات سطح جنگل‌های هیرکانی جنوب دریای کاسپین با ترکیب داده‌های سنجش‌ازدور و روش‌های یادگیری ماشین.....۱۶۹
مهدی افراز، داوود عمرزاده، مبین افتخاری، مصطفی یعقوب‌زاده و علی حاجی‌الیاسی

مروری بر شیوه‌های ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک؛ مبانی، رویکردها و روش‌شناسی عملیاتی.....۱۸۷
حیدر غفاری، یحیی پرویزی و محمود عرب‌خدری

تأثیر مدیریت تلفیقی تغذیه گیاهی بر برخی صفات کمی گندم دیم در شرایط مزرعه‌ای ۲۰۹
عزیز مجیدی و رامین حمیدی خسرقی

http://lmj.areo.ir

نشریه علمی مدیریت اراضی

صاحب امتیاز: مؤسسه تحقیقات خاک و آب

جلد ۱۲ شماره (۲)

سال ۱۴۰۳

مدیر مسؤول: **دکتر هادی اسدی رحمانی** — **رئیس مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

سردبیر: **دکتر حسین بشارتی** — **استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

اعضاء هیأت تحریریه (به ترتیب حروف الفبا):

دکتر حسین اسدی	**استاد پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر حسین بشارتی	**استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر محمدرضا بلالی	**استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر حسینعلی بهرامی	**استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس**
دکتر محمدعلی حاج عباسی	**استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان**
دکتر محمدحسن روزی طلب	**استاد سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی**
دکتر سعید سعادت	**دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر محمدرضا شاهپسند	**دانشیار مرکز آموزش عالی امام خمینی (ره)**
دکتر ناصر علی اصغرزاد	**استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز**
دکتر منوچهر گرجی	**استاد پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر محمدحسین محمدی	**دانشیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر عزیز مومنی	**دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

مدیر داخلی: **دکتر فرهاد مشیری**

ویراستار انگلیسی: **دکتر عزت‌اله روستازاده**

صفحه آرایی: **مهندس فاطمه آقاجانی**

تعداد انتشار در سال: **دو شماره**

پایگاه الکترونیکی نشریه مدیریت اراضی: http://lmj.areo.ir

آدرس پایگاه الکترونیکی مجله: http://lmj@areo.ir

آدرس الکترونیکی مجله:jolm9297@gmail.com

این نشریه در پایگاه‌های علمی زیر نمایه می شود:

پایگاه استنادی علوم جهان اسلام (ISC): www.isc.gov.ir

پایگاه سیویلیکا:https://civilica.com

پایگاه بانک اطلاعات نشریات کشور (Magiran): https://www.magiran.com

آدرس: کرج - میدان استاندارد، جاده مشکین دشت، بعد از رزکان نو، بلوار امام خمینی - کد پستی ۳۱۷۷۹۹۳۵۴۵

تلفن و نمابر: ۳۶۲۲۰۱۶۰ (۰۲۶)

بسم الله الرحمن الرحيم

راهنمای نگارش مقاله برای چاپ در مجله مدیریت اراضی

با عنایت به اهمیت انتشار یافته های پژوهشی، انتقال و گسترش رهیافت‌های علمی برای حل مسائل و لزوم انتشار و معرفی دیدگاه‌ها، نظریات و فن‌آوریهای نوین در مدیریت اراضی، موسسه تحقیقات خاک و آب بر آن شد تا نسبت به انتشار مجله علمی مدیریت اراضی به عنوان اولین مجله تخصصی در حوزه علم مدیریت اراضی اهتمام ورزیده و سطح آگاهی‌ها و دانش موجود را در این زمینه ارتقاء بخشد، تا جامعه علمی و کارشناسان حوزه کشاورزی ومنابع طبیعی با مفاهیم جدید علمی در زمینه مدیریت اراضی آشنا گردند.

مجله مدیریت اراضی، مجله ای علمی- تخصصی است که با هدف انتشار یافته های تحقیقاتی، معرفی، ترویج و بسط آگاهی‌های علمی و ارتقاء سطح دانش در بین جامعه علمی مربوطه منتشر می شود، لذا مقالات پژوهشی، کاربردی، ترویجی، گردآوری، علمی مروری، ترجمه‌ای، روش شناسی، تحلیلی و انتقادی در زمینه‌های زیر و با هدف اشاعه دانش و ارتقاء سطح آگاهی مخاطبان مشروط بر این که براساس مبانی علمی نگاشته شده و با نگرشی عالمانه به مسائل مدیریت اراضی پرداخته باشند در این مجله قابل پذیرش خواهند بود.

- مدیریت حاصلخیزی خاک
- مدیریت آب در اراضی کشاورزی
- مدیریت اراضی در حوزه آبخیز
- مباحث اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در مدیریت اراضی
- مدیریت اراضی و محیط زیست
- نقش قوانین و مقررات در مدیریت اراضی
- مدیریت بهره‌برداری پایدار از اراضی
- نقش ویژگیهای خاک در مدیریت اراضی

شرایط پذیرش مقاله

مقاله می‌بایست حاوی موضوعی تازه بوده و قبلا در هیچ یک از نشریات فارسی زبان و در مجلات لاتین با همین عنوان و محتوا منتشر نشده باشد و یا همزمان برای مجله دیگر فرستاده نشده باشد. مقالاتی که خلاصه آنها در مجامع علمی داخلی و خارجی ارائه و چاپ شده باشد با افزودن مطالب جدید و تبدیل به مقاله کامل قابل بررسی خواهند بود. دفتر مجله در ویراستاری، چاپ و یا عدم چاپ مقالات آزاد است. مسئولیت صحت مطالب بر عهده نگارنده/گان می‌باشد. مقاله باید به زبان فارسی روان و عاری از غلط های نگارشی باشد. از آوردن واژه‌های بیگانه که معادل فارسی دارند جدا پرهیز گردد. گواهی پذیرش مقاله فقط پس از اتمام مراحل ویراستاری، تایید داور نهایی و تصویب هیات تحریریه صادر و مراتب با درج شماره جلد به اطلاع نگارنده/گان خواهد رسید. مقالات ارسالی به دفتر مجله پس از طی مراحل داوری مسترد نمی‌شود.

نامه درخواست و تعهد نامه

ارسال نامه درخواست بررسی مقاله خطاب به سردبیر مجله با امضای نویسنده مسئول مقاله ضروری است. در فرم تعهدنامه، لازم است نویسندگان نسبت به امضای آن اقدام نمایند. فرم تعهد نامه از وبگاه مجله (http://lmj.areo.ir) قابل دریافت می‌باشد. تصویر الکترونیک نامه درخواست و فرم تعهد نامه تکمیل شده در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی

نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگزاری می‌باشد.

برگ شناسه

برگ شناسه مقاله در یک صفحه مجزا به دو زبان فارسی و انگلیسی شامل عنوان مقاله، نام و نام خانوادگی نگارنده/گان، موقعیت شغلی نگارنده/گان، نام دانشگاه یا مؤسسه پژوهشی که نگارنده/گان در آن اشتغال دارند، نشانی کامل نگارنده/گان، پست الکترونیکی همه نویسندگان و نام و مشخصات نگارنده مسئول می باشد. برگ شناسه مقاله در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگزاری می‌باشد.

نحوه ارسال مقاله

پیشنهاد چاپ مقالات در این مجله به صورت الکترونیکی بوده و در وبگاه مجله به آدرس http://lmj.areo.ir اطلاعات لازم آمده است.

برای ارسال مقاله به صورت الکترونیکی، مراحل زیر لازم است:

- پرکردن فرم ثبت نام و ورود به وبگاه با نام کاربری اختصاصی
- ورود به صفحه شخصی (در بالای صفحه)
- پر کردن فرم ارسال مقاله و اطلاعات و مشخصات مربوط
- بررسی مقاله در صفحه شخصی و افزودن ضمایم و اطلاعات مرتبط
- تأیید نهایی مقاله برای آغاز بررسی آن

راهنمای تهیه مقالات

مقاله حداکثر در ۱۵ صفحه A4 با فاصله خطوط ۱/۵ و حاشیه‌های ۳ سانتی متر از هر طرف و به صورت تک ستونی تایپ شود.

نوع قلم فارسی و انگلیسی و اندازه آنها مطابق جدول (۱) استفاده شود.

پیش از نقطه (.) و کاما (،) گذاشتن فاصله لازم نیست، لیکن پس از آنها، یک فاصله لازم است.

اصول نگارش زبان فارسی به طور کامل رعایت شده و از به کاربردن اصطلاحات انگلیسی که معادل فارسی آنها در فرهنگستان زبان فارسی تعریف شده‌اند، حتی‌الامکان پرهیز گردد.

جدول ۱- نوع و اندازه قلم بخش های مختلف مقاله

موقعیت استفاده	نام قلم	اندازه قلم
عنوان مقاله	B Lotus پر رنگ	14
متن مقاله	B Lotus	12
عناوین بخش های مقاله	B Lotus پر رنگ	12
نام مؤلفان	B Lotus پر رنگ	12
کلمه چکیده و کلمات کلیدی	B Lotus پر رنگ	12
عناوین جداول و اشکال	B Lotus پر رنگ	11
متن جداول و شکل ها و منابع	B Lotus	11
متن انگلیسی	Times New Roman	یک واحد کمتر از اندازهٔ فارسی در هر موقعیت

نویسنده(گان) موظف هستند حداکثر ۱۵ روز پس از دریافت نظرات داوران اصلاحات لازم و یا پاسخ را ارسال نمایند. ضمناً ارسال چکیده لاتین مقاله به همراه مقاله الزامی است.

ارسال نامه درخواست چاپ مقاله در مجله علمی "مدیریت اراضی" به همراه فرم تعهدنامه الزامی است.

کلیه مقالات پس از دریافت اعلام وصول گردیده و جهت ارزیابی برای داوران مجله ارسال خواهد شد و پس از اتخاذ رأی داوران و تأیید هیئت تحریریه، مقاله در نوبت چاپ قرار خواهد گرفت

مقالات باید شامل عنوان، چکیده فارسی و انگلیسی (حداکثر تا ۳۰۰ کلمه)، واژه های کلیدی، مقدمه، مواد و روش ها،نتایج و بحث، نتیجه‌گیری، پیشنهادها، تشکر و قدردانی (در صورت نیاز) و فهرست منابع باشد. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله قسمت‌های مواد و روش‌ها و همچنین نتایج و بحث می‌تواندحذف گردد. در این شرایط نگارش سایر قسمت‌های مقاله الزامی است.

عنوان مقاله

عنوان مقاله باید روان،گویا، مختصر، مفید و جذاب بوده و در برگیرنده محتوای موضوع مقاله باشد. عنوان مقاله نباید بیش از ۲۰ کلمه باشد. در زیر عنوان نام و نام خانوادگی نویسندگان، مرتبه علمی و یا تحصیلات و وابستگی سازمانی، پست الکترونیک نویسندگان درج گردد.

چکیده

چکیده بایستی شامل حداکثر ۳۰۰ کلمه بوده و بیانگر زمینه و هدف ، روش بررسی، یافته‌ها، نتیجه‌گیری و ترجیحا دریک پارگراف باشد .چکیده انگلیسی باید ترجمه کامل چکیده فارسی باشد

واژه های کلیدی

واژه‌های کلیدی بایستی ۳-۶ کلمه باشد. واژه‌های کلیدی چکیده انگلیسی نیز بایستی ترجمه دقیق واژه های چکیده فارسی باشد. در انتخاب واژه‌های کلیدی از تکرار واژه‌هایی که در عنوان مقاله آمده است خودداری فرمایید. واژه‌های کلیدی خیلی‌عمومی نباشد.

مقدمه

مقدمه باید دربرگیرندۀ اهمیت پژوهش انجام شده باشد و به بیان مساله با مروری بر مطالعات و مشاهدات مرتبط با پژوهش که در گذشته انجام شده بپردازد و به منابع معتبری که در انتهای مقاله ذکر شده، استناد کند. در ادامه مطالب، وجه تمایز پژوهش حاضر نسبت به مطالعات قبلی و لزوم و وجوب آن و در انتهای مقدمه هدف اصلی پژوهش نگاشته شود. مقالاتی که موضوع آن تکراری بوده و در گذشته به کرات در داخل و خارج از ایران در مورد آن مطالعاتی انجام شده، در صورتی که وجه تمایز قانع کننده‌ای نداشته باشد چاپ نخواهد شد.

مواد و روشها

در این قسمت باید شرح مواد و روشهای مورد استفاده در پژوهش، جامعه آماری، روشهای نمونه‌گیری، اندازه‌گیریهای آزمایشی و نحوه تجزیه و تحلیل آماری آورده شود. در صورتی که از روشهای متداول یا قبلا منتشر شده استفاده شده باشد، از شرح جزئیات خودداری و فقط به ارائه اصول و ذکر مأخذ اکتفا شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی براساس شرایط مقاله این قسمت می‌تواند حذف گردد و مقاله ممکن است بخش های دیگری را شامل شود که مطالب در قالب عناوینی متناسب با موضوع مقاله ارائه می گردند.

نتایج و بحث

در این بخش، نتایج بدست آمده از پژوهش به صورت نوشتار همراه شکل و جدول بیان گردد. از بکار بردن عنوان‌هایی مانند

نمودار، عکس و نقشه خودداری و کلیه آنها با عنوان "شکل" درج شوند. نتایج ارائه شده در جدول‌ها یا شکل‌ها نباید به صورت دیگری مانند منحنی و یا متن نوشتاری در مقاله تکرار گردد. هر جدول از شماره، عنوان، سرستون‌ها و متن جدول تشکیل می‌شود. یک جدول باید با خطی افقی از شماره و عنوان جدول متمایز شود. همچنین سر جدول با یک خط افقی از متن جدول جدا و در زیر متن جدول نیز یک خط افقی رسم شود. عنوان جدول در بالای آن درج و پس از کلمه جدول و شماره آن، خط تیره و سپس عنوان ذکر شود. در متن جدول تا جایی که ممکن است نباید از خطوط افقی و عمودی استفاده کرد.

برای درج عنوان هر شکل، پس از کلمهٔ شکل و شماره آن، نقطه و سپس عنوان ذکر شود. اختصارات موجود در شکل‌ها و جدول‌ها باید در زیرنویس توضیح داده شوند. تمام اعداد متن و توضیحات جدول‌ها و شکل‌ها باید به زبان فارسی ارائه گردد. اندازه فونت توضیحات محورهای نمودارها و اعداد به اندازه کافی بزرگ باشد تا در صورت کوچک کردن نیز خوانا باشند. جدول‌ها و نمودارها حتی المقدور در متن مقاله جاسازی شوند. در صورت لزوم می‌توان از تصاویر و یا عکس‌های مناسب و گویا در مقاله استفاده نمود. محل ارائه تصاویر در متن مقاله مشخص شده باشد. فایل الکترونیک تصاویر در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول و یا ارسال کننده مقاله در وبگاه مجله بارگزاری گردد. در این بخش یافته‌های جدید و مهم باید با یافته‌های موجود در منابع مقایسه شود و دلایل قبول و رد آنها مورد بحث قرارگیرد، از تکرار یافته‌ها خودداری شود. یافته‌های جدید و یافته‌های پیش‌بینی شده مقایسه شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله بخش نتایج و بحث می‌تواند حذف شده و مطالب در قالب عناوینی متناسب با موضوع مقاله ارائه گردد. لازم است عناوین مناسب و جذابی برای این قسمت‌ها انتخاب شده و در مورد آنها به صورتی کاملا مستند مطلب نوشته شود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در این قسمت باید موارد کاربردهای عملی و تئوری نتایج حاصل از پژوهش و نتیجه کلی پژوهش بیان گردد. این بخش منعکس کننده نظر و برداشت کلی نگارنده/گان نسبت به محتوا و مطالب مقاله می‌باشد. نکته بسیار مهم این است که خواننده دریابد که در این مقاله یک مطلب یا موضوعی بدیع و نو عرضه شده است. در این بخش ارائه یک پیام بطور روشن حائز اهمیت می‌باشد. راهکارها و فرضیه‌های جدید نیز پیشنهاد گردد. پیشنهادهایی برای پژوهش و کارهای مشابه در آینده در این بخش ارائه شود.

تشکر و قدردانی

در این بخش نگارنده/گان می توانند از اشخاص، سازمانها و افراد ذیربطی که در اجرای پژوهش و تدوین مقاله همکاری داشته‌اند، تشکر و قدردانی نمایند. این قسمت باید کوتاه و در حدود ۵۰ کلمه باشد.

فهرست منابع

فهرست منابع مورد استفاده در پایان متن به‌صورت پیوسته و تماماً انگلیسی ارائه شوند. منابع مورداستفاده به ترتیب حروف الفبای نام خانوادگی نگارنده، (یا اولین نگارنده برای منابعی که بیش از یک نگارنده دارند) زیر هم آورده شوند. چنانچه از یک نگارنده چندین منبع ذکر شود، ترتیب درج آن‌ها بر حسب سال انتشار، از جدید به قدیم است. اگر از نگارنده‌ای چندین منبع همسال وجود داشته باشد، با گذاشتن حروف a ، bو c پس از سال انتشار منابع از یکدیگر متمایز شوند. چنانچه مقالات منفرد و مشترک از یک نگارنده ارائه شود، نخست مقالات منفرد و سپس مقاله‌های مشترک به ترتیب حروف الفبای نام نگارندگان بعدی مرتب شوند.

برای یک مقاله به ترتیب نام خانوادگی نگارنده، حرف اول اسم کوچک نگارنده، تاریخ انتشار، عنوان مقاله عنوان کامل مجله، شماره جلد، و اولین و آخرین صفحه مقاله ارائه شود. برای یک کتاب به ترتیب نام خانوادگی، سپس حرف اول نام کوچک

نگارنده، تاریخ انتشار، عنوان کامل کتاب، شماره جلد، نام ناشر، محل انتشار و تعداد کل صفحات ارائه شود. در مورد مقاله یا کتاب‌هایی که بیش از یک نویسنده دارند به ترتیب نام خانوادگی، حرف اوّل نام اوّلین نویسنده، و سپس نام خانوادگی نویسنده دوم، و حرف اول نویسنده دوم، ذکر شود.

در مورد مرجعی که نویسنده آن مشخص نیست به‌جای نام نگارنده از" Anonymous" برای منابع انگلیسی و (بی نام) برای منابع فارسی استفاده شود

چنانچه منبع ترجمه‌شده باشد، در فهرست منابع باید نخست نام نویسنده(گان) کتاب اصلی، عنوان و مشخصات آن و سپس نام مترجم (مترجمان) و ناشر ذکر شود

مثال‌های برای تنظیم مقاله از مجله علمی

Brennan, E.W. and Lindsay, W.L., 1998. Reduction and oxidation effect on the solubility and transformation of iron oxides. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: pp.930–937.

مقاله از کارگاه آموزشی یا علمی

Hanbury, A., 2002. The taming of the hue, saturation and brightness colour Space, 7th Computer Vision Winter Workshop, February 2002, Bad Aussee, Austria.

ارجاع به کتاب

Lindsay, W.L., 1979. Chemical equilibrium in soils. John Wiley & Sons, New York.

مطلب نقل شده یک نویسنده در یک مجموعه مقالات

Logsdon, S.D. and Laird, D.A., 2003. Ranges of bound water properties associated with a smectite clay. p. 101–108. In Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substance. Proc. of Conf., Rotorua, New Zealand. 23–26 Mar. 2003. Industrial Research, Auckland, New Zealand.

ذکر مطلب از کتاب

Olsen, S.R. and Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. p. 403–427. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

ذکر مطلب از اینترنت

Soil Survey Staff. 2004. NRCS soils [Online]. Available at http://soils. usda.gov [verified 23 Mar. 2005]. USDA-NRCS, Washington, DC.

مقاله با یک نویسنده

Fukugawa, N., 2022. Effects of the quality of science on the initial public offering of university spinoffs: evidence from japan. Scientometrics, 127(8), pp.4439-4455

مقاله با دو نویسنده

Haunschild, R. and Bornmann, L., 2022. Relevance of document type in the scores calculation of a specific field-normalized indicator: Are the scores strongly depent on or nearly independent of the document type handing? Scientometrics, 127(8), pp.4419-4438

مقاله با سه نویسنده

Vakkari, P., Chang, Y.W. and Jarvelin, K., 2022. Largest contribution to LIS by external disciplines as measured by the characteristics of research articles. Scientometrics, 127(8), pp.4419-4438

مقاله با بیش از سه نویسنده

Wheeler, J., Pham, N.M., Arlitsch, K. and Shanks, J.D., 2022. Impact factions: assessing the citation impact of different type of open access repositories. Scientometrics, 127(8), pp.4419-4438

*ضروری است شناسه منحصر به فرد DOI در انتهای ارجاعات هر مقاله درج گردد.

***همچنین** ضروری است فهرست منابع فارسی به زبان انگلیسی برگردانده شده و در انتهای منبع داخل پرانتز عبارت " in persian" نوشته شود.

*در تمام منابع مورد استفاده نام ژورنال‌ها به‌صورت کامل نوشته شود.

هنگام ارجاع مطلبی در متن:

چنانچه منبع دارای یک نگارنده باشد، نام نگارنده و سال قید می‌گردد مانند: .(Johnson, 1995). اگر منبع دارای دو نگارنده باشد، نام هر دو ذکر می‌گردد. مانند:.(Lee & Wu, 2005) ، اگر منبع دارای بیش از دو نگارنده باشد فقط نام نگارنده اول با ذکر عبارت "و همکاران" (et al.,) درج گردد مانند: کیم و همکاران (Kim et al., 2008).

جدول نامناسب

بافت	Mgex ch	Kavail.	Pavail	OC (%)	TNV (%)	EC (dS. m-1)	pH	عمق (cm)
	(Mg.kg-1)							
لومی رسی	300	290	3/6	0/62	28	7/6	8/2	0-30
لومی رسی	305	295	0/6	0/50	30	7/2	8/2	30-60
لومی شنی	286	332	0/5	0/21	33	9/5	7/8	60-90

جدول مناسب

بافت	Mgex	Kav	Pav	OC (%)	TNV (%)	EC ($dS.m^{-1}$)	pH	عمق (cm)
	($mg.kg^{-1}$)							
لومی رسی	300	290	3/6	0/62	28	7/6	8/3	0-30
لومی رسی	305	295	/60	0/50	30	7/2	8/2	30-60
لومی شنی	286	232	/50	0/21	33	9/5	7/8	60-90

شکل نامناسب

شکل مناسب

عملکرد دانه (تن در هکتار)
سبلان
مهدوی
0
2
4
6
8
50
100
150
200
250
میزان نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)

عملکرد دانه (تن در هکتار)
سبلان
مهدوی
0
2
4
6
8
0
50
100
150
200
250
300
میزان نیتروژن (کیلوگرم در هکتار)

اسامی داوران مقالات جلد ۱۲ شماره۲ سال ۱۴۰۳ به دفتر نشریه مدیریت اراضی

دکتر حسین اسدی.....۵ داوری
دکتر محمدرضا بلالی.....۱داوری
دکتر علیرضا توسلی.....۱ داوری
دکتر کبری ثقفی.....۱ داوری
دکتر محمد جمشیدی.....۲ داوری
دکتر محمدعلی حاج عباسی.....۱ داوری
دکتر محمدامیر دلاور.....۱ داوری
دکتر فریدون سرمدیان.....۲ داوری
دکتر رضا سکوتی اسکوئی.....۱ داوری
دکتر احمد شیرین فکر.....۲ داوری
دکتر حسین صفاری.....۲ داوری
دکتر ناصر علی اصغرزاد.....۱ داوری
دکتر منوچهر گرجی.....۱ داوری
دکتر فرهاد مشیری.....۳ داوری
دکتر علی اکبر نوروزی.....۲ داوری
دکتر میرناصر نویدی..... ۱ داوری

فرم تعهد نامه

نشریه مدیریت اراضی

اینجانب ..... نویسنده <u>مسئول</u> مقاله زیر:

موارد زیر را به آگاهی می رسانم:

1. **کلیه تهیه کنندگان مقاله از ارسال آن به دفتر مجله شما آگاهند**
2. **مقاله قبلاً در هیچ مجله داخلی و خارجی منتشر نشده است**
3. **مقاله تا زمان پایان بررسی در آن مجله به مجله دیگری ارسال نخواهد شد.**
4. **<u>هیچگونه تغییری در تعداد نویسندگان یا ترتیب ذکر اسامی انجام نخواهد شد.</u>**
5. **<u>نامه پذیرش براساس ترتیب و تعداد نویسندگان در فرم تعهدنامه صادر میگردد.</u>**

نام نام خانوادگی نویسنده اول: امضاء نویسنده اول مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده دوم: امضاء نویسنده دوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده سوم: امضاء نویسنده سوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده چهارم: امضاء نویسنده چهارممقاله

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص۱۰۲-۸۹
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.367197.368

تعیین دامنه تغییر کاربری اراضی استان البرز با استفاده از داده‌های راداری و نوری سنتینل در سامانه گوگل ارث انجین

رسول خوارزمی* ، زهرا محمداسماعیل و منصور چترنور

استادیار پژوهش، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**r.kharazmi@areeo.ac.ir**

محقق، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**mesmaily_n@yahoo.com**

محقق، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**m.chatrenor@areeo.ac.ir**

دریافت: مهر ۱۴۰۳ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

نقشه‌های دقیق کاربری اراضی نقش مهمی در تولید اطلاعات مورد نیاز مدیریت منابع اراضی دارند. در سال‌های اخیر استفاده از داده‌های دقیق، فنّاوری و روش‌های به‌روز، منجر به تولید اطلاعات ارزشمندی در زمینه استخراج داده‌های سنجش‌ازدور در حوزه‌های مختلف علوم طبیعی شده است. هدف از این مطالعه بررسی تغییرات کاربری اراضی استان البرز در یک دوره پنج‌ساله با استفاده تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک مکانی بالا و روش‌های نوین است. بدین منظور نقشه کاربری اراضی استان مورد مطالعه برای دو دوره ۱۳۹۷ و ۱۴۰۲ با چهار کلاس کاربری اراضی شامل بایر، اراضی زراعی، آب و عوارض انسان‌ساخت بر روی اراضی از تلفیق تصاویر نوری و راداری سنتینل و استفاده از داده‌های کمکی مانند شاخص‌های پوشش-گیاهی و مدل رقومی ارتفاع و با استفاده از الگوریتم جنگل تصادفی تهیه شد. بر همین اساس تعداد ۵۷ تصویر سنتینل- ۲ و ۱۵ تصویر سنتینل- ۱ برای دوره اول و ۷۸ تصویر سنتینل- ۲ و ۲۳ تصویر سنتینل- ۱ برای دوره دوم در محیط گوگل ارث انجین پردازش شد. صحت کلی و ضریب کاپا برای دوره اول به ترتیب ۹۲/۴ درصد و ۰/۸۹ و برای دوره دوم ۹۴/۵ درصد و ۰/۹ محاسبه شد. نتایج نشان داد که اراضی زراعی در طی این دوره به میزان ۲۹/۳۸ کیلومترمربع کاهش داشته است و در مقابل اراضی انسان‌ساخت ۲۱/۴ کیلومترمربع رشد داشته است. همچنین، اراضی بایر در دوره پنج‌ساله ۶/۲ کیلومترمربع افزایش داشته است که تغییرات آن مرتبط با دشت‌های جنوبی منطقه مورد مطالعه است که قبلاً تحت کشت بوده‌اند و در دوره دوم تبدیل به اراضی بایر شده‌اند. به‌منظور تعیین جهت توسعه اراضی انسان‌ساخت، لایه اراضی شهری سال ۱۴۰۲ بر روی نقشه کاربری اراضی سال ۱۳۹۷ قرار داده شد و به این ترتیب میزان تغییر کاربری هر کدام از کلاس‌ها به کاربری انسان‌ساخت مشخص شد. نتایج نشان داد که تقریباً ۵۵ درصد از اراضی انسان‌ساخت در این دوره بر روی اراضی زراعی توسعه پیدا نموده‌اند که بیانگر تغییر کاربری ۱۱/۷۴ کیلومترمربعی اراضی زراعی به کاربری انسان‌ساخت است. با توجه به اینکه تغییر کاربری اراضی زراعی یکی از چالش‌های مهم در کشور ما است، تهیه چنین نقشه‌هایی کمک زیادی به مدیریت به‌منظور حفظ و صیانت از اراضی کشاورزی بویژه در حاشیه کلان‌شهرها می‌کند.

واژه‌های کلیدی: تغییر کاربری اراضی، سنجش‌ازدور، جنگل تصادفی، تصاویر ماهواره‌ای، یادگیری ماشین

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **r.kharazmi@areeo.ac.ir**

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

رشد جمعیت و به دنبال آن افزایش تقاضا برای غذا یکی از چالش‌های مهم سال‌های اخیر در دنیا است. این در حالی است که در بلندمدت افزایش تقاضا برای غذا منجر به افزایش بهره‌وری از منابع آب‌وخاک می‌شود (Navidi et al., 2023). از سوی دیگر برنامه‌ریزی دقیق میزان نیاز محصولات کشاورزی در یک کشور نیازمند پایش و تولید نقشه‌های سطح زیر کشت دقیق از محصولات است (Ahangarha et al., 2020). در این میان با توسعه شهرها و تغییر کاربری اراضی زراعی و باغی به مسکونی و صنعتی، وجود نقشه‌های دقیق کاربری اراضی نقش مهمی در مدیریت و برنامه‌ریزی حفظ این اراضی بر عهده دارد. یکی از منابع مهم تهیه نقشه‌های کاربری؛ داده‌های سنجش‌ازدور مانند تصاویر ماهواره‌ای است که امکان استخراج چنین نقشه‌هایی را فراهم می‌آورد. آرشیو غنی، ارسال داده در طول موج‌های مختلف برای ثبت خصوصیات پدیده‌ها و مهم‌تر از آن، قدرت تفکیک مکانی و زمانی این داده‌ها سبب شده است که این داده‌ها مورد استقبال کارشناسان و پژوهشگران قرار گیرد و امکان تهیه نقشه با مقیاس‌های مختلف را فراهم کند (Awad, 2021). علاوه بر این تهیه نقشه‌های کاربری اراضی با استفاده از تصاویر چند زمانه و ترکیب آن با منابع سنجش‌ازدور دیگر در طول موج‌های مختلف سبب ایجاد نقشه‌هایی با دقت بالاتر می‌شود (Ghorbanian et al., 2020). از سوی دیگر توسعه مدل-ها و الگوریتم‌های متعدد پردازش تصاویر نیز سبب افزایش کارآمدی این تصاویر در تعیین نوع کاربری اراضی شده است. علی‌رغم اهمیت و ارزش این تصاویر در تهیه نقشه-های کاربری اراضی، مهم‌ترین چالش در این زمینه، به‌ویژه در مساحت‌های بالا، پیچیدگی محاسباتی و عدم کشش سامانه‌ها و نرم‌افزارهای تحت ویندوز است؛ اما در سال‌های اخیر توسعه پلتفرم‌های تحت وب علاوه بر تسهیل استفاده کاربران از داده‌های ماهواره‌ای، سبب امکان توسعه الگوریتم‌های مختلف در این حوزه شده است. یکی از این پلتفرم‌ها، سامانه تحت وب گوگل ارث انجین (GEE[1]) است که با زبان برنامه‌نویسی پایتون امکان انجام تحلیل‌های متعدد بر روی حجم بسیار زیادی داده با صرف زمان بسیار کوتاه را فراهم آورده است (Amani et al., 2020). از جمله ویژگی‌های منحصربه‌فرد این پلتفرم آرشیو قدرتمند داده‌های ماهواره‌ای رایگان است که سبب تسهیل در انواع پردازش‌های طیفی بر روی پدیده‌های مختلف سطح زمین در زمان‌های متفاوت و قدرت تفکیک مکانی مختلف شده است. علاوه بر آن، طیف وسیعی از داده‌های کمکی مانند داده‌های اقلیمی، توپوگرافی و محیطی در این پلتفرم سبب شده است که GEE به یک از متداول‌ترین پلتفرم مبتنی بر داده ابری توسط محققان مورد استفاده قرار گیرد. در حوزه کشاورزی نیز این سامانه با دارا بودن آرشیو غنی از داده‌های ماهواره‌ای و پروداکت‌های آماده امکان محاسبات مختلف در این حوزه را فراهم نموده است.

روش‌های متعددی برای پردازش تصاویر ماهواره‌ای با هدف تهیه نقشه کاربری اراضی استفاده می-شود که به‌طورکلی به دو دسته پارامتریک و غیرپارامتریک تقسیم‌بندی می‌شوند (Awad, 2019). در این بین روش-های غیرپارامتریک مانند روش‌های یادگیری ماشین به دلیل توانایی در تعدیل برخی خطاهای موجود در تصاویر ماهواره‌ای مانند نویزها، توانمندتر از روش‌های پارامتریک هستند (Valero-Carreras et al., 2021).

در ارتباط با کاربرد روش‌های یادگیری ماشین در پردازش تصاویر ماهوره‌ای با هدف تعیین کاربری اراضی می‌توان به مطالعات هووانگ و همکاران (Huang et al., 2021) اشاره نمود که با استفاده از تصاویر لندست ۸ و الگوریتم جنگل تصادفی نقشه کاربری اراضی شهر پکن در چین را در محیط GEE تهیه نمودند. میزان دقت کلی و ضریب کاپا در این مطالعه به ترتیب ۸۶٪ و ۰/۸۲ عنوان شده است. در پژوهشی دیگر توسط کاسکینن و همکاران (Koskinen et al., 2019) از داده‌های نوری و راداری سنتینل و همچنین تصاویر رقومی ارتفاعی ماهواره STRM

1- Google Earth Engine

نقشه کاربری اراضی مناطق مرتفع جنوب غربی تانزانیا را در محیط GEE با دقت کلی ۸۵٪ تهیه نمودند. در مطالعه دیگری توسط نصیری و همکاران (Nasiri et al., 2022) نقشه کاربری اراضی کلانشهر تهران در محیط GEE تهیه شد. در این پژوهش از تصاویر سنتینل- ۲ و لندست ۸ و همچنین داده رقومی ارتفاعی استفاده شده است. میزان دقت کلی و ضریب کاپا در این مطالعه به ترتیب ۹۵/۴۸ درصد و ۰/۹۳ گزارش شده است.

علاوه بر این تلفیق داده‌های نوری و راداری (Solórzano et al., 2020; Schulz et al., 2021) و همچنین، استفاده از داده‌های کمکی دیگر مانند شاخص‌های پوشش‌گیاهی و توپوگرافی (Shafizadeh-Moghadam et al., 2022) نقش قابل‌توجهی را در بهبود و دقت نهایی نتایج دارند. در همین زمینه هالتگراو و همکاران (Holtgrave et al., 2020) با استفاده از شاخص پوشش گیاهی نرمال شده و شاخص آب مستخرج از ماهواره سنتینل ۲ و تلفیق آن با داده‌های راداری ماهواره سنتینل-۱ به استخراج اراضی کشاورزی در شمال غربی کشور آلمان پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که استفاده از داده‌های کمکی و راداری نقش قابل‌توجهی در بهبود نتیجه نهایی دارد. در پژوهشی دیگر آبرا و همکاران (Abera et al., 2022) نیز از روشی مشابه روش قبل به‌منظور تهیه نقشه کاربری اراضی در کنیا پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که تلفیق شاخص‌های پوشش‌گیاهی و توپوگرافی با داده‌های راداری تا ۹۵ درصد دقت مطالعه را بالا برده است. در ایران نیز نصیری و همکاران (Nasiri et al., 2022) با تلفیقی از تصاویر سنتینل-۲، لندست ۸ و استفاده از داده‌های جانبی توپوگرافی و شاخص‌های پوشش گیاهی نقشه کاربری اراضی شهر تهران را تهیه نمودند. این پژوهش نشان داد که استفاده از داده‌های کمکی نقش قابل توجهی را در تفکیک پدیده‌ها دارد.

هدف از این پژوهش تهیه نقشه دقیق تغییرات کاربری اراضی استان البرز با استفاده از تصاویر سری زمانی ماهواره سنتینل یک و سنتینل دو با هدف بررسی تغییرات اراضی زراعی در طی یک دوره پنج‌ساله و تعیین نوع کاربری تغییر یافته آن است. این استان نمونه بارزی از توسعه نامتوازن و تجمیع امکانات در پایتخت و حاشیه آن و تمایل مهاجرت افراد از نقاط مختلف کشور با هدف اشتغال است که بدلیل عدم توانایی آن‌ها در تأمین مسکن در پایتخت، در شهرهای همجوار ساکن می‌شوند. نتیجه چنین بار جمعیتی تمایل مالکان به تغییر کاربری اراضی زراعی خود به سایر کاربری‌های پرسودتر است.

اراضی زراعی این استان به دلیل نزدیکی به پایتخت و همچنین قرارگیری در مسیر مراکز صنعتی مهم کشور، سیر صعودی ارزش کاربری‌های غیرکشاورزی و هزینه بالای تأمین مسکن در پایتخت و در نتیجه آن مهاجرت قشر زیادی از ساکنین پایتخت و شاغلین در بخش خدمات به این استان، تحت تغییرات شدید کاربری اراضی قرار گرفته است و این موضوع به چالشی مهم در از دست رفتن خاک حاصلخیز و تهدید امنیت غذایی تبدیل شده است. تهیه نقشه تغییر کاربری این استان کمک بزرگی به مدیران اجرایی با هدف برنامه‌ریزی و آمایش سرزمین آن می‌کند.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه شامل استان البرز با مساحت ۵۱۲۳ کیلومتر مربع است که در دامنه جنوبی رشته کوه البرز واقع شده است. قسمت شمالی این استان کوهستانی و قسمت جنوبی آن را دشت‌های داخلی فلات ایران در برمی‌گیرد (شکل ۱). این استان از شرق و غرب در مسیر مراکز صنعتی مهم کشور قرار دارد که همین امر سبب تراکم جمعیت از نقاط مختلف کشور در این استان شده است. اقلیم این استان از خشک و نیمه‌خشک در قسمت‌های جنوبی تا مرطوب و بسیار مرطوب در نواحی شمالی آن متغیر است (Kasaei zadegan, 2014).

شکل ۱- محدوده مورد مطالعه به همراه تصویر ماهواره‌ای سنتینل- ۲ و مدل رقومی ارتفاعی منطقه

Figure 1- Location of study area with Sentinel-2 False color composite and Elevation changes

داده‌های مورد استفاده

در این پژوهش با هدف تهیه نقشه کاربری اراضی استان البرز بین در بازه زمانی ۱۳۹۷ تا ۱۴۰۲، از تصاویر ماهواره سنتینل-۲ استفاده شده است. این ماهواره با قدرت تفکیک مکانی بالا (۱۰ متر) جزو ماهواره‌های چندطیفی با قدرت تفکیک بالا دسته‌بندی می‌شود و در سیزده باند طیفی در طیف‌های مرئی، مادون قرمز، لبه قرمز و مادون قرمز طول‌موج کوتاه به ارسال اطلاعات می‌پردازد (Nasiri et al., 2022). تصاویر تصحیح شده این ماهواره در سطح بازتاب سطحی (Surface Reflectance) از سال ۱۳۹۶ در آرشیو پلتفرم GEE (با شناسه: COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED) در دسترس است. با توجه به پژوهش‌های گذشته، فقط شش باند این ماهواره در تهیه نقشه کاربری اراضی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Amani et al., 2018; Ghorbanian et al., 2020) بنابراین در این پژوهش نیز از شش باند آبی، سبز، قرمز و مادون‌قرمز نزدیک با قدرت تفکیک مکانی ۱۰ متر و همچنین باند لبه قرمز و مادون‌قرمز طول‌موج کوتاه با قدرت تفکیک مکانی ۲۰ متر استفاده شده است. مطالعات گذشته نشان داده‌اند که استفاده از باندهای لبه قرمز نقش کارآمدی در تفکیک تیپ‌های پوشش گیاهی مانند اراضی زراعی و مرتعی را دارد (Immitzer et al., 2016; Ghayour et al., 2021). علاوه بر آن، از تصاویر راداری سنتینل-۱ نیز با هدف بهبود طبقه‌بندی استفاده شده است. پژوهش‌ها نشان می‌دهد که استفاده از تصاویر راداری نقش قابل توجهی را در تفکیک پیکسل‌های اراضی مسکونی از سایر کاربری‌ها دارد (Hu et al., 2021). تصاویر این ماهواره با دو پلاریزه VV و VH از سال ۱۳۹۳ در پلتفرم GEE (با شناسه: COPERNICUS/S1_GRD) در دسترس است و دارای سنسور راداری در موج C هستند. دسترسی رایگان و پوشش کامل کره زمین از جمله مزیت‌های مهم این ماهواره با رادار دیافراگم مصنوعی (Synthetic Aperture Radar) یا به اختصار SAR است (Mullissa et al., 2021).

داده‌های کمکی

علاوه بر تصاویر ماهواره‌ای، با هدف تفکیک دقیق کاربری‌های اراضی از شاخص‌های پوشش‌گیاهی نیز استفاده شده است. این شاخص‌ها با محاسبه نسبت بین دو یا بیش از دو باند طیفی، توانایی تفکیک پدیده‌های مختلف

مانند گیاه، آب و اراضی انسان‌ساخت را دارد. در این مطالعه با هدف بهبود طبقه‌بندی از شاخص پوشش‌گیاهی نرمال شده NDVI (Huang et al., 2021) ، شاخص پوشش-گیاهی بهبودیافته EVI (Gurung et al., 2009) ، شاخص پوشش‌گیاهی تعدیل‌کننده اثر خاک SAVI (Huete, 1988) ، شاخص تفاضل آب نرمال شده NDWI (Gao,1996) و شاخص تفاضلی یکنواخت شده‌ی شهری NDBI (Zha et al., 2003) به‌عنوان داده‌های کمکی استفاده شده است. علاوه بر آن، از مشتقات مدل رقومی ارتفاعی (DEM) ماهواره STRM با دقت تقریباً سی متر نیز استفاده شد. این داده نقش مهمی‌را در تفکیک پدیده‌ها در مناطق دارای پستی‌وبلندی و به دنبال آن بهبود کیفیت طبقه‌بندی دارد (Pizarro et al., 2022).

داده‌های زمینی

به‌منظور طبقه‌بندی کاربری اراضی در محدوده مورد مطالعه در دو دوره زمانی، در ابتدا پدیده‌های اصلی کاربری با تفسیر چشمی و انعکاس طیفی شناسایی شد. سپس با استفاده از تصاویر با قدرت تفکیک مکانی بالا موجود در آرشیو گوگل ارث، انعکاس طیفی پدیده‌ها و پروداکت جهانی کاربری اراضی سنجنده مادیس (https://lpdaac.usgs.gov/products/mcd12q1v061) برای کاربری‌های مختلف نمونه‌برداری صورت گرفت. لازم به توضیح است که این پروداکت از سال ۲۰۰۰ میلادی تا سال ۲۰۲۲ میلادی با قدرت تفکیک ۵۰۰ متری نقشه سالانه کاربری اراضی در کل جهان را در برمی‌گیرد که به‌عنوان داده کمکی مهم در طبقه‌بندی بازه‌های زمانی بدون داده زمینی مورد استفاده محققین قرار گرفته است (Lin et al., 2023; Kumari et al., 2024). در مطالعات پیشین نیز از این روش برای نمونه‌برداری در بازه‌های زمانی بدون داده زمینی استفاده شده است (Kharazmi et al., 2018; Ghorbanian et al., 2020; Nasiri et al., 2022). در این پژوهش چهار کلاس کاربری اصلی در دو دوره مورد بررسی شناسایی و تحلیل شد. در مجموع ۹۲۰ پلیگون به‌عنوان نمونه زمینی از چهار کاربری مختلف برداشت شد (جدول ۱). برخی مطالعات عنوان شده است که مساحت نمونه‌های برداشت‌شده بایستی تقریباً ۰/۲۵ درصد کل مساحت منطقه مورد مطالعه باشد (Thanh Noi et al., 2017; Nasiri et al., 2022) که در این پژوهش نیز این مسئله مورد توجه قرار گرفته است.

نمونه‌های برداشت‌شده به‌صورت تصادفی به دو دسته آموزشی و آزمایشی تقسیم شدند که هر کدام به ترتیب ۶۰ و ۴۰ درصد نمونه‌ها را شامل می‌شوند. لازم به توضیح است که در تقسیم‌بندی‌نمونه‌ها در هر کاربری توازن بین تعداد و مساحت پلیگون‌های نمونه‌برداری شده رعایت گردید.

روش کار

سلسله مراتب روش کار در شکل ۲ نمایش داده شده است.

جدول ۱- شرح کاربری‌های اراضی در محدوده مورد مطالعه

Table 1 – Main land cover of study area

کلاس کاربری	شرح	1397 تعداد نمونه (پلیگون)	1402 تعداد نمونه (پلیگون)
اراضی زراعی	کلیه اراضی تحت کشت شامل دیم و آبی و باغات	300	300
اراضی بایر	اراضی بدون پوشش شامل اراضی شور و رخنمون‌های سنگی، مراتع و اراضی غیر زراعی	400	400
آب	منابع آبی شامل سدها و رودخانه	70	70
انسان‌ساخت	کاربری‌های ساخته شده بدست انسان مانند ساختمان، جاده و ...	150	150

شکل ۲- نمودار جریانی مراحل انجام کار

Figure 2- Flowchart of metrology for LC classification of study area

بدین منظور در ابتدا تصاویر سنتینل دو در محیط GEE فراخوانی شدند. برای دو دوره ۱۳۹۷ و ۱۴۰۲ کلیه تصاویر مربوط به چهار ماه اول سال (فروردین تا تیرماه) فراخوانی شدند. دلیل انتخاب این بازه زمانی انطباق آن با فصل کشت اراضی زراعی و سبزینگی کافی پدیده‌های دیگر مانند مراتع و اراضی باغی و زراعی است. با توجه به اهمیت حضور ابر در تصاویر نوری، در ابتدا مراحل پیش-پردازش مانند فیلتر ابر زیر ده درصد و اعمال کد ماسک ابر بر روی تصاویر صورت گرفت و بدین ترتیب تمامی تصاویری که بیش از ده درصد ابر داشتند، از محاسبات حذف شدند. در مجموع ۵۷ تصویر برای دوره اول و ۷۸ تصویر برای دوره دوم بر اساس فیلترهای اعمال‌شده در دسترس بود. در نهایت از تابع میانه به‌منظور تولید یک تصویر واحد بدون ابر برای کل محدوده مورد مطالعه استفاده شد. تابع میانه همچنین منجر به حذف نویز، پیکسل‌های بسیار تاریک و بسیار روشن که ممکن است بدلیل سایه و مه‌آلودگی رخ دهند، می‌شود (Amani et al., 2019).

تصاویر سنتینل یک نیز قبل از اعمال در مراحل طبقه‌بندی نیازمند پیش‌پردازش‌هایی شامل تصحیح فایل مداری (Orbit file Correction)، تصحیح نویز اسپیکل، اعمال فیلتر پلازیره، تصحیح GRD (Ground Range Detected) و تبدیل ارزش‌های عددی پیکسل‌ها به ضرایب بک اسکتر SAR (SAR backscattering coefficients) از طریق تصحیح رادیومتریک؛ است (Kakooei et al., 2018). پس از اعمال فیلترهای مدنظر،

۱۵ تصویر برای دوره اول و ۲۳ تصویر برای دوره دوم در دسترس بود. در نهایت با اعمال تابع میانه یک تصویر واحد برای کل محدوده مورد مطالعه برای هر دوره زمانی ایجاد شد. این تابع سبب تولید یک تصویر راداری مرکبی می‌نماید که مستعد تغییرات حداقلی در تصاویر دریافتی از سنجنده هستند (Anchang et al., 2020).

طبقه‌بندی

الگوریتم‌های متنوع یادگیری ماشین در محیط GEE با هدف طبقه‌بندی قابل استفاده است. یکی از الگوریتم‌های کارآمد در این زمینه روش جنگل تصادفی است که یک روش غیرپارامتریک و مبتنی بر دسته‌ای از درختان تصمیم است. در این حالت تعداد زیادی درخت تصمیم در این مدل توسعه داده می‌شود و بر این اساس پیکسل طبقه‌بندی نشده بر اساس ویژگی‌هایی که حمل می‌کند، به یک کلاس تخصیص داده می‌شود. در این حالت پیکسل مجهول از میان X درخت عبور داده می‌شود و تخصیص این پیکسل به یکی از کلاس‌ها در میان درختان تصمیم وزن‌دهی می‌شود و هر درخت تصمیم میزان وزن پیکسل به هر کلاس را ارائه می‌کند و در نهایت این پیکسل به کلاسی تعلق می‌گیرد که دارای وزن‌دهی بیشتری توسط درختان تصمیم باشد. این مدل در ارتباط با نویزها و بیش‌برازش بشدت مقاوم بوده و به همین دلیل در پردازش داده‌های سنگین بسیار کارآمد است (Teluguntla et al., 2018). در سال‌های اخیر مطالعات زیادی در ارتباط با پتانسیل و کارآمدی این الگوریتم در تهیه نقشه‌های کاربری اراضی صورت گرفته است (Talukdar et al., 2020; Akar et al., 2022; Ghorbanian et al., 2022; Zafar et al., 2024)؛ بنابراین در این مطالعه نیز از همین الگوریتم برای طبقه‌بندی کلاس اراضی استفاده شد.

صحت طبقه‌بندی

به‌منظور استخراج چهار کلاس کاربری اراضی، ۶۰ درصد نمونه‌ها در الگوریتم طبقه‌بندی جنگل تصادفی تعیین‌شده در هر دوره مورد استفاده قرار گرفتن بر اساس مطالعات پیشین (Abdullah et al., 2019; Piao et al., 2021) مدل جنگل تصادفی با تعداد ۵۰۰ درخت تصمیم (ntree) به‌منظور تهیه نقشه کاربری اراضی در منطقه مورد مطالعه اعمال گردید. ارزیابی دقت کلی طبقه‌بندی بر اساس دو فاکتور صحت کلی و ضریب کاپا برای هر دوره بر اساس نتیجه خروجی از داده‌های آموزشی و مقایسه آن با داده‌های آزمایشی مورد بررسی قرار گرفت. ضریب کاپا بیانگر میزان تطابق داده‌های طبقه‌بندی با داده‌های واقعیت زمینی است و نشان‌دهنده میزان همبستگی بین صحت کلی با واقعیت زمینی است. حالت ایده‌آل طبقه‌بندی زمانی است که مقادیر ضریب کاپا و صحت کلی بالا باشند (رودگرمی، ۱۴۰۳).

$$K = \frac{A-B}{1-B} \quad (۱)$$

$$A = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{m} P_{ii} \quad (۲)$$

$$B = \frac{1}{N^2}\sum_{i=1}^{m} P_{i0} \times P_i \quad (۳)$$

در این معادلات K: ضریب کاپا، A : صحت کلی طبقه‌بندی، B معادل توافق شانسی، P_{ii} معادل عناصر قطر اصلی ماتریس، P_{i0} مجموع عناصر، m تعداد طبقات و N تعداد کل نمونه‌ها در جدول ماتریکس خطا است. میزان ضریب کاپا بین‌بین صفر و یک متغیر است که هرچه این ضریب به یک نزدیک‌تر باشد، بیانگر دقت بیشتر و همسویی نتایج با واقعیت زمینی است. با توجه به اینکه در مطالعات پیشین (Bayati and Amirian, 2022; Nasiri et al; 2022; Roudgarmi; 2024) دقت طبقه‌بندی در مطالعات کاربری اراضی با دو فاکتور ضریب کاپا و صحت کلی محاسبه شده است، در این پژوهش نیز از همین دو فاکتور استفاده شد.

نتایج و بحث

شکل شماره ۳، نقشه طبقه‌بندی منتج از تصاویر سنتینل ۲ را در دو دوره مورد بررسی نشان می‌دهد.

شکل ۳- نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه در دوره مورد بررسی
Figure 3- Land cover map of Study area in two time series of study

میزان دقت کلی طبقه‌بندی در دو دوره ۱۳۹۷ و ۱۴۰۲ به ترتیب ۹۲/۴ درصد و ۹۴/۵ درصد و ضریب کاپا برای این دو دوره به ترتیب ۰/۸۹ و ۰/۹ محاسبه شد. مقادیر این شاخص‌ها بیانگر این هستند که روش اتخاذ شده برای طبقه‌بندی از دقت قابل قبولی برخوردار است. با یک بررسی چشمی در نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که این روش در طبقه‌بندی تصاویر در محدوده‌های بزرگ و دستیابی به نتایج قابل اتکا توانمند است (شکل ۴). به‌عنوان مثال تفکیک قابل قبول اراضی زراعی و باغی از مراتع در قسمت‌های جنوبی و شمالی منطقه و همچنین اراضی انسان‌ساخت در اطراف منابع آبی از کلاس آب بیانگر دقت نتایج به دست آمده است. شکل شماره چهار به‌روشنی یک دید کلی از دقت طبقه‌بندی در نقاط مختلف منطقه مورد مطالعه را به دست می‌دهد و به‌روشنی تفکیک عوارض در کلاس‌های مختلف را نشان می‌دهد. علاوه بر این، اراضی شهری به‌خوبی از اراضی بایر و مناطق کوهستانی تفکیک شده است که بیانگر دقت طبقه‌بندی الگوریتم جنگل تصادفی و مؤثر بودن داده‌های کمکی مانند شاخص‌های پوشش‌گیاهی است که نتایج مطالعات انجام‌شده پیشین نیز تائید کننده اهمیت این شاخص‌ها در ارتقای دقت طبقه‌بندی است (Polykretis et al., 2020; Madasa et al., 2021). همچنین، عدم خطای مدل در تفکیک پدیده‌های دارای سایه از منابع آبی نیز بیانگر اهمیت استفاده از داده-های کمکی توپوگرافی در ارتقای دقت طبقه‌بندی است. مطالعات انجام‌شده در همین راستا نیز بیانگر اهمیت این داده کمکی در ارتقای طبقه‌بندی است (Sang et al., 2021; Yang et al., 2023). همچنین پژوهش انجام‌شده توسط رافین و همکاران (Rufin et al., 2019) نیز بیانگر اهمیت بالای داده‌های رقومی ارتفاعی در افزایش صحت کلی طبقه‌بندی در الگوریتم جنگل تصادفی است.

شکل ۴- نمونه‌ای از قطعات تصویر خام و نتیجه طبقه‌بندی آن در منطقه مورد مطالعه
Figure 4- the samples of based image and classification results in the study area

جدول ۲- تغییرات مساحت کلاس‌های کاربری اراضی در دوره مورد مطالعه به کیلومتر مربع
Table 2- Area change of land cover classes in the study period in KM^2

کلاس کاربری	1397	1402
اراضی بایر	3948.4	3954.6
اراضی زراعی و باغی	861.18	831.88
اراضی انسان‌ساخت	298.5	319.9
آب	15.8	17.5

جدول شماره ۲ به تفکیک عوارض، مساحت هر کدام از کاربری‌ها را در دو دوره مورد بررسی نشان می‌دهد. با توجه به نتایج، اراضی بایر در دوره پنج‌ساله ۶/۲ کیلومترمربع افزایش داشته است که تغییرات آن مرتبط با دشت‌های جنوبی منطقه مورد مطالعه است که قبلاً تحت کشت بوده‌اند و در دوره دوم تبدیل به اراضی بایر شده‌اند. همچنین، تغییرات کلاس اراضی زراعی نیز در این دوره پنج‌ساله چشمگیر است و به میزان ۲۹/۸ کیلومترمربع کاهش پیدا کرده است (شکل ۵) که بخش عمده آن با توجه به نتایج کلاس‌بندی مرتبط با تغییر کاربری به کلاس انسان‌ساخت است که افزایش ۲۱/۴ کیلومتر مربعی این کاربری بیانگر این مطلب است. همان‌طور که نتایج در شکل سه نشان می‌دهند، اراضی انسان‌ساخت و اراضی زراعی در کنار یکدیگر و در نوار مرکزی استان البرز متراکم شده‌اند. از سوی دیگر عبور راه‌های مواصلاتی به شهرک‌های صنعتی اطراف، از جمله تهران، از همین ناحیه نیز سبب شده است که بارگذاری ساخت‌وساز در همین نوار میانی که اراضی زراعی و باغی در آن متراکم شده‌اند، رخ دهد.

مطالعه انجام‌شده در محدوده شهر کرج در سال‌های پیش نیز بیانگر این است که اراضی مرغوب اطراف این شهر در حال تبدیل به اراضی انسان‌ساخت است که سالانه معادل ۳۰۰ هکتار تغییر کاربری در این ارتباط رخ می‌دهد (Mohammad Esmaeil, 2010).

شکل ۵- تغییرات مساحت کلاس‌های کاربری اراضی در دوره پنج‌ساله
Figure 5- Change of land cover classes area in five years period

به‌منظور درک بهتر میزان تغییرات کاربری‌های اراضی در دوره پنج‌ساله مورد بررسی، لایه ساخت‌وساز در سال ۱۴۰۲ فیلتر شد و بر روی نتایج طبقه‌بندی سال ۱۳۹۷ قرار داده شد. این روش درک بهتری از میزان تغییرات کاربری‌ها را در دوره‌های مختلف به دست می‌دهد (Kharazmi et al., 2016).

شکل شماره ۶ به‌صورت بصری مقادیر تغییر کاربری‌های مختلف به اراضی انسان‌ساخت را نشان می‌دهد. بر این اساس ۱۱/۷۴ کیلومترمربع (معادل ۱۱۷۴ هکتار) از اراضی زراعی در طی دوره پنج‌ساله به کاربری ساخت‌وساز تغییر پیدا کرده‌اند که بخش قابل‌توجه آن در نوار مرکزی استان و در حاشیه آزاد راه تهران- قزوین و باغات کرج قرار گرفته است. این در حالی ست که میزان تغییرات اراضی بایر به کاربری انسان‌ساخت در دوره مورد بررسی ۹/۴۹ کیلومترمربع معادل ۹۴۹ هکتار است که بخشی از آن به‌صورت لکه‌هایی در نواحی کوهستانی شمال منطقه قابل رؤیت است و بیانگر توسعه مناطق ییلاقی و روستایی این مناطق است. کلاس کاربری آب نیز به میزان ۱۵ هکتار تغییر کاربری داشته است که بخشی از آن با توسعه ویلاسازی در حاشیه سدها و منابع آب سطحی تغییر کاربری یافته است و بخش دیگر نیز نوسانات تغییر حجم دریاچه سدها مرتبط است.

در این مطالعه نقشه تغییر کاربری اراضی استان البرز در یک دوره پنج‌ساله با دقت ده متر تهیه شد. بررسی تغییرات کاربری در دو دوره مطالعاتی بیانگر این مطلب است که اراضی زراعی و باغی به‌سرعت در حال تغییر کاربری هستند.

شکل ۶- نقشه تغییرات کاربری‌های مختلف به کاربری انسان‌ساخت در طی دوره پنج‌ساله مورد مطالعه
Figure 6- The map of land cover changes to Built-Up during five years study

رشد و توسعه مناطق مسکونی، شهرک‌های اقماری، صنعتی و کشاورزی سبب از دست رفتن خاک حاصلخیز اراضی مناسب کشاورزی در این استان شده است. تمرکز صنایع در اطراف پایتخت و همجواری این استان با استان‌های صنعتی، سوددهی بسیار پایین‌تر کاربری-های کشاورزی و باغی نسبت به کاربری صنعتی و مسکونی و خرده مالکی از جمله عوامل مهم مؤثر در تشدید تغییر کاربری اراضی زراعی در این استان می‌باشند. در همین راستا برنامه‌ریزی دقیق و مدیریت کارآمد نقش مهمی را در حفظ خاک حاصلخیز و اراضی کشاورزی دارند. این امر در کنار وجود داده‌های به روز و قابل اتکا امکان‌پذیر است. پایش مستمر تغییرات با فنّاوری‌های موجود از جمله داده-های سنجش‌ازدور و التزام دستگاه‌های اجرایی بر تمکین از قوانین حفظ کاربری راضی و همچنین، امکان‌سنجی توسعه کاربری‌های انسان‌ساخت در مناطقی خارج از اراضی زراعی و باغی از جمله اقدامات مؤثر در حفظ خاک حاصلخیز و اراضی قابل کشت است. در پژوهش حاضر با تکیه بر داده‌های سنجش‌ازدور و روش‌های نوین طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای، نقشه تغییرات پنج سال اخیر استان البرز تهیه شده است که چشم‌انداز هشداردهنده‌ای از روند تخریب اراضی زراعی و باغی این استان و جهت گسترش اراضی انسان‌ساخت را ترسیم می‌کند که می‌تواند در تصمیم‌گیری‌های آتی مدیران اجرایی سودمند واقع شود.

تشکر و قدردانی

این مقاله از طرح پژوهشی به شماره فیپاک ۰-۱۰-۱۰-۰۱۸-۹۸۰۵۳۹ در موسسه تحقیقات خاک و آب کشور استخراج شده است. بدین وسیله نویسندگان بر خود لازم می‌دانند مراتب تشکر صمیمانه خود را از حمایت های موسسه تحقیقات خاک و آب کشور بعمل آورند.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسنده مقاله است.

Reference

1. Abdullah, A.Y.M., Masrur, A., Adnan, M.S.G., Baky, M., Al, A., Hassan, Q.K., Dewan, A. 2019. Spatio-Temporal Patterns of Land Use/Land Cover Change in the Heterogeneous Coastal Region of Bangladesh between 1990 and 2017. Remote Sensing, 11, 790. **https://doi.org/10.3390/rs11070790**
2. Abera, T.A., Vuorinne, I., Munyao, M., Pellikka, P.K. and Heiskanen, J., 2022. Land cover map for multifunctional landscapes of Taita Taveta County, Kenya, based on Sentinel-1 radar, Sentinel-2 optical, and topoclimatic data. Data, 7(3): 36. **https://doi.org/10.3390/data7030036**
3. Ahangarha, M, Saadat Seresht, M, Shahhoseini, R, Seyyedi, S.T., 2020. Crop Land Change Monitoring Based on Deep Learning Algorithm Using Multi-temporal Hyperspectral Images. Journal of Geomatics Science and Technology, 10 (2): 79-89 (In Persian)
4. Amani, M., Ghorbanian, A., Ahmadi, S.A., Kakooei, M., Moghimi, A., Mirmazloumi, S.M., Moghaddam, S.H.A., Mahdavi, S., Ghahremanloo, M., Parsian, S. and Wu, Q., 2020. Google earth engine cloud computing platform for remote sensing big data applications: A comprehensive review. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 13: 5326-5350. **https://doi.org/10.1109/JSTARS.2020.3021052**
5. Amani, M., Salehi, B., Mahdavi, S., Brisco, B., 2018. Spectral analysis of wetlands using multi-source optical satellite imagery. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 144: 19-36. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.005 Awad, M.M., Alawar, B. and Jbeily, R., 2019. A new crop spectral signatures database interactive tool (CSSIT). Data, *4*(2): 77. **https://doi.org/10.3390/data4020077**
6. Deiss, L., Margenot, A.J., Culman, S.W. and Demyan, M.S., 2020. Tuning support vector machines regression models improves prediction accuracy of soil properties in MIR spectroscopy. Geoderma, *365*: 114227. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114227**
7. Gao B.C., 1996. NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote sensing of environment. 58(3):257-66. **https://doi.org/10.1016/S00344257 (96)00067-3**
8. Ghayour, L.; Neshat, A.; Paryani, S.; Shahabi, H.; Shirzadi, A.; Chen,W.; Al-Ansari, N.; Geertsema, M.; Pourmehdi Amiri, M.; Gholamnia, M., 2021. Performance Evaluation of Sentinel-2 and Landsat 8 OLI Data for Land Cover/Use Classification Using a Comparison between Machine Learning Algorithms. Remote Sens, 13, 1349. **https://doi.org/10.3390/rs13071349**
9. Ghorbanian, A., Kakooei, M., Amani, M., Mahdavi, S., Mohammadzadeh, A. and Hasanlou, M., 2020. Improved land cover map of Iran using Sentinel imagery within Google Earth Engine and a novel automatic workflow for land cover classification using migrated training samples. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 167: 276-288. **https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.07.013**
10. Gurung, R.B., Breidt, F.J., Dutin, A. and Ogle, S.M., 2009. Predicting Enhanced Vegetation Index (EVI) curves for ecosystem modeling applications. Remote Sensing of Environment, *113*(10): 2186-2193. **https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.015**
11. Holtgrave, A.K., Röder, N., Ackermann, A., Erasmi, S. and Kleinschmit, B., 2020. Comparing Sentinel-1 and-2 data and indices for agricultural land use monitoring. Remote Sensing, *12*(18): 2919. **https://doi.org/10.3390/rs12182919**
12. Hu B, Xu Y, Huang X, Cheng Q, Ding Q, Bai L, Li Y., 2021. Improving urban land cover classification with combined use of sentinel-2 and sentinel-1 imagery. ISPRS International Journal of Geo-Information, 10(8):533. **https://doi.org/10.3390/ijgi10080533**
13. Huang, S., Tang, L., Hupy, J.P., Wang, Y. and Shao, G., 2021. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. Journal of Forestry Research, *32*(1): 1-6. **https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1**
14. Immitzer, M., Vuolo, F., Atzberger, C., 2016. First Experience with Sentinel-2 Data for Crop and Tree Species Classifications in Central Europe. Remote Sens, 8: 166. **https://doi.org/10.3390/rs8030166**

15. Kasaei zadegan, A.S., 2014. Drought analysis of Alborz province with SPI method, 1th international conference of Geographic science, Abadeh (In Persian).
16. Kharazmi, R., Panidi, E.A. and Karkon, V.M., 2016. Assessment of dry land ecosystem dynamics based on time series of satellite images. Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa, *13*(5): 214-223 (In Russian).
17. Kharazmi, R., Tavili, A., Rahdari, M.R., Chaban, L., Panidi, E. and Rodrigo-Comino, J., 2018. Monitoring and assessment of seasonal land cover changes using remote sensing: A 30-year (1987–2016) case study of Hamoun Wetland, Iran. Environmental monitoring and assessment, 190: 1-23. **https://doi.org/10.1007/s10661-018-6726-z**
18. Koskinen, J., Leinonen, U., Vollrath, A., Ortmann, A., Lindquist, E., d'Annunzio, R., Pekkarinen, A., Käyhkö, N., 2019. Participatory mapping of forest plantations with Open Foris and Google Earth Engine. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 148:63-74. **https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.12.011**
19. Laban, N., Abdellatif, B., Ebeid, H.M., Shedeed, H.A. and Tolba, M.F., 2019. Machine learning for enhancement land cover and crop types classification. Machine learning paradigms: theory and application, 71-87. **https://doi.org/10.1007/978-3-030-02357-7_4**
20. Madasa, A., Orimoloye, I.R. and Ololade, O.O., 2021. Application of geospatial indices for mapping land cover/use change detection in a mining area. Journal of African Earth Sciences, *175*: 104108. **https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2021.104108**
21. Mohammad esmaeil,Z., 2010. Monitoring land use\ land cover changes in karaj by applying remote sensing. Iranian journal of soil research (formerly soil and water sciences), 24(1): 81-88 (In Persian).
22. Mullissa, A., Vollrath, A., Odongo-Braun, C., Slagter, B., Balling, J., Gou, Y., Gorelick, N. and Reiche, J.,2021. Sentinel-1 SAR backscatter analysis ready data preparation in google earth engine. Remote Sensing, *13*(10): 1954. **https://doi.org/10.3390/rs13101954**
23. Nasiri, V., Deljouei, A., Moradi, F., Sadeghi, S.M.M. and Borz, S.A., 2022. Land use and land cover mapping using Sentinel-2, Landsat-8 Satellite Images, and Google Earth Engine: A comparison of two composition methods. Remote Sensing, *14*(9): 1977. **https://doi.org/10.3390/rs14091977**
24. Navidi, M.N., Asadi Rahmani, H., Chatrenour, M., Kharazmi, R., Jamshidi, M., Ziaee Javid, A., MohamadEsmaeil, Z., ebrahimi meymand, F, 2023. Changes in Agricultural Land Use as a Threat to Food Security, Land Management Journal, 11(2): 229-248 (In Persian).
25. Piao, Y.; Jeong, S.; Park, S.; Lee, D., 2021. Analysis of Land Use and Land Cover Change Using Time-Series Data and Random Forest in North Korea. Remote Sensing, 13, 3501. **https://doi.org/10.3390/rs13173501**
26. Polykretis, C., Grillakis, M.G., Alexakis, D.D., 2020. Exploring the impact of various spectral indices on land cover change detection using change vector analysis: A case study of Crete Island, Greece. Remote Sensing, *12*(2): 319. **https://doi.org/10.3390/rs12020319**
27. Rufin, P., Frantz, D., Ernst, S., Rabe, A., Griffiths, P., Özdo˘gan, M., Hostert, P., 2019. Mapping Cropping Practices on a National Scale Using Intra-Annual Landsat Time Series Binning. Remote Sensing, 11, 232. **https://doi.org/10.3390/rs11030232**
28. Sang, X., Guo, Q., Wu, X., Xie, T., He, C., Zang, J., Qiao, Y., Wu, H. and Li, Y., 2021. The effect of DEM on the land use/cover classification accuracy of landsat OLI images. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, *49*: 1507-1518. **https://doi.org/10.1007/s12524-021-01318-5**
29. Schulz, D., Yin, H., Tischbein, B., Verleysdonk, S., Adamou, R. and Kumar, N., 2021. Land use mapping using Sentinel-1 and Sentinel-2 time series in a heterogeneous landscape in Niger, Sahel. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 178, pp.97-111. **https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.06.005**
30. Shafizadeh-Moghadam, H., Minaei, F., Talebi-khiyavi, H., Xu, T. and Homaee, M., 2022. Synergetic use of multi-temporal Sentinel-1, Sentinel-2, NDVI, and topographic factors for estimating soil organic carbon. Catena, *212*: 106077. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106077**

31. Shojaeeian, A., Mokhtari Chelche, S., Keshtkar, L., Soleymani rad, E., 2015. Comparing the Performance of Parametric and NonparametricMethods in Land Cover Classification using Landsat-8 Satellite Images (Case study: A part of Dezful city), Scientific- Research Quarterly of Geographical Data (SEPEHR), 24(93): 53-64 (In Persian).
32. Solórzano, J.V., Mas, J.F., Gao, Y. and Gallardo-Cruz, J.A., 2021. Land use land cover classification with U-net: Advantages of combining sentinel-1 and sentinel-2 imagery. Remote Sensing, 13(18): 3600. **https://doi.org/10.3390/rs13183600**
33. Teluguntla, P., Thenkabail, P.S., Oliphant, A., Xiong, J., Gumma, M.K., Congalton, R.G., Yadav, K., Huete, A., 2018. A 30-m landsat-derived cropland extent product of Australia and China using random forest machine learning algorithm on Google Earth Engine cloud computing platform. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 144: 325–340. **https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.017**
34. Thanh Noi, P., Kappas, M., 2017. Comparison of Random Forest, k-Nearest Neighbor, and Support Vector Machine Classifiers for and Cover Classification Using Sentinel-2 Imagery. Sensors, 18, 18. **https://doi.org/10.3390/s18010018**
35. Valero-Carreras, D., Aparicio, J. and Guerrero, N.M., 2021. Support vector frontiers: A new approach for estimating production functions through support vector machines. Omega, *104*: 102490. **https://doi.org/10.1016/j.omega.2021.102490**
36. Yang, J., Xu, J., Lv, Y., Zhou, C., Zhu, Y. and Cheng, W., 2023. Deep learning-based automated terrain classification using high-resolution DEM data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, *118*: 103249. **https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103249**
37. Zha, Y., Gao, J. and Ni, S., 2003. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. International journal of remote sensing, *24*(3): 583-594. **https://doi.org/10.1080/01431160304987**

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص ۱۰۳-۱۲۷
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.367460.370

اثر نوع پوشش‌های گیاهی مختلف بر اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک (مطالعه موردی: زیست‌بوم‌های کوهستانی نوشهر، استان مازندران)

یحیی کوچ* ، محمود توکلی و کاظم نورمحمدی

دانشیار گروه مرتع‌داری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. **yahya.kooch@yahoo.com**

دانشجوی مقطع دکتری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس.**mahmoodtavakoli72@gmail.com**

دانش‌آموخته دکتری، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس. **k_nourmohammadi@yahoo.com**

دریافت: آبان ۱۴۰۳ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

خاک به‌عنوان بستر و رویشگاه گیاهان نقش اساسی در ارائه خدمات زیست‌بوم‌های طبیعی ایفا می‌کند و خصوصیات کیفی آن نیز به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارد. ازاین‌رو پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر پوشش‌های مختلف جنگلی، اکوتون جنگل-مرتع و مرتعی بر روی مشخصه‌های مرتبط با ماده آلی و زیستی خاک در منطقه کوهستانی البرز مرکزی واقع در نوشهر، استان مازندران انجام گرفت. بدین منظور در تابستان ۱۴۰۲ در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری انتخاب و در هر یک از قطعات یک هکتاری، چهار نمونه خاک (به‌طور کلی ۱۲ نمونه خاک از هر رویشگاه) در سطح ۳۰× ۳۰ سانتی‌متر و تا عمق ۱۰ سانتی‌متری برداشت شد. نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اغلب مشخصه‌های خاک در بین رویشگاه‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی تفاوت معنی‌داری ($p<0.05$) دارند. میزان رطوبت خاک در جنگل تا ۱۱٪ بیشتر و دمای آن تا ۸ درجه سانتی‌گراد پایین‌تر از مرتع بود. رویشگاه جنگلی همچنین کمترین چگالی ظاهری (۱/۱۶) و بیشترین میزان تخلخل (۰/۵۶)، پایداری (۷۲/۵۳) و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (۰/۳۹) را نشان داد. میزان فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک در جنگل به‌ترتیب ۱۶۸، ۱۰۸/۳، ۹۱/۱ و ۲۲۱ درصد بالاتر از مرتع اندازه‌گیری شد. فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز در خاک جنگل به‌ترتیب ۱/۶۹، ۲/۳۵، ۲/۰۲ و ۱/۸ برابر بیشتر از مرتع بود. شاخص‌های میکروبی خاک، شامل تنفس پایه، تنفس برانگیخته و میزان کربن، نیتروژن و فسفر زیتوده در جنگل به‌ترتیب ۲/۸۴، ۱/۶، ۱/۹، ۲/۳۵ و ۲/۲۹ برابر (نسبت به مرتع) بیشتر بود. جمعیت و زی‌توده کرم‌های خاکی در جنگل به‌ترتیب ۵/۸۴ و ۷/۱۹ برابر مقدار مشاهده‌شده در مرتع با کمترین تعداد و زیتوده کرم خاکی بود. همچنین، تعداد کنه‌ها، پادمان‌ها و نماتدها در جنگل به‌ترتیب ۳/۴۶، ۳/۵۷ و ۶/۱۳ برابر بیشتر از رویشگاه مرتع اندازه‌گیری شد. نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که محورهای اول و دوم در مجموع ۵۲/۳۷ درصد از تغییرات داده‌ها را تبیین می‌کنند. این یافته‌ها تأیید می‌کنند که پوشش جنگلی با مقادیر بالاتر اجزای ماده آلی خاک، شاخص‌های حاصلخیزی و فعالیت‌های زیستی همبستگی بیشتری دارد. به‌طورکلی، این پژوهش نشان می‌دهد که پوشش‌های جنگلی، به دلیل ظرفیت بالای خود در حفظ حاصلخیزی و تنوع زیستی خاک، نسبت به پوشش‌های اکوتونی و مرتعی، می‌توانند به‌عنوان گزینه‌ای مناسب برای احیای رویشگاه‌های تخریب‌شده در منطقه مورد مطالعه و مناطق مشابه، مورد توجه مدیران و تصمیم‌گیران قرار گیرند.

واژه‌های کلیدی: اکوتون، جنگل، مرتع، حاصلخیزی خاک، موجودات خاکزی

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **yahya.kooch@yahoo.com**

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

ناهمگونی‌ها در مناطق کوهستانی، تنوع در ارتفاع، جهت، شیب و به دنبال آن اختلاف در شرایط میکرواقلیمی منجر به تنوع پوشش گیاهی در فواصل کم در سرتاسر چشم‌انداز می‌شود (Joshi and Garkoti, 2023). این تنوع در پوشش گیاهی تأثیر قابل توجه و انکارناپذیری بر عملکرد زیست‌بوم‌های خشکی از جمله میزان تولید اولیه، ذخیره کربن آلی و چرخه مواد غذایی، دارد (Teixeira et al., 2020). همچنین تغییر در نوع پوشش گیاهی می‌تواند منجر به تغییرات قابل توجهی در ویژگی-های خاک و به دنبال آن حاصلخیزی خاک شود. ترکیب جوامع گیاهی روی سطح زمین فرآیندها و عملکردهای خاک را از طریق تغییر میکروکلیما (تعدیل درجه حرارت و حفظ رطوبت خاک)، تولید لاشبرگ و ترشحات ریشه و همچنین ارائه زیستگاه و منابع غذایی برای ارگانیسم‌های خاکزی، تحت تأثیر قرار می‌دهد (Chen et al., 2021). خاک به‌عنوان یک جزء طبیعی از زیست‌بوم‌های خشکی، به‌صورت مستقیم در ارائه عملکردها و خدمات مختلف شامل تولید خالص اولیه، تنظیم اقلیم و آب، چرخه مواد غذایی و ترسیب کربن کمک می‌کند (Smith et al., 2021). از این رو، درک چگونگی تأثیر ترکیب جوامع گیاهی بر عملکردهای چندگانه خاک از ارزش و اهمیت بالایی برخوردار است. به همین خاطر توجه جهانی به ارزیابی استفاده از زمین و تأثیر پوشش گیاهی بر ویژگی‌های خاک در حال افزایش است. در حقیقت پوشش گیاهی می-تواند از طریق برگ‌ریزی، تجمع و تجزیه مواد آلی خاک، تأثیر قابل توجهی بر کیفیت مواد آلی بستر و ساختمان خاک داشته باشد (Babur et al., 2022). در این زمینه خاکدانه-های خاک واحد اصلی ساختار خاک هستند و پایداری آن‌ها به‌طورکلی به‌عنوان یک شاخص کیفیت خاک در نظر گرفته می‌شود (Rieke et al., 2022). متوسط وزنی قطر خاکدانه‌های خاک اغلب برای تعیین پایداری خاکدانه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. پایداری خاکدانه‌ها به‌وسیله عوامل اتصال‌دهنده متنوعی مانند مواد آلی، اکسید آهن و آلومینیوم، کربنات‌ها و کاتیون‌های فلزی تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Xue et al., 2019). به‌طورکلی عوامل اتصال‌دهنده آلی در مقایسه با عوامل غیر آلی می‌توانند پایداری خاکدانه‌ها را به‌طور قابل توجهی بهبود دهند. در نتیجه این عوامل اتصال‌دهنده آلی نقش مهمی در مقاومت خاک نسبت به فرسایش دارند. خاکدانه‌های پایدار همچنین یک محافظت فیزیکی در مقابل حمله میکروبی برای مواد آلی خاک ایجاد می‌کند (Sarker et al., 2022) که اهمیت بررسی آن‌ها را دوچندان می‌کند.

با توجه به اینکه تغییر در مواد آلی خاک به زمان بسیار طولانی نیاز دارد (Hurisso et al., 2014) ، تعیین میزان تغییرات مواد آلی خاک به دنبال تغییر شیوه مدیریت و پوشش گیاهی چندین سال زمان لازم است. ازاین‌رو اخیراً اجزای مختلف ماده آلی خاک بیشتر مورد توجه قرار گرفته-اند. با اندازه‌گیری محتوای پایدار و ناپایدار مواد آلی که زمان بازگشت و تغییر و تحول آن‌ها کوتاه است می‌توان تغییرات ابتدایی ناشی از مدیریت را در زیست‌بوم پایش کرد (Ma et al., 2020). در این راستا (Kooch et al., 2022) گزارش کردند که در مقایسه با کل ماده آلی خاک (SOM) ، ذخایر ناپایدار مواد آلی (مواد آلی ذره‌ای، کربوهیدارت عصاره‌گیری شده با آب داغ و مواد آلی نامحلول) نسبت به تغییرات پوشش گیاهی حساس‌تر هستند. در این رابطه مواد آلی ذره‌ای خاک (شامل کربن آلی ذره‌ای و نیتروژون آلی ذره‌ای) باقیمانده ذرات آلی، اغلب با منشأ گیاهی، هستند که نقش کلیدی در معدنی‌سازی کربن و نیتروژن خاک دارند (Bimüller et al., 2014). بخش-های کربن عصاره‌گیری شده اغلب در نتیجه باقیمانده گیاهان تازه روی سطح خاک، ترشحات ریشه گیاهان و متابولیسم میکروبی در خاک شکل می‌گیرند. این بخش‌ها نقش مهمی در بهبود پایداری خاکدانه‌ها، بایومس میکروبی و فراهم کردن ماده اولیه برای فعالیت میکروبی دارند (Curtin et al., 2020). مواد آلی محلول خاک (شامل کربن آلی محلول و نیتروژن آلی محلول) نیز نقش قابل ملاحظه‌ای در چرخه مواد غذایی، حاصلخیزی و

عملکردهای خاک ایفا می‌کنند و به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی و مدیریت اراضی قرار دارند (Gmach et al., 2019). اگرچه خاک یک منبع عظیمی از کربن و نیتروژن است (Batjes, 2014)، به‌هرحال توانایی خاک در انباشت و انتقال کربن و نیتروژن تابعی از نسبت‌های مختلف مواد آلی موجود در خاک است؛ بنابراین مطالعه و ارزیابی اثر نوع پوشش گیاهی بر استوکیومتری مواد آلی و همچنین ویژگی‌های مرتبط با آن می‌تواند اطلاعات ارزشمندی درباره چگونگی چرخه کربن و نیتروژن (که از پارامترهای اثرگذار بر انتشار گازهای گلخانه‌ای و گرمایش زمین هستند) در زیست‌بوم‌های مختلف ارائه دهند.

در ارتباط با ارزیابی تغییرات کیفیت خاک تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی، مطالعات زیادی موجودات خاکزی را به‌عنوان مهم‌ترین شاخص‌های عملکردی و کیفیت خاک معرفی کرده‌اند (Maurya et al., 2020: Coleman et al., 2024). فراوانی و فعالیت آن‌ها در خاک به ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی، نوع خاک، کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی، نوع پوشش گیاهی (شامل ترکیب گونه‌ای، ساختار تاج پوشش و شکل معماری ریشه)، فرایند استفاده از زمین و اقلیم وابسته است (Pang et al., 2009). علاوه بر این یک اجماع عمومی بر رابطه مستقیم و غیرمستقیم بین فرایندهای میکروبی و عملکردهای زیست‌بوم در سطح بالا وجود دارد (Lladó et al., 2017). به‌عنوان مثال تبدیل جنگل به مراتع از طریق حذف پوشش گیاهی جنگلی که به مدت طولانی روی سطح خاک را پوشانده و به دنبال آن عملیات کشاورزی، اثرات قابل توجهی روی خاک می‌گذارد. این روند منجر به ایجاد یک آشفتگی در تعادل بین دسترسی مواد آلی گیاهی و تجزیه توسط میکروارگانیسم‌های خاک می‌شود (Don et al., 2011) که در نهایت بر روی عملکردها و کیفیت خاک تأثیر می‌گذارد (Malik et al., 2018). میکروارگانیسم‌ها نقش اصلی را در چرخه کربن و مواد مغذی ضروری (نیتروژن و فسفر) ایفا می‌کنند (Hemkemeyer et al., 2021). با توجه به پاسخ سریع پارامترهای بیولوژیکی و بیوشیمیایی خاک به تغییرات مدیریتی و پوشش گیاهی، این ویژگی‌ها می‌توانند به‌عنوان شاخص‌های کلیدی کیفیت و سلامت خاک مورد توجه قرار گیرند (Paz- Ferreiro and Fu, 2016: Bhaduri et al., 2022). مطالعات پیشین نشان دادند که تغییر در کاربری اراضی، پوشش گیاهی و شیوه‌های مدیریتی، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Luo et al., 2020: Emmert et al., 2021). در مقایسه با پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، خصوصیات بیولوژیک خاک به دلیل حساسیت به تغییرات جزئی محیط خاک برای مطالعات کیفیت خاک شاخص‌های ممتاز و مناسب‌تری تلقی می‌شوند (Mendes et al., 2019). به‌طور مثال ازآنجایی‌که کاتالیز و انتشار مواد غذایی توسط آنزیم‌ها به‌طور مستقیم رشد گیاهان و میکروارگانیسم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد، فعالیت آنزیمی خاک یک شاخص مهم و حساس برای میزان حاصلخیزی و کیفیت خاک گزارش شده است (Kooch et al., 2018). علاوه بر این مهم‌ترین دلیل استفاده از فعالیت‌های آنزیمی به‌عنوان یک شاخص کیفیت خاک، پتانسیل نشان دادن روند تغییر سریع سیستم در مقایسه با سایر خصوصیات خاک و همچنین ارتباط نزدیک آن با پارامترهای مرتبط با کیفیت خاک از جمله محتوای ماده آلی خاک، کربن و نیتروژن خاک است (Yao et al., 2019). چندین مطالعه نشان دادند که فعالیت‌های آنزیمی را می‌توان حساس‌ترین شاخص‌ها برای تشخیص تغییرات ناشی از تغییر در روش‌های مدیریتی و اثرات تغییر اقلیم در نظر گرفت (Lee et al., 2020).

فون خاکزی نیز نقش مهم و شناخته شده‌ای در تشکیل و پایداری ساختمان خاک دارد. فعالیت بی‌مهرگان خاکزی باعث افزایش کارایی چرخه‌های مکانی عناصر غذایی بوده و مانع تضعیف اکوسیستم‌ها از طریق نشت مواد به جریان‌های آبی و اقیانوس‌ها می‌شوند. در این بین کرم‌های خاکی به‌عنوان مهم‌ترین ماکروفون خاک و جزء اصلی‌ترین موجودات خرده‌ریز خوار در زیست‌بوم‌های طبیعی محسوب می‌شوند و بیشترین مقدار زی‌توده بی‌مهرگان خاک را به خود اختصاص می‌دهند (Al-Maliki et al.,

2021). کرم‌های خاکی با مخلوط کردن اجزای مواد آلی و خاک از طریق بلعیدن و حفر دالان‌ها، به بهبود ظرفیت نگهداری آب و تهویه خاک، تشکیل خاکدانه‌های پایدار، افزایش مواد مغذی در دسترس گیاهان و افزایش فعالیت و فراوانی میکروارگانیسم‌های خاک منجر می‌شوند (Le Bayon et al., 2021). از این رو تراکم و زیست‌توده کرم-های خاکی از جمله شاخص‌های بارز منعکس کننده پتانسیل فعالیت‌های حیاتی و کیفیت خاک محسوب می-شوند. کنه‌ها و پادمان‌ها نیز به‌عنوان شایع‌ترین موجودات خاک‌زی، میزان تجزیه مواد آلی، چرخه مواد غذایی و بهره-وری اولیه را افزایش می‌دهند و بر ترکیب و زی‌توده گونه-های میکروبی در رویشگاه جنگلی تأثیر می‌گذارند (Coleman et al., 2024) در نتیجه نقش کلیدی در بهبود نرخ تجزیه و چرخه مواد غذایی زیست‌بوم ایفا می‌کنند. همچنین نماتدهای خاک‌زی دارای جایگاهی ویژه در مرکزیت شبکه غذایی خاک هستند و بیشترین تراکم را در بین گونه‌های چند سلولی دارند و شامل طیف وسیعی از گروه‌های عملکردی و تروفیک هستند (Yeates et al., 2009). با توجه به تعاملات متنوع تغذیه‌ای نماتدها، ترکیب فون نماتد خاک منعکس‌کننده تغییرات در منابع گیاه مربوط به گونه، فصل یا اعمال مدیریت است (Ferris et al., 2021). پروتوزوئرها نیز به‌عنوان جزء مهم میکروفون خاک، نقش مهمی در معدنی کردن مواد آلی دارند و مواد غذایی را برای گیاهان و سایر ارگانیسم‌ها قابل دسترس می-کنند (Neemisha, 2020). این موجودات همچنین با خوردن باکتری‌ها (در هر ساعت چندصد تا چندصد هزار باکتری را می‌بلعند) در تعادل بیولوژیک و جوان نگه داشتن جمعیت ریزجانداران خاک کارایی ویژه‌ای دارند (Esteban and Fenchel, 2020)؛ بنابراین به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم باعث افزایش سرعت تجزیه و پوسیدگی مواد آلی می‌شوند و نقش بسزایی در انجام عملکردهای خاک دارند.

شواهد و مدارک متعددی وجود دارد که بیانگر ارتباط پیچیده بین پوشش گیاهی، مواد آلی تولیدشده در بخش‌های سطحی و زیرزمینی و ویژگی‌های خاک است. در مناطق کوهستانی، به دلیل ناهمگونی‌های محیطی و به دنبال آن تغییرات پوشش گیاهی، خصوصیات خاک نیز دستخوش تغییرات قابل توجهی می‌شوند. بااین‌حال، تغییرات کیفی خاک، به‌ویژه اجزای ماده آلی و ویژگی‌های زیستی خاک تحت تأثیر پوشش‌های گیاهی مختلف در این مناطق حساس، کمتر مورد مطالعه قرار گرفته است. بر این اساس، پژوهش حاضر با هدف بررسی اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک به‌عنوان شاخص‌هایی برای ارزیابی کیفیت خاک، تحت سه نوع پوشش گیاهی جنگل، اکوتون جنگل–مرتع و مرتع در منطقه‌ای کوهستانی در شمال ایران انجام شد. فرضیه اصلی این پژوهش بر این مبنا استوار است که نوع پوشش گیاهی اثر معناداری بر ویژگی‌های خاک دارد. در این راستا، اثرات پوشش‌های گیاهی مختلف (جنگلی، اکوتون جنگل–مرتع و مرتعی) بر ویژگی‌های مرتبط با اجزای ماده آلی و فعالیت‌های زیستی خاک (شامل فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی و جمعیت موجودات خاک‌زی مانند کرم‌های خاکی، کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، قارچ‌ها و باکتری‌ها) در لایه سطحی خاک مورد بررسی قرار گرفت. انتظار می‌رود نتایج این مطالعه بتواند درک مدیران و پژوهشگران را نسبت به اثرات تغییرات پوشش گیاهی بر حفظ مواد آلی خاک و تنوع زیستی در زیست‌بوم‌های کوهستانی ارتقاء دهد. همچنین یافته‌های این تحقیق می‌تواند در اصلاح راهبردهای مدیریتی پوشش گیاهی و بهبود خدمات اکوسیستمی مناطق کوهستانی مؤثر باشد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این مطالعه در منطقه کوهستانی البرز مرکزی شهرستان نوشهر در استان مازندران انجام گرفته و دارای مساحتی بالغ بر ۱۴۱۰۰ هکتار است که از این مقدار حدود ۸۶۷۰ هکتار جنگل و بقیه مراتع ییلاقی است. عرض جغرافیایی حوزه از ۳۶ درجه ۱۲ دقیقه و ۳۰ ثانیه تا ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی آن از ۵۱ درجه

و ۵۵ دقیقه و ۱۵ ثانیه تا ۵۲ درجه و ۱۲ دقیقه ۱۵ ثانیه شرقی متغیر است. حداقل ارتفاع منطقه ۲۷۰ متر و حداکثر آن ۳۳۵۰ متر از سطح دریا است. بر اساس سیستم طبقه‌بندی خاک USDA (دپارتمان کشاورزی ایالات‌متحده)، خاک‌های این منطقه در گروه آلفی‌سول‌ها (Alfisols) طبقه‌بندی می‌شوند. پوشش‌های اراضی مورد مطالعه در این تحقیق شامل: پوشش جنگلی، اکوتون جنگل- مرتع و پوشش مرتعی هستند.

روش نمونه‌برداری، تجزیه آزمایشگاهی خاک

به‌منظور بررسی اثر نوع پوشش گیاهی بر مشخصه‌های مختلف لایه معدنی خاک، پس از بررسی‌های اولیه و بازدیدهای میدانی، ابتدا مناطق تقریباً مشابه از لحاظ مواد مادری، ارتفاع از سطح دریا، درصد و جهت شیب تعیین شد. سپس به‌منظور نمونه‌برداری از لایه معدنی خاک، در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه سه قطعه یک هکتاری با فواصل حداقل ۶۰۰ متر انتخاب شدند. در هر یک از قطعه‌نمونه‌های یک هکتاری تعداد چهار نمونه از لایه سطحی خاک (سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری) در چهار گوشه قطعه نمونه برداشت شد (Hurlbert, 1984). به‌طورکلی در هر یک از رویشگاه‌های مورد مطالعه تعداد ۱۲ نمونه از لایه سطحی خاک برداشت و جهت انجام آزمایش به آزمایشگاه انتقال یافتند. مجموعاً، ۳۶ نمونه خاک از سه رویشگاه برداشت شده است. بخشی از نمونه‌های خاک جهت انجام آزمایش-های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک دو میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های زیستی تا زمان آزمایش در دمای چهار درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

محتوی رطوبت خاک با خشکاندن نمونه تازه خاک در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد و درجه حرارت خاک در عرصه با استفاده از دماسنج دیجیتال به دست آمد (Zancan et al., 2006). پس از اندازه‌گیری جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه (Plaster, 1985) و جرم مخصوص حقیقی با استفاده از پیکنومتر (Blake and Hartge, 1986) ، میزان تخلخل خاک (Pires et al., 2014) محاسبه شد. بافت خاک به روش هیدرومتری بایوکوس[1] (Bouyoucos, 1962)، توزیع اندازه ذرات خاکدانه‌های ماکرو (۰/۲۵ و ۰/۵۰ میلی‌متر) و میکرو (۰/۰۵۳ و ۰/۲۵ میلی‌متر) با روش الک تر (Elliott and Cambardella, 1991) و پایداری خاکدانه‌ها با روش یودر[2] (Kemper and Rosenau, 1986) تعیین شد. اسیدیته و هدایت الکتریکی خاک به ترتیب با استفاده از دستگاه pH و EC سنج اندازه‌گیری شد. مقدار ماده آلی خاک (میزان ماده آلی= درصد کربن آلی × ۱/۷۲۴) پس از تعیین کربن آلی به روش والکی بلاک (Black and Allison, 1965) بدست آمد. نیتروژن کل با استفاده از تکنیک نیمه میکرو کجلدال[3] (Bremner and Mulvaney, 1982) فسفر قابل جذب با روش اولسن[4] (Chapman and Pratt, 1962) و کلسیم، پتاسیم و منیزیم قابل جذب با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Bower et al., 1952) ، اندازه‌گیری شد. میزان ترسیب کربن و نیتروژن خاک با توجه به مقادیر کربن آلی، نیتروژن کل و چگالی ظاهری خاک تعیین شدند (Wang and Dalal, 2006). روش گزارش‌شده توسط (Kooch and Bayranvand, 2019) برای تعیین میزان مواد آلی ذره‌ای (کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای) و مواد آلی محلول (کربن و نیتروژن آلی محلول) به کار گرفته شد. غلظت نیترات و آمونیوم خاک به روش تقطیر بخار آب (Mulvaney, 1996) اندازه‌گیری شد.

روش انکوباسیون آزمایشگاهی برای سنجش فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل سولفاتاز و اینورتاز خاک (Hopkins et al., 1996) به‌کار گرفته شد. تنفس پایه و برانگیخته خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Hopkins et al., 1995) و کربن و نیتروژن

1- Bouyoucos hydrometer method
2- Yoder method
3-Semi Micro-Kjeldahl technique
4- Olsen method

زی‌توده میکروبی خاک به روش تدخین – استخراج اندازه-گیری شد (Brookes et al., 1985). ضریب متابولیک، از نسبت میزان تنفس پایه به کربن زیتوه میکروبی خاک، سهم میکروبی، با تقسیم میزان کربن زی‌توده میکروبی بر کربن آلی خاک و شاخص دسترسی کربن نیز از تقسیم میزان تنفس میکروبی پایه بر تنفس برانگیخته به‌دست آمد (Jia et al., 2005). کرم‌های خاکی بر اساس ویژگی‌های ظاهری‌شان (گروه‌های اکولوژیک اپیژئیک، آنسئیک و اندوژئیک) شناسایی (Asshoff et al., 2010) و سپس زی‌توده آن‌ها به تفکیک هر گروه در آزمایشگاه مورد اندازه-گیری قرار گرفت. شمارش کنه‌ها و پادمان‌ها به روش قیف برلیز، نماتدهای خاکزی با استفاده از تکنیک قیف بیرمن و سانتریفیوژ (Neher et al., 2005) ، پروتوزوئرهای خاک به‌وسیله میکروسکوپ با بزرگنمایی ۵۰ (Adl et al., 2006) ، جمعیت باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی به روش کشت (Wollum, 1982) در محیط آزمایشگاه ثبت شد.

تجزیه آماری داده‌ها

قبل از انجام تجزیه‌وتحلیل، تست کولموگروف اسمیرنوف و آزمون لون به ترتیب برای بررسی نرمالیته و همگنی واریانس داده‌ها مورد استفاده قرار گرفت. سپس آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه برای مقایسه ویژگی‌های لایه آلی و خاک بین پوشش‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی، به‌کار گرفته شد. در ادامه برای مقایسه میانگین پارامترهای که در بین پوشش‌های مختلف تفاوت معنی‌داری داشتند از آزمون دانکن ($P> 0.05$) استفاده شد. تمامی تجزیه‌وتحلیل‌های آماری در بسته نرم‌افزاری SPSS نسخه ۲۳ انجام گرفت. برای تعیین ارتباط مشخصه‌های خاک با پوشش‌های گیاهی مختلف مورد مطالعه، از تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA)، با ایجاد ماتریس حاصله در برنامه PC-ORD، ورژن ۵، تحت ویندوز استفاده شد.

نتایج

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های پایه خاک

مطابق با نتایج تجزیه واریانس یک‌طرفه (جدول ۱) اکثر مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی مورد بررسی خاک تفاوت معنی‌داری ($p<0.05$) تحت پوشش جنگل، اکوتون جنگل- مرتع و مرتعی نشان دادند. میزان رطوبت خاک در جنگل نسبت به مرتع ۱۱/۵ واحد افزایش داشت. همچنین، مقدار پایداری خاک در جنگل (۷۲/۵۳ درصد) تقریباً دو برابر مرتع (۳۹/۷۱ درصد) و ۱/۴ برابر اکوتون (۵۰/۲۱ درصد) به دست آمد. درصد رس در جنگل حدود ۱۵ واحد بیشتر از مرتع بود. مقدار خاکدانه ریز نیز در جنگل (۵۶ درصد) نسبت به اکوتون ۲۰ واحد (۶۰ درصد) بالاتر بود. در مقابل، دمای خاک، چگالی ظاهری و درصد شن در جنگل کمتر از سایر پوشش‌ها ارزیابی شد. دمای خاک در جنگل نسبت به مرتع هشت درجه پایین‌تر بود. مقدار چگالی ظاهری در مرتع حدود ۱۵ درصد نسبت به جنگل بالاتر بود. همچنین، درصد شن در مرتع (۳۴/۳۳ درصد) نسبت به جنگل ۸/۲۵ واحد (۳۲ درصد) بیشتر گزارش شد (جدول ۱). در خصوص ویژگی‌های شیمیایی، بیشترین مقادیر هدایت الکتریکی، ماده آلی، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم در خاک جنگل مشاهده شد (جدول ۱). میزان ماده آلی در جنگل در مقایسه با اکوتون ۴۸ درصد و نسبت به مرتع ۵۹ درصد بیشتر بود. مقدار فسفر در خاک جنگل ۲/۷ برابر مرتع و ۱/۷ برابر اکوتون و میزان پتاسیم نیز تقریباً دو برابر مرتع و اکوتون بود. مقدار کلسیم در جنگل (۲۶۷/۲۵ میلی‌گرم/کیلوگرم) نسبت به مرتع ۱/۹ برابر و نسبت به اکوتون ۱/۶ برابر بیشتر بود. علاوه بر این، میزان منیزیم در جنگل بیش از سه برابر مرتع و ۱/۶ برابر اکوتون محاسبه شد. مقدار واکنش خاک در بین مناطق مورد بررسی تفاوت آماری معنی‌داری نداشت (جدول ۱).

جدول ۱- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Table 1- Mean comparison (±SE) of soil physical and chemical properties under the studied vegetation covers

مشخصه‌های خاک	پوشش گیاهی			مقدار F	معنی‌داری
	جنگل	اکوتون جنگل- مرتع	مرتع		
فیزیکی					
رطوبت (درصد)	32.58± 2.04 a	25.54± 1.86 b	21.09± 1.12 b	11.36	0.000
درجه حرارت (درجه سانتی‌گراد)	24.14± 1.07 b	29.69± 1.74 a	32.36± 1.32 a	8.94	0.001
چگالی ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	1.16± 0.02 b	1.21± 0.03 b	1.34± 0.05 a	8.21	0.001
چگالی حقیقی (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	2.62± 0.05 a	2.68± 0.06 a	2.67± 0.06 a	0.31	0.737
تخلخل (درصد)	0.56± 0.01 a	0.46± 0.03 b	0.49± 0.02 ab	4.16	0.024
پایداری (درصد)	72.53± 1.94 a	50.21± 2.87 b	39.71± 2.21 c	49.95	0.000
شن (درصد)	26.08± 2.22 b	28.00± 2.46 b	34.33± 1.05 a	4.64	0.017
سیلت (درصد)	30.33± 2.29 a	35.92± 3.70 a	37.00± 2.01 a	1.67	0.204
رس (درصد)	43.58± 2.12 a	36.08± 2.06 b	28.67± 1.90 c	13.54	0.000
میانگین وزنی قطر خاکدانه (میلی‌متر)	0.39± 0.02 a	0.36± 0.03 ab	0.32± 0.02 b	3.36	0.048
خاکدانه درشت (درصد)	24.00± 2.21 a	19.75± 2.38 a	20.33± 1.84 a	1.14	0.332
خاکدانه ریز (درصد)	56.00± 2.02 a	34.08± 2.70 b	35.00± 3.64 b	18.72	0.000
نسبت خاکدانه درشت/ریز	0.43± 0.04 a	0.66± 0.12 a	0.67± 0.11 a	2.01	0.150
شیمیایی					
واکنش خاک (نسبت ۱ به ۲/۵ آب)	7.25± 0.07 a	7.14± 0.14 a	7.20± 0.14 a	0.24	0.787
هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	0.35± 0.02 a	0.31± 0.01 b	0.31± 0.01 b	3.40	0.046
محتوای ماده آلی (درصد)	7.76± 0.34 a	5.25± 0.16 b	4.87± 0.17 b	43.82	0.000
فسفر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	30.04± 1.83 a	17.43± 0.97 b	11.21± 1.13 c	49.75	0.000
پتاسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	387.50± 14.16 a	208.08± 8.22 b	186.08± 6.04 b	120.24	0.000
کلسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	267.25± 17.64 a	164.50± 10.23 b	139.83± 9.71 b	26.85	0.000
منیزیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	44.67± 1.84 a	28.58± 9.70 b	13.92± 0.89 c	7.22	0.003

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، پوشش جنگلی در تمامی شاخص‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک عملکرد برتری نسبت به اکوتون جنگل- مرتع و مرتع از خود نشان داد. به‌طوری‌که مقدار کربن در ذرات شن در جنگل حدود ۲۶ و ۳۸ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع، در ذرات سیلت، به‌ترتیب حدود ۲۴ و ۴۵ درصد بیشتر از اکوتون و مرتع بوده و در ذرات رس، مقدار کربن در خاک جنگل (۲/۰۷ درصد) تقریباً دو برابر اکوتون (۱/۰۹ درصد) و مرتع (۱/۱۰ درصد) اندازه‌گیری شده است. به همین ترتیب، مقدار کربن کل خاک در جنگل (۴/۵۰ درصد) بالاتر از مقادیر کربن کل در خاک اکوتون (۳/۰۴ درصد) و مرتع (۲/۸۳ درصد) است؛ همچنین، فاکتور غنی‌سازی کربن در رس و ترسیب کربن خاک در جنگل به‌ترتیب ۲۲–۲۸ و ۳۷–۴۱ درصد بیشتر از سایر پوشش‌ها می‌باشند. کربن آلی ذره‌ای خاک در جنگل به‌ترتیب حدود ۳۱ درصد و ۹۰ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع است؛ کربوهیدارت عصاره‌گیری‌شده با آب داغ (۰/۶۶ گرم/کیلوگرم) نیز حدود ۴۰–۷۸ درصد و کربن آلی محلول (۵۷/۳۷ میلی‌گرم/کیلوگرم) تا بیش از دو برابر مقادیر سایر پوشش‌ها اندازه‌گیری شد. از لحاظ نیتروژن، مقدار نیتروژن در ذرات شن، سیلت و رس در جنگل (۰/۱۱، ۰/۱۳ و ۰/۱۵ درصد) به‌ترتیب دو تا سه برابر، ۲/۲–۲/۶ برابر و بیش از دو برابر اکوتون (۰/۰۴، ۰/۰۶ و ۰/۰۷ درصد) و مرتع (۰/۰۵، ۰/۰۵ و ۰/۰۶ درصد) است. نیتروژن کل خاک در جنگل حدود ۲/۳–۲/۴ برابر بیشتر بوده و ترسیب نیتروژن تقریباً دو برابر اکوتون و مرتع گزارش شده است. در خاکدانه‌های درشت و ریز، بیشترین مقدار نیتروژن به ترتیب در جنگل (۰/۲۳ و ۰/۱۹ درصد)، اکوتون (۰/۱۷ و ۰/۱۲ درصد) و مرتع (۰/۰۹ و ۰/۰۸ درصد)

اندازه‌گیری شد. همچنین، مقادیر نیتروژن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی محلول در خاک جنگل تا ۲/۶ برابر اکوتون و ۲–۳/۴ برابر مرتع است. آمونیوم و نیترات نیز در خاک جنگل به‌ترتیب حدود ۳۰–۹۸ درصد و ۷۳–۱۴۰ درصد بالاتر از اکوتون و مرتع گزارش شده‌اند.

جدول ۲- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های مرتبط با کربن و نیتروژن خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Table 2- Mean Comparison (±SE) of soil carbon and nitrogen-related properties under the studied vegetation covers

ویژگی‌های خاک	پوشش گیاهی			مقدار F	معنی‌داری
	جنگل	اکوتون جنگل-مرتع	مرتع		
ویژگی‌های مرتبط با کربن خاک					
محتوای کربن در ذرات شن (درصد)	1.17 ± 0.05 a	0.93 ± 0.05 b	0.85 ± 0.04 b	10.83	0.000
محتوای کربن در ذرات سیلت (درصد)	1.26± 0.10 a	1.02± 0.05 b	0.87± 0.05 b	8.06	0.001
محتوای کربن در ذرات رس (درصد)	2.07± 0.13 a	1.09± 0.06 b	1.10± 0.10 b	30.72	0.000
محتوای کربن کل (درصد)	4.50± 0.20 a	3.04± 0.09 b	2.83± 10 b	43.82	0.000
فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات شن (درصد)	0.26± 0.01 a	0.31± 0.02 a	0.30± 0.01 a	2.61	0.088
فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات سیلت (درصد)	0.28± 0.02 b	0.34± 0.01 a	0.31± 0.02 ab	2.97	0.065
فاکتور غنی‌سازی کربن در ذرات رس (درصد)	0.46± 0.02 a	0.36± 0.02 b	0.38± 0.03 b	5.94	0.006
ترسیب کربن (مگاگرم در هکتار)	51.93± 2.34 a	36.88± 1.52 b	37.83± 1.28 b	22.66	0.000
کربن در خاکدانه‌های درشت (درصد)	2.65± 0.40 a	3.33± 0.60 a	1.87± 0.50 a	2.09	0.140
کربن در خاکدانه‌های ریز (درصد)	1.74± 0.25 a	1.84± 0.31 a	1.53± 0.29 a	0.31	0.738
کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	3.17± 0.20 a	2.43± 0.26 b	1.67± 0.12 c	13.33	0.000
کربوهیدارت عصاره‌گیری‌شده با آب داغ (گرم بر کیلوگرم)	0.66± 0.05 a	0.47± 0.03 b	0.37± 0.02 b	16.43	0.000
کربن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	57.37± 5.05 a	36.62± 2.79 b	25.58± 1.57 c	21.83	0.000
ویژگی‌های مرتبط با نیتروژن خاک					
محتوای نیتروژن در ذرات شن (درصد)	0.11± 0.01 a	0.04± 0.01 b	0.05± 0.01 b	14.81	0.000
محتوای نیتروژن در ذرات سیلت (درصد)	0.13± 0.02 a	0.06± 0.01 b	0.05± 0.01 b	7.67	0.002
محتوای نیتروژن در ذرات رس (درصد)	0.15± 0.04 a	0.07± 0.01 b	0.06± 0.01 b	14.81	0.000
محتوای نیتروژن کل (درصد)	0.39± 0.04 a	0.17± 0.02 b	0.16± 0.01 b	20.31	0.000
فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات شن (درصد)	0.30± 0.03 a	0.26± 0.04 a	0.32± 0.04 a	0.60	0.557
فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات سیلت (درصد)	0.37± 0.06 a	0.35± 0.04 a	0.32± 0.04 a	0.24	0.789
فاکتور غنی‌سازی نیتروژن در ذرات رس (درصد)	0.33± 0.06 a	0.39± 0.05 a	0.37± 0.03 a	0.34	0.716
ترسیب نیتروژن (مگاگرم در هکتار)	4.45± 0.51 a	2.10± 0.19 b	2.17± 0.16 b	16.42	0.000
نیتروژن در خاکدانه‌های درشت (درصد)	0.23± 0.03 a	0.17± 0.03 ab	0.09± 0.02 b	6.69	0.004
نیتروژن در خاکدانه‌های ریز (درصد)	0.19± 0.03 a	0.12± 0.01 b	0.08± 0.01 b	10.16	0.000
نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	0.39± 0.02 a	0.26± 0.04 b	0.15± 0.02 c	17.36	0.000
نیتروژن آلی محلول (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	41.18± 1.35 a	18.87± 1.67 b	12.14± 1.07 c	120.49	0.000
آمونیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	24.18± 3.18 a	18.58± 1.01 a	12.2± 0.64 b	9.32	0.001
نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	18.17± 1 a	10.52± 0.43 b	7.66± 0.54 c	59.28	0.000

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر استوکسومتری ماده آلی خاک

نتایج حاکی از عدم وجود تفاوت آماری معنی‌دار برای مقادیر نسبت کربن به نیتروژن، نسبت محتوای کربن در خاکدانه‌های درشت به خاکدانه‌های ریز، نسبت محتوای نیتروژن در خاکدانه‌های درشت به خاکدانه‌های ریز، نسبت کربن آلی ذره‌ای به نیتروژن آلی ذره‌ای، نسبت کربن آلی محلول به نیتروژن آلی محلول، نسبت ماده آلی ذره‌ای به ماده آلی خاک، نسبت کربوهیدرات استخراج‌شده با آب داغ به کربن آلی خاک، نسبت کربوهیدرات استخراج‌شده با آب داغ به ماده آلی ذره‌ای و لایه‌بندی ماده آلی خاک در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه بود (جدول ۳). مقدار نسبت کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های درشت و ریز در خاک تحتانی پوشش مرتعی (۲۰/۱۹ و ۱۷/۲۵) و اکوتون جنگل-

مرتع (۲۱/۳۱ و ۱۶/۱۲) تقریباً دو برابر پوشش جنگلی (۱۱/۲۱ و ۸/۸۸) بود. ماده آلی ذره‌ای خاک در تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه تغییرات معنی‌داری نشان داد به‌طوری‌که بیشترین مقدار آن به ترتیب در خاک تحتانی پوشش جنگلی (۳/۵۵)> اکوتون جنگل-مرتع (۲/۶۹)> مرتعی (۱/۸۲) اندازه‌گیری شد. ماده آلی محلول خاک نیز در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه رفتاری شبیه به ماده آلی ذره‌ای خاک نشان داد (جدول ۳).

جدول ۳- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) استوکیومتری[5] ماده آلی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Table 3- Means comparison (± SE) of soil organic matter stoichiometry under the studied vegetation covers

مشخصه‌های خاک	پوشش گیاهی			مقدار F	معنی‌داری
	جنگل	اکوتون جنگل-مرتع	مرتع		
نسبت کربن به نیتروژن خاک	13.23± 1.42 b	18.89± 1.45 a	18.43± 1.49 a	4.67	0.016
محتوای کربن در خاکدانه‌های درشت/ ریز	1.84± 0.35 a	2.33± 0.54 a	1.84± 0.71 a	0.26	0.769
محتوای نیتروژن در خاکدانه‌های درشت/ ریز	1.43± 0.24 a	1.63± 0.30 a	1.29± 0.35 a	0.33	0.724
نسب کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های درشت	11.21± 0.40 b	20.31± 1.44 a	20.19± 0.67 a	30.39	0.000
نسبت کربن به نیتروژن در خاکدانه‌های ریز	8.88± 0.23 b	16.12± 1.58 a	17.25± 1.55 a	12.47	0.000
ماده آلی ذره‌ای (کربن آلی ذره‌ای + نیتروژن آلی ذره‌ای)	3.55± 0.21 a	2.69± 0.25 b	1.82± 0.12 c	18.30	0.000
نسبت کربن آلی ذره‌ای به نیتروژن آلی ذره‌ای	8.59± 0.81 a	12.98± 3.19 a	15.83± 4.09 a	1.45	0.250
ماده آلی محلول (کربن آلی محلول + نیتروژن آلی محلول)	98.55± 5.44 a	55.48± 2.61 b	37.72± 2.04 c	72.33	0.000
نسبت کربن آلی محلول به نیتروژن آلی محلول	1.40± 0.12 a	2.18± 0.28 a	2.25± 0.22 b	4.61	0.017
نسبت ماده آلی ذره‌ای به ماده آلی خاک	0.47± 0.03 ab	0.52± 0.05 a	0.38± 0.03 b	3.27	0.049
نسبت کربوهیدارت استخراج‌شده با آب داغ به کربن آلی خاک	0.15± 0.02 a	0.15± 0.01 a	0.13± 0.01 a	0.94	0.401
نسبت کربوهیدارت استخراج‌شده با آب داغ به ماده آلی ذره‌ای	0.20± 0.03 a	0.20± 0.02 a	0.21± 0.02 a	0.19	0.832
لایه‌بندی ماده آلی	1.26± 0.09 a	1.06± 0.06 a	1.22± 0.09 a	1.80	0.181

اثر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه بر مشخصه‌های زیستی خاک

تجزیه واریانس مشخصه‌های زیستی خاک نشان داد که فعالیت‌های آنزیمی، فعالیت‌های میکروبی و فون خاکزی به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارند (شکل‌های ۱ تا ۳). فعالیت‌های آنزیمی خاک تحت پوشش جنگلی (اوره‌آز: ۱۸/۲۶، فسفاتاز: ۳۷۱/۱۷، آریل سولفاتاز: ۲۸۶/۱۷، اینورتاز: ۲۱۴/۷۵) حدود ۲۰—۸۰ درصد بالاتر از پوشش اکوتون جنگل- مرتع و مرتعی بود (شکل ۱). تنفس پایه و کربن زیتوده میکروبی در خاک جنگل به‌ترتیب ۳۲—۱۸۴ درصد و ۴۱—۹۰ درصد بیشتر از خاک اکوتون و مرتع بود. نیتروژن و فسفر زیتوده میکروبی نیز در جنگل بالاترین مقدار را داشتند (۴۶/۰۳ و ۷۸/۲۲ میلی‌گرم/کیلوگرم). ضریب متابولیک در جنگل (۱/۳۷) و اکوتون (۱/۴۸) تفاوتی نداشت اما در مرتع (۰/۹۳) کاهش معنی‌داری داشت و شاخص دسترسی به کربن در جنگل (۰/۳۸) ۶۵ درصد بیشتر از مرتع بود. همچنین، نسبت کربن به نیتروژن زیتوده میکروبی در جنگل (۹/۱۰) به‌طور معناداری کمتر از سایر پوشش‌ها (اکوتون؛ ۱۱/۴۷، مرتع؛۱۱/۵۰) بوده، ضریب متابولیک در جنگل (۱/۳۷) در مقایسه با مرتع (۰/۹۳) کاهش معنی‌داری داشت و شاخص دسترسی به کربن در جنگل (۰/۳۸) نسبت به مرتع (۰/۲۳) حدود ۶۵ درصد بیشتر بود (شکل ۲). در ارتباط با موجودات خاکزی، تعداد کرم خاکی در جنگل (۲/۹۲ تعداد در مترمربع) تقریباً شش برابر بیشتر و زیست‌توده آن‌ها (۳۲ میلی‌گرم در مترمربع) حدود هفت برابر بیشتر از مرتع است. همچنین، تعداد گروه‌های اندوژئیک و آنسئیک کرم خاکی در جنگل (به‌ترتیب ۱/۲۵ و ۱ در مترمربع) به‌طور معنی‌داری از مرتع (هر دو حدود ۰/۰۸ در مترمربع) بیشتر است. علاوه بر این، تعداد کنه و پادمان در جنگل (۴۲۹۷۴ و ۳۰۳۸۵ در

5 -Stoichiometry

مترمربع) بیش از ۳ و ۲/۵ تا ۳/۶ برابر بالاتر از اکوتون و مرتع است. تعداد نماتد (۲۳۴,۶۷ در ۱۰۰ گرم خاک) و پروتوزوآ (۴۰۸۷۵ در یک گرم خاک) در جنگل تقریباً ۱/۵ تا ۴/۵ برابر تعداد موجود در سایر پوشش‌ها شمارش شدند. نهایتاً، تعداد قارچ و باکتری در جنگل حدود ۲/۵ تا ۴/۹ برابر بالاتر از اکوتون و مرتع است، درحالی‌که نسبت قارچ به باکتری تفاوت معنی‌داری نداشت (شکل ۳).

شکل ۱- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) فعالیت آنزیمی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Figure 3- Means comparison (± S E) of soil enzymes activity under the studied vegetation covers

شکل ۲- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) شاخص‌های میکروبی خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Figure 2- Means comparison (± S E) of soil microbial indicators under the studied vegetation covers

شکل ۳- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) جمعیت موجودات خاک تحت پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه

Figure 3- Means comparison (± S E) of soil fauna papulation under the studied vegetation cover

نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی حاکی از تمایز بسیار واضح مشخصه‌های مورد بررسی خاک در بین پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه است. محورهای اول و دوم در مجموع ۵۲/۳۷ درصد (محور اول: ۴۱/۳۶ درصد و محور دوم: ۱۱/۰۱ درصد) از تغییرات ویژگی‌های خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف را توجیه می‌کنند. بر اساس نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی، پوشش جنگلی بالاترین مقادیر شاخص‌های حاصلخیزی، اجزای پایدار و ناپایدار ماده آلی و فعالیت‌های بیولوژیکی خاک را به خود اختصاص داد. در مقابل کمترین شاخص‌های حاصلخیزی خاک، اجزای ماده آلی خاک و جمعیت موجودات خاکزی به ترتیب به پوشش مرتعی و اکوتون جنگل- مرتع تعلق داشت. در مجموع می‌توان نتیجه گرفت، تغییر پوشش جنگلی به پوشش مرتعی کاهش محسوسی در شاخص‌های حاصلخیزی خاک، اجزای ماده آلی و به دنبال آن فعالیت و جمعیت موجودات خاکزی را به همراه دارد (شکل ۴).

شکل ۴- ارتباط پوشش‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی با مشخصه‌های مورد بررسی خاک در زیست‌بوم‌های کوهستانی شمال البرز

Figure 4- Relationship between forest, ecotone, and rangeland covers with the studied soil properties in the mountainous ecosystems of the northern Alborz region

بحث

ویژگی‌های پایه خاک

خاک به‌عنوان یک جزء مهم از زیست‌بوم که خدمات بی‌شماری را ارائه می‌دهد به‌شدت تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی و کاربری اراضی قرار دارد. ازاین‌رو در مناطق کوهستانی که به دلیل شرایط خاص اقلیمی، پوشش گیاهی در فواصل کم دچار تغییرات قابل توجهی می‌شود (Joshi and Garkoti, 2023)، توجه به ویژگی‌های خاک برای مدیریت پایدار زیست‌بوم‌های حساس کوهستانی بسیار مهم و ضروری است. در همین راستا، نتایج این تحقیق نشان داد که ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پایه خاک تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی از پوشش جنگلی به اکوتون جنگل-مرتع و در ادامه مرتعی به‌طور قابل‌توجهی تغییر می‌کنند. تغییر نوع و تراکم پوشش گیاهی و میزان

تولید مواد آلی در رویشگاه‌های مورد مطالعه از مهم‌ترین عوامل ایجاد اختلاف در مقدار رطوبت و دمای خاک (میکروکلیما) است (Chen et al., 2021). به‌طوری‌که تراکم بیشتر گونه‌های چوبی و به دنبال آن تولید مقادیر زیاد مواد آلی با ایجاد سایه موجب حفظ رطوبت و کاهش درجه حرارت خاک تحت رویشگاه جنگل طبیعی شده است، درحالی‌که کاهش تراکم و مقدار مواد آلی ورودی به ترتیب در اکوتون جنگل- مرتع و رویشگاه مرتعی به دلیل ورود نور بیشتر و افزایش تبخیر و تعرق، کاهش رطوبت به میزان ۱۱/۵ درصد و افزایش ۸ درجه‌ای حرارت خاک را به‌همراه داشته است. چگالی ظاهری خاک به‌عنوان یکی از شاخص-های اکولوژی فشردگی خاک به شمار می‌رود و به‌شدت ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Topa et al., 2021). نوع پوشش گیاهی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر چگالی ظاهری خاک شناخته شده است. استقرار و رشد پوشش گیاهی چگالی ظاهری خاک را به‌ویژه در لایه‌های سطحی، به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌دهد (Lu et al., 2020). مقدار چگالی ظاهری خاک در این مطالعه تغییرات معنی‌داری را نشان داد، به‌طوری‌که بیشترین آن متعلق به رویشگاه مرتعی (۱/۳۴) بود و کمترین آن به ترتیب در رویشگاه جنگلی (۱/۱۶) و اکوتون (۱/۲۱) مشاهده شد. این تغییرات احتمالاً به دلیل تفاوت در ویژگی‌های شیمیایی و مقدار مواد آلی ورودی (Karamina and Fikrinda, 2020) تحت پوشش‌های جنگلی، اکوتون و مرتعی است. مقدار تخلخل، پایداری، قطر وزنی متوسط خاکدانه در خاک تحت پوشش جنگلی در مقایسه با پوشش اکوتون و مرتعی بیشتر بود. این مسئله نیز می‌تواند به دلیل ورود مقادیر بالای مواد آلی توسط پوشش متراکم جنگل باشد. به‌طورکلی وجود پوشش تاجی و لایه آلی در کف جنگل با ایجاد دمای متعادل، شرایط مطلوب رطوبتی را در خاک فراهم می‌کند که با افزایش فعالیت کرم‌های خاکی (Singh et al., 2016) و به دنبال آن افزایش تولید حفره‌ها و کست‌ها (casts) ، می‌تواند موجب بهبود نفوذپذیری خاک، کاهش رواناب و همچنین بهبود دانه‌بندی خاک شود (Tiwari et al., 2022).

یکی از مؤلفه‌های اصلی در ارائه خدمات زیست-بوم، حاصلخیزی خاک است که تغییرات قابل‌توجهی را تحت تأثیر تغییر پوشش گیاهی نشان می‌دهد. ماده آلی خاک که به‌عنوان یکی از شاخص‌های حاصلخیزی مهم و موتور محرک خاک شناخته می‌شود به‌شدت به تغییر نوع مدیریت و پوشش گیاهی حساس است (Gmach et al., 2019; Curtin et al., 2020). یافته‌های این تحقیق نیز نشان می-دهد که تغییر پوشش گیاهی جنگلی به اکوتون جنگل–مرتع و پوشش مرتعی کاهش معنی‌دار ماده آلی خاک را به همراه داشته است. همچنین بر اساس نتایج پژوهش حاضر، تغییرات قابل‌توجهی در مقدار مواد غذایی خاک از جمله فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم خاک در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه مشاهده شد به‌طوری‌که بیشترین مقدار این مشخصه‌ها در رویشگاه جنگلی مشاهده شد. به‌طورکلی کیفیت مواد آلی ورودی به‌عنوان مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر ویژگی‌های حاصلخیزی خاک شرایط مناسبی را برای افزایش میزان ماده آلی خاک فراهم می‌کند. بعلاوه میزان دسترسی میکروارگانیسم‌ها به مواد غذایی به اجزاء لاشبرگ، ریشه و قطعات چوبی مرده وابسته است که در نهایت مقدار و فعالیت زیتوده میکروبی و ساختار جوامع میکروبی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Peng et al., 2022). تغییر پوشش گیاهی از طریق تغییر در کمیت و کیفیت مواد آلی ورودی توسط گونه‌های گیاهی مختلف این فرآیندها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. ازاین‌رو این مسئله می‌تواند به‌طور مستقیم با پوشش درختی منطقه موردمطالعه و ترکیب متفاوت گونه‌های گیاهی در آشکوب بالا و پایین در ارتباط باشد. از طرفی، با توجه به تراکم بالای پوشش گیاهی در اراضی جنگلی افزایش تولید مواد آلی قابل انتظار است. مطابق با گزارش (Van Miegroet et al., 2005) ، گونه-های درختی در مقایسه با درختچه‌ها و گونه‌های علفی، به دلیل اینکه حجم بیشتری از بقایای گیاهی را وارد خاک می‌کنند نقش مؤثرتری در بهبود میزان ماده آلی خاک دارند.

محتوای پایدار و ناپایدار ماده آلی خاک

نتایج پژوهش حاضر حاکی از تأثیر قابل‌توجه نوع پوشش گیاهی بر بیشتر ویژگی‌های پایدار و ناپایدار مواد آلی در خاک زیر پوشش‌های گیاهی مورد مطالعه است. فرآیندهای مختلفی می‌توانند توضیح‌دهنده تغییرات مواد آلی پایدار و ناپایدار خاک تحت پوشش‌های گیاهی مختلف باشند. به‌طور مثال مطالعه (Jiang et al., 2011) نشان می‌دهد که تفاوت در گونه‌های گیاهی می‌توانند محتوای ذخیره کربن و نیتروژن و پویایی آن‌ها را در خاک تحت تأثیر قرار دهند. در حقیقت گونه‌های گیاهی در حفاظت فیزیکی ماده آلی در خاکدانه‌ها و حفاظت شیمیایی ماده آلی در لایه‌های سطحی خاک بسیار مؤثر هستند (Okolo et al., 2020). به‌علاوه تجمع میزان کربن و نیتروژن در خاک همبستگی بالایی با اندازه ذرات و همچنین خاکدانه‌های خاک دارد (Okolo et al., 2020). در این رابطه کاهش تراکم تاج پوشش به دلیل تغییر پوشش گیاهی از جنگل به اکوتون و مرتع و همچنین تفاوت در نوع گونه‌های گیاهی مقدار ذخایر کربن و نیتروژن خاک را دستخوش تغییر کرده است. هم‌راستا با مطالعه (Lustosa et al., 2024) ، نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد که مقادیر کربن و نیتروژن خاک با کاهش تراکم تاج پوشش از پوشش جنگلی به مرتعی به‌طور قابل‌توجهی کاهش می‌یابد. مطالعات انجام شده اثبات کرده‌اند که ذرات ریز خاک مانند رس نقش قابل‌ملاحظه‌ای در تجمع ماده آلی دارند، درحالی‌که ذرات درشت‌تر خاک مانند سیلت و شن توانایی کمتری در ذخیره کربن و نیتروژن خاک دارند (Matus, 2021)؛ به‌عبارت‌دیگر می‌توان بیان کرد که ماده آلی در ذرات درشت خاک (ذرات سیلت و شن) ناپایدارتر هستند و حساسیت بیشتری به تغییرات پوشش گیاهی و کاربری اراضی دارند. ازاین‌رو کاهش درصد رس و افزایش درصد شن در خاک تحت پوشش اکوتون و مرتع در مقایسه با پوشش جنگلی می‌تواند از عوامل کاهش مقادیر کربن و نیتروژن خاک در این رویشگاه‌ها باشد. کاهش مواد آلی ذره‌ای (کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای) و کربوهیدارت عصاره‌گیری شده به‌ویژه در خاک تحت پوشش مرتعی، علاوه بر اینکه ممکن است بخاطر کاهش ورود مواد آلی باشد، احتمالاً می‌تواند به دلیل از بین رفتن کربن موجود در ذرات شن خاک باشد (Aziz et al., 2014). مشابه با نتایج به‌دست‌آمده در پژوهش حاضر، مطالعه (Okolo et al., 2020) نشان داد که ذخیره کربن و نیتروژن خاک با افزایش اندازه خاکدانه‌ها افزایش می‌یابد؛ بنابراین می‌توان بیان کرد که خاکدانه‌های درشت در مقایسه با خاکدانه‌های ریز، کربن و نیتروژن بیشتری را ذخیره می‌کنند. در یک مطالعه (Batjes, 2014) به این نتیجه رسیدند که تغییرات ذخیره کربن و نیتروژن در خاک بسیار وابسته به نوع مدیریت و پوشش گیاهی است. در حقیقت مقدار و کیفیت بقایای گیاهی واردشده به خاک، از عوامل اصلی این تغییرات به شمار می‌رود. ازاین‌رو می‌توان بیان کرد که تغییرات ذخیره این عناصر (کربن و نیتروژن) در خاک تحت پوشش‌های گیاهی موردمطالعه می‌تواند با تغییرات مقدار کربن آلی ذره‌ای خاک نیز در ارتباط باشد (Rocci et al., 2021). خاک تحت پوشش گیاهی جنگلی با محتوای بالاتر کربن آلی ذره‌ای، مقدار بالاتری از انباشتگی کربن و نیتروژن خاک را به خود اختصاص است.

گیاهان دی‌اکسید کربن را جذب می‌کنند و از طریق بقایای شاخه، برگ و ریشه‌ها بخشی از آن را در خاک ذخیره می‌کنند؛ بنابراین می‌توان بیان کرد که کاهش تراکم پوشش گیاهی در رویشگاه مرتعی در مقایسه با جنگل، فرآیند ذخیره کربن در خاک را به‌شدت کاهش داده است (Gmach et al., 2019). به‌علاوه با کاهش تراکم پوشش گیاهی بخش سطح خاکی لخت‌تر شده و نسبت به آبشویی مستعدتر می‌شود که می‌تواند به‌عنوان دلیلی دیگر برای کاهش مقادیر ذخیره کربن و نیتروژن خاک تحت پوشش مرتعی مورد توجه قرار بگیرد (Mchunu and Chaplot, 2012). نتایج این تحقیق حاکی از تأثیر قابل‌توجه نوع پوشش گیاهی بر ویژگی‌های کربن آلی ذره‌ای، نیتروژن آلی

ذره‌ای، کربن آلی محلول و نیتروژن آلی محلول در زیست-بوم کوهستانی مورد مطالعه است. در همین (Kooch et al., 2022) بیان کردند که اجزای ناپایدار ماده آلی خاک (از جمله مواد آلی ذره‌ای و محلول) به‌عنوان شاخص‌های اصلی سلامت خاک، به‌شدت تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار دارند. هم‌راستای نتایج پژوهش حاضر، (Sepahvand et al., 2019) تائید کردند که تراکم بالای درختان در پوشش جنگلی مواد آلی ذره‌ای و مواد آلی محلول خاک را افزایش می‌دهد. مواد آلی روی سطح خاک از منابع اولیه اجزای ناپایدار ماده آلی خاک هستند و ترکیب باقی‌مانده-های گیاهی و مواد آلی ورودی نقش تعیین‌کننده‌ای در مقدار و غلظت مواد آلی ذره‌ای و مواد آلی محلول خاک دارند. ازآنجایی‌که انواع مختلف اجزای ناپایدار مواد آلی از لایه آلی به لایه معدنی خاک منتقل می‌شوند، بنابراین شست‌وشوی ترکیبات مواد آلی تازه روی سطح خاک از طریق فرآیند تجزیه مواد آلی می‌تواند عامل اصلی تغییر در محتوای مواد آلی ذره‌ای و محلول در خاک تحت پوشش-گیاهی مختلف باشد (Sankaran and Augustine, 2004). نوع ساختار تاج پوشش نیز می‌تواند از طریق تأثیر بر میزان شستشوی خاک، مقادیر مواد آلی ذره‌ای و محلول خاک و همچنین چرخه مواد غذایی خاک را تحت تأثیر قرار دهد؛ بنابراین با توجه به اینکه تاج پوشش در اراضی با تعداد درخت کمتر (اکوتون) یا اراضی بدون درخت (مرتع) بازتر است، نرخ شست‌وشوی خاک، نسبت به اراضی جنگلی با تاج بسته‌تر، بیشتر است (Wu et al., 2020) ، ازاین‌رو محتوای مواد آلی ذره‌ای، مواد آلی محلول و مواد غذایی در خاک تحت پوشش مرتع و اکوتون کاهش یافته است. با توجه به مواردی که مطرح شد، می‌توان بیان کرد که پوشش جنگلی نقش بسیار برجسته‌ای در افزایش مواد آلی ناپایدار خاک (برای حفاظت از حاصلخیزی رویشگاه) در زیست‌بوم‌های حساس کوهستانی دارند. مقدار نیتروژن معدنی قابل دسترس که معمولاً به‌صورت آمونیوم و نیترات در خاک موجود است، عمدتاً به اختلاف بین سرعت آلی شدن و سرعت معدنی شدن بستگی دارد. مراحل معدنی شدن نیتروژن ابتدا با ورود منابع نیتروژن به چرخه از طریق ساق آب، اضافه شدن بقای گیاهی و جانوری به خاک شروع می‌شود، در مرحله بعد تجزیه مکانیکی بقایا توسط ریزخواران و سپس تجزیه شیمیایی مواد آلی توسط باکتری‌ها و قارچ‌ها و تشکیل آمونیوم انجام می‌شود. در ادامه باکتری نیتروزموناس آمونیوم را به نیتریت تبدیل کرده و سپس نیتریت تولیدشده تحت تأثیر نیتروباکتر به نیترات تبدیل می‌شود. هم‌راستا با یافته‌های تحقیق حاضر، (Korkanç and Dorum, 2019) بیان کردند که پوشش‌های مختلف اراضی با تغییر شرایط محیطی از جمله محتوای رطوبت و حرارت خاک میزان نیترات و آمونیوم خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. کاهش محتوای رطوبت در خاک‌های خشک به دلیل محدود کردن فعالیت‌های میکروبی، منجر به کاهش نرخ معدنی شدن نیتروژن می‌شود (Sankaran and Augustine, 2004). در نتیجه کاهش مقادیر نیتروژن معدنی (آمونیوم و نیترات) خاک تحت پوشش مرتعی می‌تواند به دلیل کاهش رطوبت خاک در این رویشگاه توضیح داده شود.

ویژگی‌های زیستی خاک

نتایج تحقیق حاضر نشان داد، نوع پوشش گیاهی با تغییر در مقدار مواد آلی ورودی و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، نقش تعیین‌کننده‌ای در شکل‌گیری تنوع موجودات خاکزی و عملکردهای زیست‌بوم ایفا می-کند. در همین راستا (Emmert et al., 2021) بیان کردند، تفاوت در ویژگی‌های بقایای گیاهی تولیدشده توسط پوشش‌های مختلف اراضی می‌تواند از دلایل مهم تفاوت در تراکم جمعیت موجودات خاکزی باشد. در تائید یافته-های تحقیق حاضر، نتایج مطالعه (Zhao et al., 2011) نشان داد که تغییرات ایجادشده در شرایط محیطی به دنبال تغییر پوشش گیاهی (به دلیل افزایش ورود مواد آلی و اصلاح خواص فیزیکوشیمیایی خاک) می‌تواند جمعیت و فعالیت موجودات زنده خاک را به‌طور مستقیم تحت تأثیر قرار دهد. آنزیم‌ها، واکنش‌ها و فرآیندهای مختلف متابولیکی در چرخه زیست‌شیمیایی مواد غذایی خاک را

کنترل می‌کنند و با توجه به اینکه در مقایسه با سایر ویژگی‌های خاک نسبت به تغییرات پوشش گیاهی و مدیریت اراضی سریع‌تر تغییر می‌کنند، به‌عنوان شاخصی از تغییرات بیولوژیک خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند (Kooch et al., 2018; Yao et al., 2019; Lee et al., 2020). بر این اساس فعالیت برخی از آنزیم‌ها مانند اوره‌آز، اینورتاز، فسفاتاز و آریل‌سولفاتاز که به ترتیب در چرخه نیتروژن، کربن، فسفر و گوگرد نقش دارند به تغییرات پوشش زمین حساس هستند (Kooch et al., 2018). با توجه به اینکه آنزیم‌های مورد مطالعه در این پژوهش به‌عنوان آنزیم‌های برون سلولی توسط میکروارگانیسم‌ها، ریشه گیاهان و موجودات خاکزی از جمله کرم خاکی تولید می‌شوند، بنابراین در ارتباط مستقیم با مواد آلی خاک هستند و تحت کنترل محتوای رطوبت خاک قرار دارند (Kooch et al., 2022). همان‌طور که نتایج پژوهش حاضر به‌خوبی نشان می‌دهد، تراکم بالای درختان با ریشه‌های گسترده در پوشش جنگلی با فراهم کردن شرایط اقلیمی (دما و رطوبت) مناسب و همچنین تولید مواد آلی فراوان (به‌عنوان منبع غذایی) جمعیت موجودات خاک و به دنبال آن فعالیت‌های آنزیمی خاک را به‌طور معنی‌داری بهبود بخشیده است. هم‌راستا با نتایج به‌دست‌آمده در تحقیق حاضر، گزارش‌های مشابهی مبنی بر همبستگی قوی تغییرات فعالیت‌های آنزیمی با تغییرات ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی (Zhang et al., 2021) و حاصلخیزی خاک (Wenxiang et al., 2002) در رویشگاه‌های مختلف ارائه شده است. نتایج این تحقیق حاکی از تغییرات معنی‌دار فعالیت‌های آنزیمی تحت پوشش‌های مختلف جنگلی، اکوتون و مرتعی است، به‌طوری‌که بالاترین میزان فعالیت-های آنزیمی در خاک تحت پوشش جنگلی با خاک حاصلخیزتر مشاهده شد. نتایج این پژوهش نشان داد که محتوی بالاتر بخش رس خاک به‌واسطه اثر پایداری و حفاظت خود بر روی فعالیت آنزیم‌ها، موجب بهبود تجمع و فعالیت آنزیم‌های خاک تحت پوشش جنگل شده است (Ling et al., 2014). همچنین میزان بالاتر فعالیت‌های آنزیمی در خاک تحت پوشش جنگل را می‌توان با مقادیر بالاتر ماده آلی خاک و غلظت بیشتر مواد مغذی خاک در ارتباط دانست. در این ارتباط (Zeng et al., 2009) بیان کردند که تغییرات ماده آلی خاک از مهم‌ترین عوامل تغییر در میزان فعالیت‌های میکروبی تحت پوشش‌های مختلف اراضی است.

در ارتباط با ویژگی‌های میکروبی خاک، نتایج این تحقیق حاکی از مقادیر بالاتر تنفس پایه، تنفس برانگیخته، کربن زیتوده میکروبی و نیتروژن زیتوده میکروبی خاک تحت پوشش جنگلی است. این پارامترها به دنبال تغییر پوشش جنگلی به اکوتون کاهش می‌یابد و در خاک تحت پوشش مرتعی به حداقل می‌رسد. ازآنجایی‌که شدت تنفس میکروبی بالاتر با فعالیت بیشتر جمعیت میکروبی در ارتباط است، بنابراین خاک‌های با تنفس میکروبی بالاتر به‌عنوان خاک با کیفیت مناسب‌تر در نظر گرفته می‌شوند (Cardoso et al. 2013). مقادیر بالاتر تنفس میکروبی پایه خاک تحت پوشش جنگلی می‌تواند با شرایط مناسب‌تر محیط (عرضه کافی منابع غذایی و رطوبت مناسب) برای فعالیت میکروب‌های خاک در ارتباط باشد. در پژوهش حاضر، محتوای پایین‌تر رطوبت و مواد آلی خاک تحت پوشش مرتعی از عوامل اصلی محدودیت فعالیت میکروبی و کاهش معنی‌دار میزان تنفس میکروبی در خاک این رویشگاه است (Singhet al., 2020). مطابق با نتایج مطالعه (Forugi Far et al., 2011) ، در خاک‌های با محتوای رس بالاتر زیتوده میکروبی خاک افزایش می‌یابد. این مسئله می‌تواند مقادیر بالای کربن و نیتروژن زیتوده میکروبی خاک در رویشگاه جنگلی با محتوی رس بالا را به‌خوبی توجیه کند. همچنین نتایج (Tardy et al., 2014) نشان داد که کاهش محتوای مواد غذایی خاک می‌تواند باعث کاهش شدید فعالیت‌های میکروبی خاک شود که نتایج پژوهش حاضر را تائید می‌کند. به‌طورکلی ازآنجایی‌که جمعیت میکروبی خاک به‌شدت به محتوای ماده آلی و میزان حاصلخیزی خاک وابسته است، وجود تاج متراکم به خاطر حضور درختان در رویشگاه جنگلی می‌تواند با تجمع

مقادیر بسیار زیاد مواد آلی و ایجاد میکرواقلیم متعادل، باعث تحریک جمعیت و فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک در کف جنگل شود (da Silva et al., 2012).

در این تحقیق، تراکم بالای گونه‌های چوبی در پوشش جنگلی با ایجاد سایه و تولید بقایای گیاهی فروان، شرایط دمایی و رطوبتی متعادلی را برای افزایش جمعیت کرم‌های خاکی فراهم کرده است درحالی‌که افزایش درجه حرارت، کاهش رطوبت و کاهش ورود مواد آلی تحت پوشش اکوتون و به‌ویژه مرتعی (به دلیل کاهش تراکم تاج پوشش) فعالیت و جمعیت گروه‌های اکولوژیک کرم خاکی را به‌شدت کاهش داده است. در همین راستا مطالعات مختلفی بیان کردند که کرم‌های خاکی محیط‌های غنی از مواد آلی با شرایط محیطی مناسب را ترجیح می‌دهند (Kooch et al., 2018; Tavakoli et al., 2018). به‌علاوه (Phillips et al., 2019) بیان کردند که ویژگی-های خاک از جمله، مقدار اسیدیته، هدایت الکتریکی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل دسترس و همچنین نسبت کربن به نیتروژن، از عوامل کنترل‌کننده جمعیت کرم-های خاکی تحت پوشش‌های مختلف گیاهی است. مطالعه (Ayuke et al., 2009) نیز حاکی از همبستگی مثبت گروه‌های مختلف کرم خاکی با محتوای نیتروژن در خاک-های جنگلی است. چنین شرایط مطلوبی تحت پوشش‌های جنگلی تأثیر مثبتی بر جمعیت و زیتوده کرم‌های خاکی دارد و برای حفظ حاصلخیزی خاک بسیار مهم تلقی می‌شوند. به‌طورکلی نتایج پژوهش حاضر نشان داد که تغییر نوع پوشش گیاهی، از جنگل به مرتع، فعالیت کرم‌های خاکی و همچنین جمعیت کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، باکتری‌ها و قارچ‌ها را به‌شدت کاهش داده است. درحالی که ورود مقدار زیادی بقایای گیاهی با کیفیت، ویژگی‌های مطلوب خاک (محتوای بالای ماده آلی، نیتروژن و مقادیر بالاتر فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل دسترس) و اثرات غیرمستقیم تاج پوشش از جمله بهبود شرایط دمایی و حفظ رطوبت خاک، فعالیت موجودات زنده خاک را تحت پوشش جنگلی به مقدار قابل‌توجهی افزایش داده است که هم‌راستا با نتایج مطالعات قبل است (Phillips et al., 2019). نتایج حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی (شکل ۱) به‌خوبی بهبود ویژگی‌های خاک تحت پوشش جنگلی در زیست‌بوم کوهستانی مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر نشان داد که پوشش‌های گیاهی مختلف، شامل جنگل، اکوتون جنگل-مرتع و مرتع، تأثیرات متفاوتی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، اجزای ماده آلی و مشخصه‌های زیستی خاک در زیست‌بوم کوهستانی مورد مطالعه دارند. در این میان، خاک مناطق جنگلی از کیفیت بالاتری برخوردار بود، به‌طوری‌که بر اساس نتایج تجزیه واریانس، اکثر شاخص‌های مورد بررسی با اختلاف معناداری ($p<0.05$) در وضعیت مطلوب‌تری قرار داشت. در مناطق جنگلی، رطوبت خاک ۱۱/۵ واحد بیشتر و دمای آن هشت درجه پایین‌تر بود که بیانگر شرایط بهینه ریزاقلیمی در خاک این رویشگاه در مقایسه با رویشگاه اکوتون و مرتعی است. همچنین، ویژگی‌های فیزیکی خاک مانند چگالی ظاهری، تخلخل، پایداری و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها به‌طور معناداری ($p<0.05$) ارتقاء یافته بود. به‌طوری‌که در پوشش جنگلی، چگالی ظاهری کمتر، اما پایداری، تخلخل و میانگین وزنی قطر خاکدانه به ترتیب ۲۲/۳۲، ۰/۱۰ و ۰/۰۳ واحد بیشتر از اکوتون و ۳۲/۸۲، ۰/۰۷ و ۰/۰۷ واحد بیشتر از مرتع بود. از منظر شیمیایی، میزان هدایت الکتریکی، ماده آلی و عناصر غذایی خاک تحت پوشش جنگلی به ترتیب بالاتر از سایر پوشش‌ها بود. در زمینه اجزای ماده آلی خاک، بیشترین مقادیر کربن و نیتروژن در اجزای شن، سیلت، رس و خاکدانه‌های ریزودرشت در منطقه جنگلی مشاهده شد. ویژگی‌های زیستی خاک نیز تحت پوشش جنگلی برتری داشت؛ فعالیت آنزیم‌های مهمی نظیر اوره‌آز، فسفاتاز، آریل‌سولفاتاز و اینورتاز به‌طور محسوسی حدود ۲۰–۸۰ درصد بیشتر بود. در پوشش جنگلی، شاخص‌های میکروبی شامل تنفس پایه، تنفس برانگیخته و مقادیر کربن، نیتروژن و فسفر

زیتوده میکروبی حدود ۳۲ تا ۷۸ درصد بالاتر از اکوتون و ۹۰ تا ۱۸۴ درصد بیشتر از مرتع اندازه‌گیری شد. تراکم و زی‌توده کرم‌های خاکی در جنگل به ترتیب تا ۱/۴ و ۷/۲ برابر بیشتر از اکوتون و مرتع بود. همچنین، فراوانی کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوآ، قارچ‌ها و باکتری‌ها در جنگل به ترتیب ۱/۵ تا ۳/۷ برابر نسبت به اکوتون و ۳/۵ تا ۶/۱ برابر نسبت به مرتع بیشتر بود. در همین ارتباط، تجزیه‌وتحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد ویژگی‌های مختلف مورد بررسی خاک در زیست‌بوم کوهستانی موردمطالعه، به‌صورت چشمگیری به نوع پوشش گیاهی پاسخ می‌دهند. به‌طورکلی، این نتایج به‌وضوح نشان می دهند که حضور پوشش جنگلی در این منطقه کوهستانی، احتمالاً به دلیل فراهم آوردن محیطی با تراکم بالای درختان و افزایش مواد آلی، توانایی بیشتری در حفظ تنوع زیستی و بهبود ویژگی‌های حاصلخیزی خاک در مقایسه با اکوتون جنگل-مرتع و مرتع دارد. با توجه به اثرات مثبت پوشش جنگلی در حفظ پایداری زیست‌بوم موردمطالعه و بهبود خصوصیات خاک، این تحقیق می‌تواند به‌عنوان مبنای علمی برای سیاست‌گذاری‌های مدیریتی در ارتباط با حفظ و ترمیم پوشش گیاهی در مناطق حساس و آسیب‌پذیر کوهستانی مشابه، مورد استفاده قرار گیرد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Adl, S. M., Acosta-Mercado, D., Anderson, T. R. and Lynn, D. H. 2006. Protozoa, supplementary material. In: Soil Sampling and Methods of Analysis (M.Carter and E.Gregorich, eds), 2nd Edition, pp.455-470. Lewis Publishers
2. Hopkins, D.W., Alef, K. and Nannipieri, P., 1996. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Journal of Applied Ecology, 33(1), p.178. **doi:10.2307/2405027**
3. Al-Maliki, S., Al-Taey, D.K. and Al-Mammori, H.Z., 2021. Earthworms and eco-consequences: Considerations to soil biological indicators and plant function: A review. Acta Ecologica Sinica, 41(6), pp.512-523. **https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2021.02.003**
4. Asshoff, R., Scheu, S. and Eisenhauer, N., 2010. Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. European Journal of Soil Biology, 46(5), pp.330-334. **https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.06.005**
5. Ayuke, F.O., Karanja, N.K., Muya, E.M., Musombi, B.K., Mungatu, J. and Nyamasyo, G.H.N., 2009. Macrofauna diversity and abundance across different land use systems in Embu, Kenya. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 11(2), pp.371-384.
6. Aziz, I., Mahmood, T., and Islam, K. R. (2014). Impact of long-term tillage and crop rotation on concentration of soil particulate organic matter-associated carbon and nitrogen. Pakistan Journal of Agricultural Sciences, 51(4), pp. 827-834.
7. Babur, E., Dindaroğlu, T., Roy, R., Seleiman, M.F., Ozlu, E., Battaglia, M.L. and Uslu, Ö.S., 2022. Relationship between organic matter and microbial biomass in different vegetation types. In Microbial syntrophy-mediated eco-enterprising (pp. 225-245). Academic Press. **https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99900-7.00005-5**
8. Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European Journal of Soil Science, 65(1), pp.10-21. **https://doi.org/10.1111/ejss.12114_2**
9. Bhaduri, D., Sihi, D., Bhowmik, A., Verma, B.C., Munda, S. and Dari, B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. Frontiers in Microbiology, 13, p.938481. **https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481**
10. Bimüller, C., Mueller, C.W., von Lützow, M., Kreyling, O., Kölbl, A., Haug, S., Schloter, M. and Kögel-Knabner, I., 2014. Decoupled carbon and nitrogen mineralization in soil particle size fractions of a forest topsoil. Soil Biology and Biochemistry, 78, pp.263-273. **https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.001**

11. Black, C. A., and Allison, L., 1965. Organic carbon. Methods of Soil Analysis: Part 2, pp.1367-1378.
12. Blake, G.R. and Hartge, K.H., 1986. Particle density. Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods, 5, pp.377-382. **https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c14**
13. Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. Agronomy journal, 54(5), pp.464-465. **https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x**
14. Bower, C.A., Reitemeier, R.F. and Fireman, M., 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Science, 73(4), pp.251-262.
15. Bremner, J.M. and Keeney, D.R., 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Analytica Chimica Acta, 32, pp.485-495.
16. Bremner, J.M. and Mulvaney, C.S., 1982. Nitrogen-Total. In: Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R., eds. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, pp.595-624.
17. Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. and Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biology and Biochemistry, 17(6), pp.837-842. **https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0**
18. Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A.D., Alves, P.R.L., and Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Scientia Agricola, 70, pp.274-289.
19. Chapman, H.D. and Pratt, P.F., 1962. Methods of analysis for soils, plants and waters. Soil Science, 93(1), p.68.
20. Chen, K., Hu, L., Wang, C., Yang, W., Zi, H. and Manuel, L., 2021. Herbaceous plants influence bacterial communities, while shrubs influence fungal communities in subalpine coniferous forests. Forest Ecology and Management, 500, 119656. **https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119656**
21. Coleman, D.C., Geisen, S. and Wall, D.H., 2024. Soil fauna: Occurrence, biodiversity, and roles in ecosystem function. In: Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. Elsevier, pp.131-159.
22. Curtin, D., Qiu, W., Peterson, M.E., Beare, M.H., Anderson, C.R. and Chantigny, M.H., 2020. Exchangeable cation effects on hot water extractable carbon and nitrogen in agricultural soils. Soil Research, 58(4), pp.356-363.
23. da Silva, D.K.A., de Oliveira Freitas, N., de Souza, R.G., da Silva, F.S.B., de Araujo, A.S.F. and Maia, L.C., 2012. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. Geoderma, 189, pp.257-261. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.020**
24. Don, A., Schumacher, J. and Freibauer, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks–a meta-analysis. Global Change Biology, 17(4), pp.1658-1670. **https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x**
25. Elliott, E.T. and Cambardella, C.A., 1991. Physical separation of soil organic matter. Agriculture, Ecosystems & Environment, 34(1-4), pp.407-419. **https://doi.org/10.1016/0167-8809 (91)90126-P**
26. Emmert, E.A., Geleta, S.B., Rose, C.M., Seho-Ahiable, G.E., Hawkins, A.E., Baker, K.T. and Briand, C.H., 2021. Effect of land use changes on soil microbial enzymatic activity and soil microbial community composition on Maryland's Eastern Shore. Applied Soil Ecology, 161, 103824. **https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103824**
27. Esmaeilzadeh, J. and Ahangar, A.G., 2014. Influence of soil organic matter content on soil physical, chemical and biological properties. International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences, 4(4), pp.244-252.

28. Esteban, G.F. and Fenchel, T.M., 2020. Ecology of protozoa. In: The Biology of Free-living Phagotrophic Protists. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. **https://doi.org/10.1007/978-3-030-28973-4**
29. Ferris, H., Cares, J.E. and Esteves, A.M., 2021. Effect of land use and seasonality on nematode faunal structure and ecosystem functions in the Caatinga dry forest. European Journal of Soil Biology, 103, 103296. **https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103296**
30. Forugi Far, H., Jafarzadeh, A.A., Torabi Golsefidi, H. and Ali Asgarzad, N., 2011. The impact of landform units on distribution and spatial variability of soil biological indices in Tabriz Plain. Journal of Water and Soil, 21(4), pp.1-18.
31. Gmach, M.R., Cherubin, M.R., Kaiser, K. and Cerri, C.E.P., 2019. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. Scientia Agricola, 77, e20180164. **https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0164**
32. Hemkemeyer, M., Schwalb, S.A., Heinze, S., Joergensen, R.G. and Wichern, F., 2021. Functions of elements in soil microorganisms. Microbiological Research, 252, 126832. **https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126832**
33. Hurisso, T.T., Norton, J.B. and Norton, U., 2014. Labile soil organic carbon and nitrogen within a gradient of dryland agricultural land-use intensity in Wyoming, USA. Geoderma, 226, pp.1-7. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.003**
34. Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs, 54(2), pp.187-211. **https://doi.org/10.2307/1942661**
35. Jia, G., Cao, J., Wang, C., & Wang, G., 2005. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. Forest Ecology and Management, 217(1), pp.117-125. **https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.055**
36. Jiang, L., Han, X., Dong, N., Wang, Y., & Kardol, P., 2011. Plant species effects on soil carbon and nitrogen dynamics in a temperate steppe of northern China. Plant and Soil, 346, pp.331-347.
37. Joshi, R.K. & Garkoti, S.C., 2023. Influence of vegetation types on soil physical and chemical properties, microbial biomass and stoichiometry in the central Himalaya. Catena, 222, 106835. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.106835**
38. Karamina, H. & Fikrinda, W., 2020. Soil amendment impact to soil organic matter and physical properties on the three soil types after second corn cultivation. AIMS Agriculture and Food, 5(1), pp.150-169.
39. Kemper, W.D. & Rosenau, R.C., 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods, 5, pp.425-442.
40. Kooch, Y. & Bayranvand, M., 2019. Labile soil organic matter changes related to forest floor quality of tree species mixtures in Oriental beech forests. Ecological Indicators, 107, 105598. **https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105598**
41. Kooch, Y., Amani, M. & Abedi, M., 2022. The effect of shrublands degradation intensity on soil organic matter-associated properties in a semi-arid ecosystem. Science of the Total Environment, 853, 158664. **https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158664**
42. Kooch, Y., Ghorbanzadeh, N., Wirth, S., Novara, A. & Piri, A.S., 2021. Soil functional indicators in a mountain forest-rangeland mosaic of northern Iran. Ecological Indicators, 126, 107672. **https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107672**
43. Kooch, Y., Tavakoli, M. & Akbarinia, M., 2018. Microbial/biochemical indicators showing perceptible deterioration in the topsoil due to deforestation. Ecological Indicators, 91, pp.84-91. **https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.065**
44. Korkanç, S.Y. & Dorum, G., 2019. The nutrient and carbon losses of soils from different land cover systems under simulated rainfall conditions. Catena, 172, pp.203-211.
45. Le Bayon, R.C., Bullinger, G., Schomburg, A., Turberg, P., Brunner, P., Schlaepfer, R. & Guenat, C., 2021. Earthworms, plants, and soils. In: Hydrogeology, Chemical Weathering, and Soil Formation, pp.81-103.
46. Lee, S.H., Kim, M.S., Kim, J.G. & Kim, S.O., 2020. Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. Sustainability, 12(19), 8209. **https://doi.org/10.3390/su12198209**

47. Li, Y.Y., Dong, S.K., Wen, L., Wang, X.X. & Wu, Y., 2014. Soil carbon and nitrogen pools and their relationship to plant and soil dynamics of degraded and artificially restored grasslands of the Qinghai–Tibetan Plateau. Geoderma, 213, pp.178-184. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.024**
48. Ling, N., Sun, Y., Ma, J., Guo, J., Zhu, P., Peng, C., & Shen, Q., 2014. Response of the bacterial diversity and soil enzyme activity in particle-size fractions of Mollisol after different fertilization in a long-term experiment. Biology and Fertility of Soils, 50, pp.901-911. **https://doi.org/10.1007/s00374-014-0901-6**
49. Lladó, S., López-Mondéjar, R. & Baldrian, P., 2017. Forest soil bacteria: diversity, involvement in ecosystem processes, and response to global change. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 81(2), pp.10-1128. **https://doi.org/10.1128/MMBR.00063-16**
50. Lu, J., Zhang, Q., Werner, A.D., Li, Y., Jiang, S. & Tan, Z., 2020. Root-induced changes of soil hydraulic properties–A review. Journal of Hydrology, 589, 125203. **https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125203**
51. Luo, D., Cheng, R.M., Liu, S., Shi, Z.M. & Feng, Q.H., 2020. Responses of soil microbial community composition and enzyme activities to land-use change in the Eastern Tibetan Plateau, China. Forests, 11(5), 483. **https://doi.org/10.3390/f11050483**
52. Lustosa Filho, J.F., de Oliveira, H.M.R., de Souza Barros, V.M., Dos Santos, A.C. & de Oliveira, T.S., 2024. From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. Science of the Total Environment, 908, 168251. **https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.168251**
53. Ma, W., Li, G., Wu, J., Xu, G., & Wu, J., 2020. Response of soil labile organic carbon fractions and carbon-cycle enzyme activities to vegetation degradation in a wet meadow on the Qinghai–Tibet Plateau. Geoderma, 377, 114565. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114565**
54. Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., & Griffiths, R.I., 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. Nature Communications, 9(1), 3591. **https://doi.org/10.1038/s41467-018-06080-w**
55. Matus, F.J., 2021. Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis. Scientific Reports, 11(1), 6438. **https://doi.org/10.1038/s41598-021-85814-8**
56. Maurya, S., Abraham, J.S., Somasundaram, S., Toteja, R., Gupta, R., & Makhija, S., 2020. Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. Environmental Monitoring and Assessment, 192, pp.1-22. **https://doi.org/10.1007/s10661-019-7970-7**
57. Mchunu, C. & Chaplot, V., 2012. Land degradation impact on soil carbon losses through water erosion and CO2 emissions. Geoderma, 177, pp.72-79.
58. Mendes, M.S., Latawiec, A.E., Sansevero, J.B., Crouzeilles, R., Moraes, L.F., Castro, A., & Strassburg, B.B., 2019. Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. Restoration Ecology, 27(2), pp.361-370.
59. Mulvaney, R.L., 1996. Nitrogen—inorganic forms. In: Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods, 5, pp.1123-1184.
60. Neemisha, 2020. Role of soil organisms in maintaining soil health, ecosystem functioning, and sustaining agricultural production. Soil Health, pp.313-335.
61. Neher, D., Wu, J., Barbercheck, M. and Anas, O., 2005. Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. Applied Soil Ecology, 30(1), pp.47-64.
62. Okolo, C.C., Gebresamuel, G., Zenebe, A., Haile, M., & Eze, P.N., 2020. Accumulation of organic carbon in various soil aggregate sizes under different land use systems in a semi-arid environment. Agriculture, Ecosystems & Environment, 297, 106924. **https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106924**
63. Pang, X., Ning, W., Qing, L., & Bao, W., 2009. The relation among soil microorganism, enzyme activity and soil nutrients under subalpine coniferous forest in Western Sichuan. Acta Ecologica Sinica, 29(5), pp.286-292.

64. Paz- Ferreiro, J. & Fu, S., 2016. Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations. Land Degradation & Development, 27(1), pp.14-25.
65. Peng, Y., Holmstrup, M., Schmidt, I.K., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Heděnec, P., & Vesterdal, L., 2022. Litter quality, mycorrhizal association, and soil properties regulate effects of tree species on the soil fauna community. Geoderma, 407, 115570. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115570**
66. Phillips, H.R., Guerra, C.A., Bartz, M.L., Briones, M.J., Brown, G., Crowther, T.W., & Eisenhauer, N., 2019. Global distribution of earthworm diversity. Science, 366(6464), pp.480-485.
67. Pires, L.F., Brinatti, A.M., Saab, S.C., & Cássaro, F.A., 2014. Porosity distribution by computed tomography and its importance to characterize soil clod samples. Applied Radiation and Isotopes, 92, pp.37-45.
68. Plaster, E.J., 1985. Soil Science and Management. Delmar Publishers Inc.
69. Rieke, E.L., Bagnall, D.K., Morgan, C.L., Flynn, K.D., Howe, J.A., Greub, K.L., & Honeycutt, C.W., 2022. Evaluation of aggregate stability methods for soil health. Geoderma, 428, 116156. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116156**
70. Rocci, K.S., Lavallee, J.M., Stewart, C.E., & Cotrufo, M.F., 2021. Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. Science of the Total Environment, 793, 148569. **https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148569**
71. Sankaran, M. & Augustine, D.J., 2004. Large herbivores suppress decomposer abundance in a semiarid grazing ecosystem. Ecology, 85(4), pp.1052-1061.
72. Sarker, T.C., Zotti, M., Fang, Y., Giannino, F., Mazzoleni, S., Bonanomi, G., & Chang, S.X., 2022. Soil aggregation in relation to organic amendment: a synthesis. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 22(2), 2481-2502. **https://doi.org/10.1007/s42729-022-00586-2**
73. Sepahvand, H., Feizian, M., Mirzaeitalarposhti, R., & Müller, T., 2019. Density separation of soil organic matter across three land uses in calcareous soils of Iran. Archives of Agronomy and Soil Science, 65(13), 1820-1830. **https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1617410**
74. Singh, A.K., Jiang, X.J., Yang, B., Wu, J., Rai, A., Chen, C., & Singh, N., 2020. Biological indicators affected by land use change, soil resource availability and seasonality in dry tropics. Ecological Indicators, 115, 106369. **https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106369**
75. Singh, A.K., Rai, A., Banyal, R., Chauhan, P.S., & Singh, N., 2018. Plant community regulates soil multifunctionality in a tropical dry forest. Ecological Indicators, 95, 953-963. **https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.013**
76. Singh, S., Singh, J., & Vig, A.P., 2016. Effect of abiotic factors on the distribution of earthworms in different land use patterns. The Journal of Basic & Applied Zoology, 74, 41-50.
77. Smith, P., Keesstra, S.D., Silver, W.L., & Adhya, T.K., 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 376(1834), 20200169. **https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169**
78. Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., & Maron, P.A., 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. Environmental Microbiology Reports, 6(2), 173-183. **https://doi.org/10.1111/1758-2229.12124.**
79. Tavakoli, M., Kooch, Y., & Akbarinia, M., 2018. Frequency and diversity of worms in topsoil of degraded and reclaimed forest habitats of the Caspian region. Iranian Journal of Forest, 10(3), 293-306. (in Persian)
80. Teixeira, H.M., Cardoso, I.M., Bianchi, F.J., da Cruz Silva, A., Jamme, D., & Peña-Claros, M., 2020. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. Forest Ecology and Management, 457, 117696. **https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117696**

81. Tiwari, N., Lone, A.R., Thakur, S.S., Sokefun, O.B., & Yadav, S., 2022. Earthworms: A Contrivance to Ameliorate Water Infiltration Rates and Water Holding Capacity in Agroecosystem.
82. Topa, D., Cara, I.G., & Jităreanu, G., 2021. Long term impact of different tillage systems on carbon pools and stocks, soil bulk density, aggregation and nutrients: A field meta-analysis. Catena, 199, 105102. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105102**
83. Van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Bever, J.D., Bezemer, T.M., Casper, B.B., Fukami, T., & Wardle, D.A., 2013. Plant–soil feedbacks: the past, the present and future challenges. Journal of Ecology, 101(2), 265-276. **https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054**
84. Van Miegroet, H., Boettinger, J.L., Baker, M.A., Nielsen, J., Evans, D., & Stum, A., 2005. Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in northern Utah. Forest Ecology and Management, 220(1-3), 284-299. **https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.030**
85. Wang, W.J., & Dalal, R.C., 2006. Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices. Soil and Tillage Research, 91(1–2), 68–74. **https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.005**
86. Wenxiang, H., Xin, J., & Yongrong, B., 2002. Study on soil enzyme activity effected by dimehypo. Xibei Nonglin Keji Daxue Xuebao (China).
87. Wollum, A.G., 1982. Cultural methods for soil microorganisms. In: Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties, 9, pp.781-802.
88. Wu, J., Wang, H., Li, G., Ma, W., Wu, J., Gong, Y., & Xu, G., 2020. Vegetation degradation impacts soil nutrients and enzyme activities in wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. Scientific Reports, 10: 21271. **https://doi.org/10.1038/s41598-020-78216-5**
89. Xue, B., Huang, L., Huang, Y., Yin, Z., Li, X., & Lu, J., 2019. Effects of organic carbon and iron oxides on soil aggregate stability under different tillage systems in a rice–rape cropping system. Catena, 177, 1-12. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.007**
90. Yao, Y., Shao, M., Fu, X., Wang, X., & Wei, X., 2019. Effects of shrubs on soil nutrients and enzymatic activities over a 0–100 cm soil profile in the desert-loess transition zone. Catena, 174, 362-370. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.007**
91. Yeates, G.W., Ferris, H., Moens, T., & Putten, W.V.D., 2009. The role of nematodes in ecosystems.
92. Zancan, S., Trevisan, R., & Paoletti, M.G., 2006. Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. Agriculture, Ecosystems & Environment, 112(1), 1-12. **https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.004**
93. Zeng, D.H., Hu, Y.L., Chang, S.X., & Fan, Z.P., 2009. Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (Pinus sylvestris var. mongolica) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. Plant and Soil, 317, 121-133. **https://doi.org/10.1007/s11104-008-9790-1**
94. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., & Zhang, R., 2021. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta- analysis of field studies. GCB Bioenergy, 13(12), 1859–1873. **https://doi.org/10.1111/gcbb.12836**
95. Zhao, J., Wang, X., Shao, Y., Xu, G., & Fu, S., 2011. Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. Soil Biology and Biochemistry, 43(5), 954-960. **https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.01.018**

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص ۱۲۹-۱۴۷
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.366686.364

شناسایی و رتبه‌بندی عوامل مؤثر بر تغییر کاربری باغ‌های چای ایران (مورد مطالعه: منطقه لاکان، شهرستان رشت)

سید جواد امیرکیایی، محمد کاوسی کلاشمی* و رضا اسفنجاری کناری

دانش‌آموخته کارشناسی ارشد توسعه روستایی، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه گیلان. **a.kiayi@yahoo.com**

دانشیار، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه گیلان. **mkavoosi@guilan.ac.ir**

استادیار، گروه اقتصاد کشاورزی، دانشگاه گیلان. **esfanjari@guilan.ac.ir**

دریافت: مرداد ۱۴۰۳ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

تغییر کاربری اراضی کشاورزی، امنیت غذایی، خودکفایی و اشتغال پایدار جامعه روستایی را با چالش مواجه ساخته و سبب ایجاد پیامدهای اجتماعی، فرهنگی و اقتصادی بسیاری شده است. هدف اصلی این پژوهش، شناسایی و رتبه‌بندی عوامل مؤثر در تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان در شهرستان رشت است. شناسایی عوامل مؤثر از طریق طراحی درخت تصمیم جامع و تعیین معیارها و زیرمعیارهای مختلف با بهره‌گیری از پیشینه پژوهش و نظر ۱۵ نفر از خبرگان محلی، صورت گرفت. اولویت‌بندی و تعیین شدت اثرگذاری عوامل مؤثر نیز با استفاده از رهیافت‌های تحلیل سلسله مراتبی فازی (FAHP)، تحلیل سلسله مراتبی فازی کروی (SFAHP) و تحلیل سلسله مراتبی خاکستری (GAHP) محقق گردید. در این راستا، پرسشنامه مقایسه زوجی بر اساس درخت تصمیم طراحی شد و اطلاعات مورد نیاز از ۱۵ خبره نمونه با مصاحبه حضوری و تکمیل پرسشنامه جمع‌آوری گردید. نتایج نشان داد که عامل اقتصادی مهم‌ترین پیشران تغییر کاربری باغ‌های چای است. در بین زیرمعیارهای اقتصادی، "کوچک شدن وسعت باغ‌های چای و پراکندگی آن‌ها"، "ارزش اقتصادی بالای زمین باغ‌های چای به علت نزدیکی به شهر رشت و مناطق گردشگری" و "درآمد ناکافی چای‌کاری" به ترتیب با متوسط وزن نسبی ۱۳/۸۲، ۱۳/۵۹ و ۱۲/۰۵ درصد در رهیافت‌های سه‌گانه مورد استفاده، مهم‌ترین عوامل اقتصادی اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای می‌باشند. معیارهای "مشکلات و خلاء قانونی" و "نظارت قانونی و اجرای قانون" به ترتیب در جایگاه دوم و سوم اهمیت قرار دارند. از این رو، توجه به مقوله‌های اقتصادی و قانونی در اولویت برنامه‌های سیاستی مرتبط با حفظ و جلوگیری از تغییر کاربری باغ‌های چای است.

واژه‌های کلیدی: درخت تصمیم، رویکرد فازی، رویکرد فازی کروی، رویکرد خاکستری، تغییر کاربری زمین

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **mkavoosi@guilan.ac.ir**

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

کشور ایران نزدیک به ۱/۱ درصد جمعیت جهان را دارا بوده اما ۰/۴ درصد اراضی کشاورزی دنیا در این کشور وجود دارد و سرانه اراضی کشاورزی در چرخه تولید آن نیز برابر ۰/۱۶ هکتار است (Navidi et al., 2024). ازاین‌رو، ظرفیت‌های تولید غذا و برقراری امنیت غذایی در ایران با محدودیت‌های جدی مواجه بوده و پدیده تغییر کاربری اراضی کشاورزی تهدید اساسی برای امنیت غذایی کشور است. در بند (د) آیین‌نامه اجرایی قانون "اصلاح قانون حفظ کاربری اراضی کشاورزی" مصوب ۱۳۸۶/۰۳/۰۲، هرگونه اقدامی که مانع از بهره‌برداری و استمرار کشاورزی در اراضی زراعی و باغات شود، تغییر کاربری اراضی محسوب می‌شود. تغییر کاربری زمین به دگرگونی کاربرد زمین، چگونگی پراکنش و الگوی مکانی کاربری‌ها و فعالیت‌های مختلف اشاره دارد و تغییر تراکم و نحوه مدیریت زمین را نیز شامل می‌شود (Dempsey et al., 2017). کاربری اراضی به الگو، فعالیت و نهاده‌ای که بهره‌برداران در یک دسته خاص از پوشش اراضی برای اجرای عملیات تولیدی، تغییر و حفاظت از آن به کار می‌گیرند، اطلاق می‌شود (Dehghan & Falsafian, 2018). تغییر کاربری اراضی کشاورزی نتیجه برهم‌کنش عوامل بسیاری نظیر اقتصاد، مدیریت، سیاست، فرهنگ و محیط‌زیست است (Saadi & Avatefi Akmal, 2018).

از منظر جهانی فرایند توسعه، تغییر کاربری اراضی کشاورزی بر سه اولویت برنامه توسعه پایدار سازمان ملل متحد یعنی محو گرسنگی (اولویت دوم)، تغییر اقلیم (اولویت سیزدهم) و زندگی بر روی زمین (اولویت پانزدهم) اثرگذار است (United Nations General Assembly, 2015) و بسیاری از پژوهش‌ها در حوزه یک یا چندبخشی به دنبال بررسی اثرات تغییر کاربری بر امنیت غذایی، محیط‌زیست و سیاست‌های توسعه پایدار می‌باشند (Gao and Bryan, 2017; Tagar et al., 2016). استفاده از زمین در طراحی بسته‌های سیاستی با هدف بهبود توسعه محلی و ملی و کاهش فقر بسیار مهم است (Appelt et al., 2022). سامانه‌های بهره‌برداری از زمین اساساً سامانه‌های اجتماعی-اکولوژیکی هستند، به این معنی که تغییرات کاربری زمین هم اثرات زیست‌محیطی و هم اثرات اجتماعی-اقتصادی دارد. در نتیجه، این ایده به‌طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته است که چگونگی استفاده از زمین بخشی از راه‌حل کلی برای طیف گسترده‌ای از چالش‌های پایداری است که امروزه بشر با آن روبرو است (Turner et al. 2021). تجربه جهانی نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی کشاورزی مزایای مستقیمی مانند بهبود درآمد، امنیت غذایی و رفاه در کنار کاهش فقر را برای کشاورزان فراهم می‌کند (Abraham and Pingali, 2020) اما اثرات محیط‌زیستی (تنوع زیستی، آب‌شناسی و فرایندهای بیوشیمیایی) ، اقتصادی و اجتماعی تغییر کاربری اراضی کشاورزی در بسیاری از پهنه‌های جغرافیایی مورد بررسی و پژوهش قرار نگرفته است (van Vliet et al. 2016). چارچوب اهداف توسعه پایدار[1] (SDGs) برای تجزیه‌وتحلیل نتایج مختلف تغییر کاربری زمین مورد توجه بسیاری از پژوهشگران و نهادهای سیاست‌گذاری قرار گرفته است. مدیریت و برنامه‌ریزی مناسب برای مقابله با تغییر کاربری زمین می‌تواند به حل چندین چالش جهانی مرتبط با تحقق پایداری کمک کند، اما لزوماً به‌طور هم‌زمان به دستیابی به همه SDGs کمک نمی‌کند (Ehrensperger et al., 2019).

تغییر کاربری اراضی کشاورزی پس از کم‌آبی دومین چالش اساسی بخش کشاورزی ایران تلقی می‌گردد و مثال بارزی از شکست سازوکار بازار در حفظ محیط‌زیست است (Ghadimi et al., 2018). در ایران، روند فزاینده کاهش در وسعت اراضی کشاورزی و تغییر گسترده کاربری به موارد غیرکشاورزی نگران‌کننده است (Barati et al., 2015). در شش دهه گذشته تغییر کاربری اراضی کشاورزی در ایران شتاب فزاینده‌ای به خود گرفته و انتظار می‌رود این روند در سال‌های آتی تشدید گردد (Bahrami

1 -Sustainable Development Goals

et al., 2010). افزایش سرعت تغییر در کاربری اراضی کشاورزی ایران ناشی از خرد شدن اراضی، پراکنده بودن زمین‌ها و تغییر غیرمجاز کاربری به موارد مسکونی، خدماتی و صنعتی است (Barati et al., 2015). تغییر کاربری موجب پدید آمدن تغییر ساختاری در ابعاد مختلف اجتماعی، اقتصادی و فیزیکی مناطق روستایی شده و نابرابری درآمد روستاییان، گسترش تبعیض و بی‌عدالتی، سرخوردگی روستاییان، ایجاد تنش‌های خانوادگی و تعارضات فرهنگی، محو هویت خانوادگی و اجتماعی، افزایش تمایل به مهاجرت، کاهش انگیزه برای برنامه‌ریزی بلندمدت فعالیت‌های کشاورزی، کاهش اشتغال پایدار و در نهایت تبعات اجتماعی و فرهنگی جبران‌ناپذیر در روستاها را رقم زده است (Vasile et al., 2015; Doroudian & Doroudian, 2018). ادامه روند تغییر کاربری در ایران موجب مرگ تدریجی بخش کشاورزی، کاهش تولید محصولات کشاورزی، تهدید جدی امنیت غذایی، وابستگی به واردات غذا، تخریب گسترده محیط‌زیست، افزایش رخداد بلایای طبیعی، آلودگی منابع پایه، کاهش تنوع گیاهی و جانوری، افزایش مهاجرت روستاییان به شهرها و ناپایداری سکونتگاه‌های روستایی، می‌گردد (Doroudian & Doroudian, 2018; Rastegaripour & Mahmoudi, 2021).

در مقیاس جهانی، تغییر کاربری اراضی کشاورزی به سبب انگیزه‌های اقتصادی کشاورز (شواهد تجربی تأیید می‌کند که تغییر کاربری اراضی کشاورزی می‌تواند درآمد خانوار را افزایش دهد) و تضمین بقا خانوار کشاورز صورت می‌گیرد (Malek et al. 2019). خرده‌مالکی، پایین بودن سرانه اراضی کشاورزی، پراکندگی اراضی تحت مالکیت هر بهره‌بردار، افزایش هزینه تولید در بخش کشاورزی، کاهش درآمد واقعی کشاورزان، راندمان پایین در واحد سطح واحدهای تولیدی کشاورزی، افزایش هزینه فرصت سرمایه، خلاء قوانین مرتبط با تغییر کاربری اراضی، ضعف نظارت، گسترش شهرها، افزایش جمعیت، مهاجرت و تغییر سبک زندگی در مناطق روستایی از مهم‌ترین دلایل تغییر گسترده کاربری اراضی کشاورزی در ایران می‌باشند (Asadi et al., 2022; Navidi et al., 2024). در این میان روند عجیب تغییرات نهادی و نقض قانون شگفت‌آور است. برای مثال، بالغبر ۵۰ درصد از اراضی تغییر کاربری یافته واقع در طرح‌های هادی مناطق روستایی بالای ۲۰ خانوار شمال ایران جزء مرغوب‌ترین و حاصلخیزترین اراضی کشاورزی ایران بودند که به‌واسطه تغییر کاربری از چرخه تولید خارج شدند (Navidi et al., 2024). همچنین، بالغبر ۱۳۰ هزار هکتار از شالیزارهای شمال کشور در داخل بافت طرح‌های هادی مناطق روستایی قرار دارند که این امر زمینه‌ساز تغییر کاربری آن‌ها در روند آتی خواهد بود (Asadi et al., 2022).

محدودیت منابع به‌ویژه زمین در استان گیلان، افزایش جمعیت، مهاجرت گسترده، و کاهش سودآوری رشته فعالیت‌های کشاورزی پدیده تغییر کاربری اراضی کشاورزی را به چالش جدی این استان تبدیل کرده است. جبران آثار تغییر کاربری در کوتاه‌مدت، میسر نبوده و توسعه بخش‌های صنعت، خدمات و گردشگری، بحران کم‌آبی، کاهش حاصلخیزی، پایین بودن سودآوری مالی- اقتصادی و بهره‌وری بخش کشاورزی، تغییر سبک زندگی روستاییان، خلاء قوانین بازدارنده و فساد اداری، حفاظت از اراضی کشاورزی را به‌ویژه در استان گیلان دشوارتر می‌کند. شهر رشت بزرگ‌ترین شهر شمال کشور به دلایلی نظیر مهاجرپذیری، توسعه اقتصادی، رشد جمعیت شهری و گسترش کالبدی تأثیر زیادی بر مناطق حاشیه‌ای و روستاهای پیراشهری خود از جمله لاکان گذاشته است (Taleghani et al., 2022). به‌طوری‌که تغییر گسترده کاربری اراضی کشاورزی از جمله باغ‌های چای در این پهنه‌های جغرافیایی و به‌ویژه منطقه لاکان طی سال‌های اخیر روندی نگران‌کننده را دارا بود. بی‌توجهی به این پدیده منجر به تشدید چالش‌های زیست‌محیطی و اجتماعی در شهر رشت و مناطق پیراشهری آن خواهد شد. بررسی پیشران‌ها و محرک‌های تغییر کاربری اراضی کشاورزی مورد توجه بسیاری از پژوهشگران داخلی و خارجی قرار گرفته است. تیکینگ (Taking, 2023) با مرور منابع و دسته‌بندی

عوامل اثرگذار بر تغییر کاربری اراضی نشان داد که عوامل اقتصادی، اجتماعی، فیزیکی و سیاستی مهم‌ترین علل تغییرات کاربری اراضی می‌باشند. در بین عوامل اقتصادی قیمت زمین، از میان عوامل اجتماعی مشخصه‌های جمعیت‌شناختی مالک، در دسترس بودن و عوامل آب-شناسی در میان عوامل فیزیکی و در بین عوامل سیاستی مجوزهای دولت مهم‌ترین پیشران‌های مؤثر بر تغییر کاربری اراضی است. طالقانی و همکاران (Yousefi Taleghani et al., 2022) متغیرهای اقتصادی و اجتماعی اثرگذار بر تغییر کاربری اراضی در روستاهای پیراشهری رشت را مورد ارزیابی قرار دادند. بررسی میدانی ۳۷ روستا با استفاده از آزمون‌های آماری پارامتریک و رهیافت تحلیل عاملی نشان داد که کاهش درآمد در فعالیت‌های کشاورزی، کاهش سطح زیر کشت فعالیت‌های کشاورزی و عدم توان مالی برای خرید ماشین‌آلات کشاورزی و توسعه مکانیزاسیون مهم‌ترین پیشران‌های اقتصادی اثرگذار بر تغییر کاربری اراضی کشاورزی است. همچنین، بیکاری، عدم رغبت جوانان روستایی به کشاورزی و تغییر نگرش کشاورزان نسبت به لزوم بهبود وضعیت رفاهی در زندگی مهم‌ترین عوامل اجتماعی اثرگذار بر این مقوله است. یافته‌های پژوهش کرمانی و همکاران (Kermani et al., 2022) با بهره‌گیری از نظریه بازی‌ها نشان داد که شالیکاران شهرستان نوشهر انگیزه‌های زیادی برای تغییر کاربری شالیزارهای خود دارند. به منظور جلوگیری از تغییر کاربری پیشنهاد شد تا مبلغ ۴۳۶ میلیون ریال به ازای هر هکتار به شالیکاران به‌عنوان مشوق حفظ کاربری پرداخت مستقیم صورت گیرد. اپلت و همکاران (Appelt et al., 2022) با مرور ۱۲۶ پژوهش موردی صورت گرفته در کشورهای جنوب شرق آسیا نشان دادند که تغییر کاربری اراضی کشاورزی در این کشورها اثر مثبتی بر درآمد کشاورزان داشته اما اثر آن بر امنیت غذایی، برابری جنسیتی و برابری اقتصادی منفی است. رستگاری‌پور و محمودی (Rastegaripour & Mahmoudi, 2021) پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری اراضی کشاورزی شهرستان تربت‌حیدریه را با کاربرد الگوی لاجیت چندگانه و داده‌های مقطعی جمع‌آوری شده از ۳۶۶ نمونه آماری مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در شرایط تصمیم به انجام تغییر کاربری زمین توسط بهره-برداران در مزارع با مقیاس کوچک، متغیرهایی نظیر درآمد حاصل از فعالیت‌های غیرکشاورزی، مساحت زیر کشت، کشت دیم، و خسارت محصول اثر مثبت و معنی‌دار آماری دارند. موسوی و یزدان‌پناه (Mousavi & Yazdanpanah, 2021) عوامل اثرگذار بر تغییر کاربری اراضی کشاورزی شهرستان باوی در استان خوزستان را از طریق مصاحبه حضوری با ۳۴ کشاورز این شهرستان که اراضی خود را به‌صورت مجاز یا غیرمجاز تغییر کاربری داده بودند، شناسایی کردند. روش نمونه‌گیری مورد استفاده رویکرد گلوله برفی بود. دسته‌بندی مفاهیم حاصل از مصاحبه با کشاورزان نمونه نشان داد که عوامل تغییر کاربری اراضی کشاورزی در این شهرستان را می‌تواند در چهار گروه اقتصادی، حقوقی و قانونی، اجتماعی و توسعه بی‌رویه فضایی متمایز نمود. بررسی عوامل مؤثر بر تغییر کاربری اراضی زراعی به باغی در استان مازندران نشان داد که پیشران‌های سن، سطح تحصیل، عایدی حاصل از باغ، ارتقاء جایگاه اجتماعی به‌واسطه باغداری اثر معنی‌دار آماری بر تغییر کاربری دارند (Feizi et al., 2020). هیز و همکاران (Hinz et al., 2020) با استفاده از چارچوب الگوسازی یکپارچه (ترکیب یک الگوی اقتصادی با الگوهای مختلف فضایی صریح) روند توسعه کشاورزی و تغییر کاربری اراضی را در هندوستان مورد شبیه‌سازی قرار دادند. یافته‌های شبیه‌سازی تا افق ۲۰۳۰ میلادی نشان داد که به‌منظور تأمین نیازهای غذایی این کشور، افزایش سطح زیر کشت محصولات کشاورزی و کشت متراکم در اراضی موجود، باید مدنظر قرار گیرد. این رویکرد تنوع زیستی را کاهش می‌دهد و هم‌زمان منجر به افزایش ذخیره کربن می-گردد. سعدی و عواطفی اکمل (Saadi & Avatefi Akmal, 2018) با استفاده از تحلیل عاملی اکتشافی و نظر ۹۰ نفر از کارشناسان سازمان جهاد کشاورزی شهرستان همدان، پیشران‌های اصلی اثرگذرا بر گرایش کشاورزان این

شهرستان به تغییر کاربری اراضی کشاورزی را مورد مطالعه قرار دادند. پنج عامل اصلی که در مجموع ۵۹/۲۳ درصد از تغییر کاربری اراضی کشاورزی را تبیین می‌کردند شامل عدم توسعه‌یافتگی کشاورزی، عدم صرفه اقتصادی رشته فعالیت‌های تولیدی کشاورزی، کمبود اطلاعات و اجرای نامناسب برنامه‌های عمرانی در سطح روستاها و گرایش جوانان روستایی به مشاغل غیرکشاورزی در مناطق شهری می‌باشد. براتی و همکاران (Barati et al., 2015) براساس تجزیه‌وتحلیل نظر ۱۰۱ نفر از خبرگان مشغول به فعالیت در سازمان و مدیریت امور اراضی کشاورزی ایران در قالب الگوسازی معادلات ساختاری نتیجه گرفتند که آثار اجتماعی، زیست‌محیطی و اقتصادی به ترتیب بزرگ‌ترین تبیین‌کننده‌های آثار تغییر کاربری اراضی کشاورزی ایران می‌باشند. جمع‌بندی پیشینه موجود نشان می‌دهد که مجموعه‌ای از پیشران‌های خرد و درونی بخش کشاورزی مانند سطح پایین تحصیلات کشاورزان، مشخصات نامطلوب بیوفیزیکی زمین کشاورزی، ماهیت فصلی فعالیت‌های کشاورزی، افزایش هزینه تولید محصولات کشاورزی، درآمد پایین رشته‌فعالیت‌های کشاورزی، ضعف بازاریابی، کاهش کمیت و کیفیت تولیدات کشاورزی، دسترسی نامناسب به منابع تولید، عدم دسترسی کشاورزان به تسهیلات و اعتبارات مالی، پوشش نامناسب بیمه کشاورزی، و عدم رضایت از جبران مناسب و به‌هنگام خسارت توسط بیمه کشاورزی، در کنار پیشران‌های کلان و بیرونی نظیر افزایش جمعیت، توسعه مناطق شهری، توسعه صنعت و خدمات، گسترش حاشیه‌نشینی، افزایش قیمت زمین و مسکن، تغییر اقلیم، مداخلات سیاسی نامناسب دولت، ظرفیت پایین سازگاری و تاب‌آوری در بخش کشاورزی، مدیریت نامناسب ریسک در بخش کشاورزی، افزایش سطح عمومی قیمت‌ها و تورم، افزایش تعداد مشاورین املاک و دلالان زمین، ضعف قوانین مرتبط با تغییر کاربری و نظارت، تغییر کالبدی، اجتماعی، فرهنگی و سبک زندگی در مناطق روستایی، درآمد بالاتر اشتغال غیرکشاورزی، ظرفیت‌های پایین اشتغال‌زایی در مناطق روستایی، بهبود زیرساخت‌ها، باورها، هنجارها و نگرش‌های مخرب نسبت به جایگاه بخش کشاورزی بر تشدید تغییر کاربری اراضی کشاورزی اثرگذار می‌باشند (Lambin et al., 2003; Tanrivermis, 2003; Caldas et al., 2010; Harris, 2010; Motiee Langroudi et al., 2012; Amirneghad, 2014; Meiyappan et al., 2014; Savadkohi Jonobi & Seifi, 2014; Darban-e-Astaneh et al., 2016; Molaei & Aghaei, 2018; Saadi & Avatefi Akmal, 2018).

عوامل متعددی نظیر توسعه اقتصادی، رشد پهنه‌های شهری، عدم تعادل مکانی- فضایی، فساد، ضعف نظارت و شفافیت، عدم مشارکت ذینفعان در فرایندهای تصمیم‌گیری و سیاست‌های نامناسب حاکمیت روند تغییر کاربری اراضی کشاورزی را تشدید کرده است (Sedighi et al., 2017). به منظور طراحی بسته سیاستی مناسب در راستای تعدیل و مدیریت این پدیده شناسایی عوامل و پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری به تفکیک رشته فعالیت‌های مختلف تولیدی در بخش کشاورزی و مناطق جغرافیایی مختلف حائز اهمیت می‌باشد. استان گیلان بزرگ‌ترین تولیدکننده محصول راهبردی چای در کشور است. بیش از ۹۸ درصد این محصول در استان گیلان تولید می‌شود و بقای صنعت چای در ایران به حفظ باغ‌های چای و جلوگیری از تغییر کاربری این اراضی بستگی دارد. از این رو، شناسایی پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در کانون‌های تولیدی این محصول لازمه بقای صنعت چای کشور تلقی می‌گردد. طی سال‌های اخیر به‌طور متوسط سالیانه بیش از ۵۵۰ میلیون یورو صرف واردات چای کشور شده که ادامه روند تغییر کاربری باغ‌های چای، میزان واردات و ارزبری در این حوزه را افزایش خواهد داد. دهستان لاکان، یکی از دهستان‌های توابع بخش مرکزی شهرستان رشت در استان گیلان که ۱۳۱۸ هکتار از مرغوب‌ترین باغ‌های چای کشور را دارا می‌باشد. بررسی‌های میدانی نشان می‌دهد که طی سال‌های اخیر ۴۶۰ هکتار از باغ‌های چای منطقه لاکان تغییر کاربری یافته است. عدم نظارت منجر شده است که شهرستان رشت بیشترین میزان

تغییر کاربری اراضی کشاورزی را در بین شهرستان استان گیلان به خود اختصاص دهد (Management of land affairs of Rasht County, 2022) و این مسئله به‌شدت کشاورزی و محیط‌زیست این شهرستان را تهدید می‌کند. هدف اصلی این پژوهش شناسایی و اولویت‌بندی پیشران-های اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه لاکان شهرستان رشت است تا بستر لازم برای برنامه‌ریزی درست در زمینه حفظ اراضی کشاورزی فراهم شود و از تغییر کاربری این اراضی در منطقه لاکان جلوگیری به عمل آید.

مواد و روش‌ها

این پژوهش از نظر هدف، کاربردی و به لحاظ روش‌شناسی، توصیفی-تحلیلی با رویکرد مدیریت کمی است. شناسایی پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان شهرستان رشت با مرور گسترده پژوهش-های پیشین (Meiyappan et al., 2014; Darban-e-Astaneh et al., 2016; Saadi & Avatefi Akmal, 2018; Mousavi & Yazdanpanah, 2021; Rastegaripour & Mahmoudi, 2021; Yousefi Taleghani et al., 2022; Taking, 2023) و بهره‌گیری از نظر ۱۵ خبره حوزه مدیریت اراضی کشاورزی در استان گیلان صورت گرفت. خبرگان نمونه بر اساس رهیافت نمونه‌گیری هدفمند انتخاب شدند و بیشتر این متخصصان در مدیریت امور اراضی و سازمان جهاد کشاورزی استان گیلان مشغول به فعالیت بودند. خروجی گام نخست پژوهش در قالب درخت تصمیم جامع پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان شهرستان رشت ارائه گردید. هدف درخت تصمیم پژوهش شناسایی و رتبه-بندی عوامل مؤثر در تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان شهرستان رشت است. در سطح اول درخت تصمیم شش معیار بر اساس حروف الفبا مرتب شدند که شامل معیار "اجتماعی- فرهنگی" (A)، معیار اقتصادی (B)، معیار فناوری (C)، معیار محیط‌زیستی (D)، معیار "مشکلات و خلاء قانونی" (E) و معیار "نظارت قانونی و اجرای قانون" (F) به عنوان پیشران‌های کلی اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه مورد مطالعه لحاظ شد. در سطح دوم درخت تصمیم، پنج زیرمعیار "اجتماعی-فرهنگی" شامل A1 تا A5، ۱۲ زیرمعیار اقتصادی شامل B1 تا B12، چهار زیرمعیار فناوری شامل C1 تا C4، سه زیرمعیار محیط‌زیستی شامل D1 تا D3، پنج زیرمعیار "مشکلات و خلاء قانونی" شامل E1 تا E5 و در نهایت هشت زیرمعیار "نظارت قانونی و اجرای قانون" شامل F1 تا F8 به‌عنوان پیشران‌های جزئی با استفاده از مقایسه‌های زوجی طیف نه‌گانه مورد مقایسه قرار گرفت.

ابزار پژوهش پرسشنامه مقایسه‌های زوجی است که شامل هفت بلوک مقایسه و ۱۳۸ مقایسه زوجی می‌باشد. این پرسشنامه پس از ارائه توضیحات کامل از سوی پرسشگر و رؤیت بروشور اطلاعاتی توسط ۱۵ خبره نمونه تکمیل گردید. به منظور تعیین وزن نسبی معیارها و زیرمعیارها در بلوک‌های مقایسه، کاربرد الگوهای فرایند سلسله مراتبی فازی[1] (FAHP)، فرایند سلسله مراتبی فازی کروی[2] (SFAHP) و فرایند سلسله مراتبی خاکستری[3] (GAHP) مدنظر قرار گرفت.

1 -Fuzzy Analytic Hierarchy Process
2 -Spherical Fuzzy Analytic Hierarchy Process
3 -Grey Analytic Hierarchy Process

شناسایی و رتبه‌بندی عوامل مؤثر در تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان شهرستان رشت

اجتماعی- فرهنگی (A)	اقتصادی (B)	فناوری (C)	محیط‌زیستی (D)	مشکلات و خلاء قانونی (E)	نظارت قانونی و اجرای قانون (F)
– بالا بودن سن چای-کاران (A1) – تغییر ذائقه مصرف-کننده ایرانی به چای خارجی (A2) – تغییر فرهنگ کار در چای‌کاری (A3) – عدم تمایل نسل جوان روستایی به انجام فعالیت‌های کشاورزی (A4) – مهاجرت از روستا به شهر و حضور گسترده غیربومیان (A5)	- ارزش اقتصادی بالای زمین به علت نزدیکی به شهر و مناطق گردشگری (B1) – افزایش تعداد مشاورین املاک و دلالان زمین و مسکن (B2) – افزایش حاشیه‌نشینی به علت افزایش قیمت اراضی شهری و تعیین عوارض و مالیات بر ساختمان و اراضی (B3) - ایجاد واحدهای صنعتی، خدماتی و فروشگاه‌ها در اراضی کشاورزی (B4) – تغییر الگوی کشت و احداث باغات میوه، صنوبر و انواع گلخانه (B5) – تنوع و افزایش فرصت‌های شغلی غیرکشاورزی (B6) – توسعه گردشگری، انبوه‌سازی در مناطق روستایی و توسعه ویلاسازی (B7) – عدم بازاریابی مناسب چای ایرانی (B8) – عدم تحقق درآمد کافی از چای-کاری (B9) – فاصله اراضی تا مرکز شهر(B10) – کوچک شدن قطعات و پراکندگی زمین به علت قوانین ارث و میراث (B11) – نیاز به مسکن جدید (B12)	– قدیمی بودن فناوری تبدیل برگ سبز چای (C1) – کاربرد فناوری قدیمی و نامناسب در بسته‌بندی انواع چای (C2) – کاهش عملکرد باغ به علت پیر بودن بوته‌های چای و نیاز به اصلاح و جوان‌سازی باغ‌های چای (C3) – مکانیزه نبودن تولید برگ سبز چای (C4)	– رهاسازی نخاله ساختمانی، انواع پسماندهای خانگی و صنعتی (D1) – کاهش کمی آب آبیاری (D2) – کاهش کیفی آب آبیاری (D3)	– تغییر مستمر قوانین در ادوار مختلف (E1) – خلاء قوانین بازدارنده و فساد اداری (E2) – صدور بی‌رویه مجوزهای تغییر کاربری باغ‌های چای به مجتمع-های اقامتی-گردشگری، خدماتی، بوم‌گردی، مراکز دولتی، دانشگاه‌ها، صنایع و واحدهای کارگاهی (E3) – عدم نقش‌آفرینی قانونی سازمان چای در صدور مجوز تغییر کاربری باغ‌های چای (E4) – نبود بانک اطلاعاتی جامع جهت برنامه‌ریزی برای باغ‌های دایر (E5)	– جدی نبودن دولت و دستگاه‌های متولی در اجرای قوانین حفظ و تغییر کاربری اراضی (F1) – عدم پایش و نظارت مستمر بر باغ‌های چای به علت کمبود نیروی انسانی سازمان چای (F2) – عدم نظارت بر تهیه طرح هادی روستایی و گستردگی بی‌رویه طرح تفضیلی شهر (F3) – عدم نظارت بر حسن اجرای پروژه‌های کاربردی مرتبط با چای در مراکز تحقیقاتی و پژوهشی بخش کشاورزی (F4) – عدم نظارت و کنترل مناسب دهیاری‌ها و بخشداری (F5) – قاچاق و واردات بی‌رویه چای (F6) – نظارت نامناسب بر اجرای قانون حداکثر استفاده از توان تولیدی و خدماتی کشور و حمایت از کالای ایرانی (F7) – هماهنگی ضعیف بین اداره-ها و دستگاه‌های دولتی در نظارت بر اجرای قانون تغییر کاربری (F8)

نمودار ۱- درخت تصمیم پژوهش

Figure 1- Decision tree of the study

فرایند سلسله مراتبی فازی (FAHP): ضعف-های جدی فرایند سلسله مراتبی (AHP) نظیر نیاز به اطلاعات صریح و واضح، مقیاس قضاوت نامتعادل، لحاظ نشدن عدم قطعیت مرتبط با نگاشت قضاوت انسان (خبره) به یک عدد توسط مقیاس کلامی یا زبانی، رتبه‌بندی نسبتاً غیردقیق، و تأثیر زیاد قضاوت ذهنی از طریق ادراک، ارزیابی، بهبود و انتخاب بر اساس ترجیح تصمیم‌گیرندگان بر نتایج AHP زمینه‌ساز بسط این فرایند به منظور بهبود خصوصیات و کارکردها از طریق ترکیب آن با نظریه‌های دیگر مانند نظریه فازی شد (Yang & Chen, 2004). رهیافت سلسله مراتبی فازی سان (Sun, 2010) در این پژوهش مورد استفاده قرار گرفت. این الگو در دو گام اساسی اجرا می‌شود. در گام نخست، ایجاد ماتریس‌های مقایسه‌های زوجی میان معیارها / زیرمعیارها در ابعاد مختلف سامانه سلسله مراتبی (درخت تصمیم) در دستور کار است. در این راستا، معادل زبانی در مقایسه‌های زوجی

با پرسش از خبرگان نمونه جهت اظهار اهمیت هر یک از بعدها تعیین‌شده و سپس تبدیل به مقیاس فازی می‌گردد. عدد فازی، معادل زبانی و مقیاس عدد فازی در جدول (۱) ارائه شد.

جدول ۱- عدد فازی، معادل زبانی و مقیاس عدد فازی مورد استفاده به منظور سنجش اهمیت در رهیافت FAHP

Table 1- Fuzzy number, linguistic equivalent and fuzzy number scale used to measure importance in FAHP approach

عدد فازی	معادل زبانی	مقیاس عدد فازی
9	کاملاً	(8,9,10)
8	قطعاً	(7,8,9)
7	خیلی خوب	(6,7,8)
6	نسبتاً خوب	(5,6,7)
5	خوب	(4,5,6)
4	ارجح است	(3,4,5)
3	بد نیست	(2,3,4)
2	مزیت ضعیف	(1,2,3)
1	برابر	(1,1,1)

مأخذ: سان (Sun, 2010)

در گام دوم با استفاده از پژوهش حسیه و همکاران (Hsieh et al., 2004) و کاربرد تکنیک میانگین هندسی، مقدار میانگین هندسی فازی و وزن‌های فازی هر معیار/ زیرمعیار به همراه نرخ سازگاری[1] تعیین می‌شود.

فرایند سلسله مراتبی فازی کروی (SFAHP):

این فرایند توسط گاندوگدو و قهرمان (Gündogdu & Kahraman, 2020) ارائه گردید و ترکیبی از مجموعه‌های فازی فیثاغورثی[2] و نظریه‌های مجموعه‌های نوتروسوفیک[3] می‌باشد. نظریه مجموعه‌های فازی کروی بر این ایده اصلی استوار است که با تعریف تابع عضویت در یک سطح کروی، تصمیم‌گیرندگان می‌توانند انواع مختلفی از مجموعه‌های فازی را تعمیم دهند (Gündogdu & Kahraman, 2019). تابع عضویت یک مجموعه فازی کروی توسط سه پارامتر درجه عضویت، درجه عدم عضویت و درجه تردید تعریف می‌شود. هر یک از این پارامترها مقادیری بین صفر تا یک را اختیار می‌کنند و مجموع آنها حداکثر یک خواهد بود (Gündogdu & Kahraman, 2020). پنج گام اصلی این فرایند شامل ایجاد درخت تصمیم، ایجاد ماتریس مقایسه‌های زوجی، بررسی سازگاری هر ماتریس مقایسه زوجی (آستانه نرخ سازگاری ۱۰ درصد به طور معمول اعمال می‌گردد)، بدست آوردن وزن‌های فازی برای معیارها/ زیرمعیارها، و تعیین وزن‌های نهایی با استفاده از توالی لایه‌های سلسله مراتبی، است (Kieu et al., 2021). جدول (۲) مقیاس‌های زبانی تعیین اهمیت در رهیافت SFAHP را نشان می‌دهد.

1 -Consistency Ratio
2 -Pythagorean
3 -Neutrosophic

جدول ۲- مقیاس‌های زبانی تعیین اهمیت در رهیافت SFAHP

Table 2- Linguistic scales for determining importance in the SFAHP approach

تعریف	تابع عضویت	شاخص امتیاز
کاملاً اهمیت بیشتری دارد	(0.9,0.1,0.0)	9
اهمیت بسیار زیاد	(0.8,0.2,0.1)	7
اهمیت زیاد	(0.7,0.3,0.2)	5
کمی اهمیت بیشتر دارد	(0.6,0.4,0.3)	3
اهمیت برابر	(0.5,0.4,0.4)	1
کمی اهمیت کمتر دارد	(0.4,0.6,0.3)	0.33
اهمیت کم	(0.3,0.7,0.2)	0.2
اهمیت بسیار کم	(0.2,0.8,0.1)	0.14
کاملاً اهمیت کمتری دارد	(0.1,0.9,0.0)	0.11

مأخذ: کیو و همکاران (Kieu et al., 2021)

فرایند سلسله مراتبی خاکستری (GAHP):

ریاضیات فازی به طور معمول با مواردی سروکار دارد که در آن خبرگان عدم قطعیت را از طریق تابع عضویت بیان می‌کنند. در مواردی که تعداد خبرگان و سطح تجربه آنها کم باشد، داده‌ها کافی نبوده یا نمونه‌های کمی موجود بوده و امکان استخراج تابع عضویت وجود ندارد، کاربرد نظریه و ریاضیات فازی دشوار می‌باشد و در این شرایط استفاده از نظریه سامانه خاکستری[1] (GST) توصیه می‌شود (Zareinejad et al., 2014). این نظریه یک تکنیک بسیار مؤثر برای حل مسائل در شرایط عدم حتمیت با داده‌های گسسته و اطلاعات ناقص است و نخستین بار توسط دنگ (Deng, 1989) ارائه گردید. مزیت نظریه سامانه خاکستری نسبت به نظریه فازی این است که GST شامل شرایط فازی می‌شود یا به عبارت دیگر، GST در شرایط فازی به خوبی کار می‌کند. به منظور ایجاد فرایند سلسله مراتبی خاکستری شش گام اصلی شامل ایجاد درخت تصمیم، ایجاد مقایسه-های زوجی خاکستری، تجمیع ماتریس‌های مقایسه زوجی خاکستری، نرمال‌سازی ماتریس‌های مقایسه زوجی خاکستری تجمیع‌شده، محاسبه وزن‌های (اهمیت) نسبی خاکستری، و محاسبه نرخ سازگاری لحاظ می‌گردد (Zareinejad et al., 2014; Duleba et al., 2022). مقیاس‌های زبانی و اعداد خاکستری مورد استفاده برای مقایسه‌های زوجی GAHP در جدول (۳) ارائه گردید.

جدول ۳- مقیاس زبانی و عدد خاکستری به کار رفته در مقایسه‌های زوجی GAHP

Table 3- Linguistic scale and grey number used in GAHP pairwise comparisons

ارزش اهمیت	مقیاس زبانی	عدد خاکستری
1	اهمیت برابر	[1,2]
3	اهمیت ضعیف	[2,4]
5	مهم	[4,6]
7	به شدت مهم	[6,8]
9	کاملاً مهم	[8,10]

مأخذ: دولبا و همکاران (Duleba et al., 2022)

در این پژوهش، کاربرد همزمان سه رهیافت توسعه یافته از فرایند سلسله مراتبی امکان مقایسه خروجی روش‌شناسی‌های روز در این حوزه را فراهم می‌آورد و همزمان امکان بررسی وجود اختلاف احتمالی در یافته‌های الگوهای معرفی شده که همواره یکی از دغدغه‌های پژوهشگران می‌باشد را میسر می‌کند. اطلاعات مورد نیاز با

1 -Grey System Theory

مصاحبه حضوری و تکمیل پرسشنامه مقایسه زوجی توسط ۱۵ نفر از خبرگان محلی در بهار ۱۴۰۲ بدست آمد. اطلاعات جمع‌آوری شده توسط نرم‌افزارهای اکسل[1] و متلب[2] مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج

در بلوک اول مقایسه، تعیین وزن یا اهمیت نسبی معیارهای درخت تصمیم شامل "اجتماعی- فرهنگی"، اقتصادی، محیطزیستی، فناوری، "مشکلات و خلاء قانونی" و "نظارت قانونی و اجرای قانون" به عنوان پیشران‌های اصلی اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان در شهرستان رشت، بر مبنای نظر خبرگان نمونه مدنظر قرار گرفت. در هر بلوک مقایسه محاسبه وزن نسبی با استفاده از سه رهیافت FAHP، SFAHP و GAHP انجام شد و سپس میانگین وزن سه رهیافت به همراه رتبه اهمیت گزارش گردید.

جدول ۴- وزن نسبی معیارهای درخت تصمیم (درصد)

Table 4- Relative weight of decision tree criteria (percentage)

معیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
اجتماعی- فرهنگی	A	11.22	17.64	12.71	13.85	4
اقتصادی	B	39.12	25.27	39.35	34.58	1
فناوری	C	5.68	10.57	5.53	7.26	5
محیطزیستی	D	4.29	10.49	4.74	6.50	6
مشکلات و خلاء قانونی	E	23.55	19.05	21.92	21.51	2
نظارت قانونی و اجرای قانون	F	16.15	16.98	15.77	16.30	3
نرخ سازگاری		5.77	5.69	5.69		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

معیار اقتصادی در رهیافت‌های سه‌گانه مورد استفاده بیشترین وزن نسبی را به خود اختصاص داد. از این رو، معیار یادشده مهمترین پیشران اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه لاکان در دیدگاه خبرگان نمونه می‌باشد. کمترین وزن نسبی محاسبه شده برای این معیار برابر با ۲۵/۲۷ درصد در رهیافت SFAHP و مقدار بیشینه وزن نسبی محاسبه شده برای معیار اقتصادی مربوط به رهیافت GAHP است که معادل ۳۹/۳۵ درصد می‌باشد. به طور متوسط، وزن نسبی معیار اقتصادی در رهیافت‌های به کار رفته برابر با ۳۴/۵۸ درصد است. معیارهای "مشکلات و خلاء قانونی" و "نظارت قانونی و اجرای قانون" به ترتیب با میانگین وزن نسبی ۲۱/۵۱ و ۱۶/۳۰ درصد در جایگاه‌های دوم و سوم اثرگذاری بر تغییر کاربری باغ‌های چای منطقه مورد مطالعه قرار دارند. این موضوع اهمیت حوزه قانون و قانون‌گذاری را در جلوگیری از تغییر کاربری اراضی کشاورزی و به ویژه باغ‌های چای شمال کشور نشان می‌دهد. از دیدگاه خبرگان نمونه، معیار محیطزیستی کم اهمیت‌ترین معیار درخت تصمیم این پژوهش می‌باشد چنانکه میانگین وزن نسبی آن در رهیافت‌های سه‌گانه برابر با ۶/۵۰ درصد است. مقدار کمتر از ۱۰ درصد نرخ سازگاری در سه رهیافت مورد استفاده بیانگر اعتبار یافته‌های پژوهش می‌باشد.

پنج زیرمعیار "اجتماعی- فرهنگی" به ترتیب حروف الفبا شامل "بالا بودن سن چای‌کاران"، "تغییر ذائقه مصرف‌کننده ایرانی به چای خارجی"، "تغییر فرهنگ کار در چای‌کاری"، "عدم تمایل نسل جوان روستایی به انجام فعالیت‌های کشاورزی"، و "مهاجرت از روستا به شهر و حضور گسترده غیربومیان"، در بلوک دوم مورد مقایسه قرار گرفتند.

1 -Excel

2 -MATLAB

جدول ۵- وزن نسبی زیرمعیارهای "اجتماعی- فرهنگی" درخت تصمیم (درصد)

Table 5- The relative weight of the "socio-cultural" sub-criteria of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
مهاجرت از روستا به شهر و حضور گسترده غیربومیان	A5	34.86	26.97	36.19	32.67	1
عدم تمایل نسل جوان روستایی به انجام فعالیت‌های کشاورزی	A4	28.28	22.15	26.29	25.57	2
بالا بودن سن چای‌کاران	A1	19.67	21.17	20.05	20.30	3
تغییر ذائقه مصرف‌کننده ایرانی به چای خارجی	A2	9.19	14.97	9.09	11.09	4
تغییر فرهنگ کار در چای‌کاری	A3	8.00	14.73	8.38	10.37	5
نرخ سازگاری		2.65	2.74	2.74		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

یافته‌های پژوهش نشان داد که زیرمعیار "مهاجرت از روستا به شهر و حضور گسترده غیربومیان" با متوسط وزن نسبی ۳۲/۶۷ درصد، مهمترین پیشران "اجتماعی- فرهنگی" اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای است. همچنین، زیرمعیار "عدم تمایل نسل جوان روستایی به انجام فعالیت‌های کشاورزی" با میانگین وزن نسبی ۲۵/۵۷ درصد در رهیافت‌های سه‌گانه رتبه دوم اهمیت را در بلوک دوم مقایسه به خود اختصاص داده است. این دو زیرمعیار در مجموع بیش از ۵۰ درصد میانگین وزن نسبی را در بین پیشران‌های "اجتماعی- فرهنگی" دارا می‌باشند. به بیان دیگر، خالی شدن سکونتگاه‌های روستایی و علاقه جوانان روستایی به زندگی شهری و فعالیت در زیربخش-های غیرکشاورزی، مهمترین عوامل اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای شمال ایران می‌باشند. بیشترین تعداد زیرمعیارها مربوط به معیار اقتصادی است. در بلوک سوم، به منظور مقایسه ۱۲ زیرمعیار اقتصادی ۶۶ مقایسه زوجی مورد استفاده قرار گرفت.

جدول ۶- وزن نسبی زیرمعیارهای اقتصادی درخت تصمیم (درصد)

Table 6- The relative weight of the economic sub-criteria of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
کوچک شدن قطعات و پراکندگی زمین به علت قوانین ارث و میراث	B11	14.93	10.97	15.54	13.82	1
ارزش اقتصادی بالای زمین به علت نزدیکی به شهر و مناطق گردشگری	B1	14.81	10.87	15.08	13.59	2
عدم تحقق درآمد کافی از چای‌کاری	B9	13.02	10.55	12.56	12.05	3
توسعه گردشگری، انبوه‌سازی در مناطق روستایی و توسعه ویلاسازی	B7	9.95	9.59	10.96	10.16	4
افزایش تعداد مشاورین املاک و دلالان زمین و مسکن	B2	9.96	9.14	9.04	9.38	5
افزایش حاشیه‌نشینی به علت افزایش قیمت اراضی شهری و تعیین عوارض و مالیات بر ساختمان و اراضی	B3	9.45	9.13	9.08	9.22	6
نیاز به مسکن جدید	B12	6.59	7.63	7.02	7.08	7
عدم بازاریابی مناسب چای ایرانی	B8	5.21	6.91	4.88	5.67	8
ایجاد واحدهای صنعتی، خدماتی و فروشگاه‌ها در اراضی کشاورزی	B4	4.65	6.83	4.74	5.41	9
تنوع و افزایش فرصت‌های شغلی غیرکشاورزی	B6	4.12	6.61	4.33	5.02	10
تغییر الگوی کشت و احداث باغات میوه، صنوبر و انواع گلخانه	B5	3.8	6.31	3.7	4.6	11
فاصله اراضی تا مرکز شهر	B10	3.52	5.45	3.07	4.01	12
نرخ سازگاری		2.68	2.84	2.84		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

یافته‌های پژوهش نشان داد که کوچک شدن وسعت باغ‌های چای و پراکندگی آنها (B11) با متوسط وزن نسبی ۱۳/۸۲ درصد در سه رهیافت مورد استفاده مهمترین پیشران اقتصادی تغییر کاربری باغ‌های چای است. این موضوع یکی از نقاط ضعف اصلی سامانه تولید محصولات راهبردی کشاورزی در استان گیلان نظیر چای و برنج است که قانون ارث سبب تشدید آن طی دهه‌های اخیر شد. کوچک شدن قطعات باغ‌های چای تبعات جدی دیگری نظیر درآمد ناکافی چای‌کاری را در پی دارد که زیرمعیار B9 نمایندگی آن را بر عهده دارد و براساس تجزیه و تحلیل نظر خبرگان نمونه به عنوان سومین پیشران اقتصادی با اهمیت در تغییر کاربری باغ‌های چای معرفی گردید. علاوه بر عوامل اقتصادی داخلی سامانه تولید چای، پیشران‌های اقتصادی محیطی نیز از نگاه خبرگان نمونه در تغییر کاربری اراضی مورد مطالعه نقش شایان توجهی دارند چنانکه ارزش اقتصادی بالای باغ‌های چای منطقه لاکان به علت نزدیکی به شهر رشت و مناطق نمونه گردشگری (B1) با متوسط وزن نسبی ۱۳/۵۹ درصد به همراه توسعه گردشگری، انبوه‌سازی و توسعه ویلاسازی در مناطق روستایی منطقه لاکان (B7) با دارا بودن میانگین وزن نسبی ۱۰/۱۶ درصد، مهمترین عوامل اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در این دسته می‌باشند. زیرمعیارهای مورد اشاره به طور متوسط نزدیک ۵۰ درصد وزن نسبی را در بین ۱۲ پیشران اقتصادی مورد مطالعه دارا می‌باشند.

در بلوک چهارم مقایسه، چهار زیرمعیار فناوری مورد مقایسه قرار گرفتند. دو زیرمعیار فناوری مرتبط با سامانه تولید چای و دو زیرمعیار دیگر مرتبط با فراوری این محصول در واحدهای کارگاهی و کارخانه‌های چای‌سازی می‌باشد. ضعف فناوری و عدم کاربرد روش‌ها و اصول فنی روز دنیا در محصولات کیفی نظیر چای منجر به تولید محصول با هزینه تمام شده بالا، کیفیت پایین، عدم وجود بازارپسندی و انباشت تولید چای سنواتی در زنجیره عرضه می‌گردد. این مسئله بارها در بازار چای داخلی مشاهده شده و آخرین رخداد آن مرتبط با عدم فروش چای تولید شده در سال ۱۴۰۲ می‌باشد. فروش نامناسب چای منجر به عدم انباشت سود در زنجیره ارزش این محصول شده و انگیزه بهبود شرایط در بین باغداران (سامانه تولید) و واحدهای فراوری را از بین می‌برد.

جدول ۷- وزن نسبی زیرمعیارهای فناوری درخت تصمیم (درصد)

Table 7- The relative weight of technology sub-criteria of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
مکانیزه نبودن تولید برگ سبز چای	C4	29.65	27.86	34.02	30.51	1
کاهش عملکرد باغ به علت پیر بودن بوته‌های چای و نیاز به اصلاح و جوان-سازی باغ‌های چای	C3	29.73	27.00	27.76	28.16	2
قدیمی بودن فناوری تبدیل برگ سبز چای	C1	22.68	24.06	22.98	23.24	3
کاربرد فناوری قدیمی و نامناسب در بسته‌بندی انواع چای	C2	17.95	21.07	15.24	18.09	4
نرخ سازگاری		1.34	1.49	1.49		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

یافته‌های پژوهش نشان داد که از نظر خبرگان نمونه مکانیزه نبودن تولید در باغ‌های چای (با میانگین وزن نسبی ۳۰/۵۱ درصد) مهمترین زیرمعیار فناوری اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه مورد مطالعه است. عدم تولید مکانیزه برگ سبز چای منجر به هزینه بالای تولید، حاشیه سودآوری اندک این رشته‌فعالیت و کاهش انگیزه باغدار برای استمرار تولید می‌شود. دومین زیرمعیار حائز اهمیت در این بلوک مقایسه، کاهش عملکرد در نتیجه پیر بودن بوته‌های چای است. این زیرمعیار دارای میانگین

وزن نسبی ۲۸/۱۶ درصد در سه رهیافت مورد مطالعه می-باشد. عمر بیشتر باغ‌های چای در استان گیلان نزدیک به ۱۰۰ سال است و افت شدید عملکرد برگ سبز چای نیاز به جوان‌سازی باغ‌ها را به عنوان یک ضرورت جدی در سامانه تولید چای مطرح می‌باشد (Amirkiayi, 2023). سه چالش محیط‌زیستی اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در بلوک پنجم مورد مقایسه قرار گرفتند. مهمترین زیرمعیار محیط‌زیستی اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه مورد مطالعه، کمبود آب آبیاری و محدودیت منابع آب است. برداشت برگ سبز چای در چندین دور در بهار، تابستان و پاییز هر سال انجام می‌گیرد. مشکل کمبود آب آبیاری در فصل رشد تابستان جدی بوده و برای باغ‌ها هزینه ی آبیاری قابل توجه‌ای را به همراه دارد. باغ‌های چای مجوز استفاده از آبهای سطحی به ویژه آب شبکه آبیاری و زهکشی سفیدرود را ندارند و از طرفی دیگر به علت حساسیت زیاد گیاه چای به کیفیت آب آبیاری امکان استفاده از این آب‌ها وجود ندارد. لذا تنها منبع مورد استفاده در باغ های چای چاه های عمیق است که در مناطق دشت حفر شده است در حالی که باغ های واقع در شیب دامنه ها از این امکان محروم هستند .(Majd Salimi et al.,2024)

بلوک ششم مقایسه به پنج زیرمعیار "مشکلات و خلاء قانونی" اختصاص دارد. همانطور که در جدول (۴) نیز اشاره شد معیار "مشکلات و خلاء قانونی" رتبه دوم اهمیت را در بین معیارهای مورد مطالعه دارا می‌باشد و در نتیجه توجه به زیرمعیارهای آن می‌تواند نقش مهمی در جلوگیری از تغییر کاربری باغ‌های چای داشته باشد.

جدول ۸- وزن نسبی زیرمعیارهای محیط‌زیستی درخت تصمیم (درصد)

Table 8- The relative weight of the environmental sub-criteria of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
کاهش کمی آب آبیاری	D2	59.21	44.63	60.47	54.77	1
رهاسازی نخاله ساختمانی، انواع پسماندهای خانگی و صنعتی	D1	25.30	30.28	23.91	26.50	2
کاهش کیفی آب آبیاری	D3	15.48	25.09	15.61	18.73	3
نرخ سازگاری		0.24	0.10	0.10		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

جدول ۹- وزن نسبی زیرمعیارهای "مشکلات و خلاء قانونی" درخت تصمیم (درصد)

Table 9- The relative weight of the sub-criteria “legal problems and gap" of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
عدم نقش‌آفرینی قانونی سازمان چای در صدور مجوز تغییر کاربری باغ‌های چای	E4	23.06	21.95	25.43	23.48	1
خلاء قوانین بازدارنده و فساد اداری	E2	23.79	21.71	21.96	22.49	2
صدور بی‌رویه مجوزهای تغییر کاربری باغ‌های چای به مجتمع‌های اقامتی-گردشگری، خدماتی، بوم‌گردی، مراکز دولتی، دانشگاه‌ها، صنایع و واحدهای کارگاهی	E3	23.43	20.96	22.10	22.17	3
نبود بانک اطلاعاتی جامع جهت برنامه‌ریزی برای باغ‌های دایر	E5	15.97	17.86	16.18	16.67	4
تغییر مستمر قوانین در ادوار مختلف	E1	13.75	17.52	14.32	15.19	5
نرخ سازگاری		2.22	2.49	2.49		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

از نظر خبرگان نمونه سه زیرمعیار "عدم نقش-آفرینی قانونی سازمان چای در صدور مجوز تغییر کاربری باغ‌های چای"، "خلاء قوانین بازدارنده و فساد اداری"، و "صدور بی‌رویه مجوزهای تغییر کاربری باغ‌های چای" با اختلاف کم در میانگین وزن نسبی سه رهیافت FAHP، SFAHP و GAHP به ترتیب رتبه‌های اول تا سوم اهمیت را دارا می‌باشند. مجموع میانگین وزن نسبی این سه معیار نزدیک به ۷۰ درصد بوده و توجه جدی به ورود سازمان

چای به کمیسیون تبصره یک ماده یک در موارد تصمیم-گیری مرتبط، مقابله همه جانبه با فساد اداری مرتبط با تغییر کاربری و توقف صدور مجوز تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه لاکان را نشان می‌دهد. اهمیت نسبی هشت زیرمعیار "نظارت قانونی و اجرای قانون" در بلوک هفتم تعیین و یافته‌های حاصل در جدول (۱۰) ارائه شد.

جدول ۱۰- وزن نسبی زیرمعیارهای " نظارت قانونی و اجرای قانون" درخت تصمیم (درصد)

Table 10- The relative weight of the sub-criteria of "legal supervision and law enforcement" of the decision tree (percentage)

زیرمعیار	نماد	وزن نسبی			میانگین	رتبه اهمیت
		FAHP	SFAHP	GAHP		
عدم نظارت بر تهیه طرح هادی روستایی و گستردگی بی‌رویه طرح تفضیلی شهر	F3	17.22	14.43	18.86	16.84	1
عدم نظارت و کنترل مناسب دهیاری‌ها و بخشداری	F5	16.08	15.06	18.21	16.45	2
نظارت نامناسب بر اجرای قانون حداکثر استفاده از توان تولیدی و خدماتی کشور و حمایت از کالای ایرانی	F7	14.40	13.02	13.78	13.73	3
جدی نبودن دولت و دستگاه‌های متولی در اجرای قوانین حفظ و تغییر کاربری اراضی	F1	13.95	12.44	12.09	12.82	4
قاچاق و واردات بی‌رویه چای	F6	12.07	11.96	10.94	11.66	5
هماهنگی ضعیف بین اداره‌ها و دستگاه‌های دولتی در نظارت بر اجرای قانون تغییر کاربری	F8	9.78	11.67	10.35	10.60	6
عدم پایش و نظارت مستمر بر باغ‌های چای به علت کمبود نیروی انسانی سازمان چای	F2	9.89	11.87	9.35	10.37	7
عدم نظارت بر حسن اجرای پروژه‌های کاربردی مرتبط با چای در مراکز تحقیقاتی و پژوهشی بخش کشاورزی	F4	6.62	9.55	6.42	7.53	8
نرخ سازگاری		2.91	1.77	1.77		

مأخذ: یافته‌های پژوهش

یافته‌های پژوهش نشان داد که زیرمعیار "عدم نظارت بر تهیه طرح هادی روستایی و گستردگی بی‌رویه طرح تفضیلی شهر" با متوسط وزن نسبی ۱۶/۸۴ درصد رتبه نخست اهمیت را در بین هشت زیرمعیار به خود اختصاص داده است. شواهد میدانی نشان می‌دهد که برخلاف ادعاهای مطرح شده که طرح هادی روستایی مانع تخریب و تغییر کاربری اراضی کشاورزی شده، این طرح و بازنگری‌های آن با وارد کردن اراضی مرغوب کشاورزی در محدوده خود سبب می‌شود که در عمل این اراضی از شمول قانون حفظ کاربری اراضی زراعی و باغ‌ها خارج شوند و زمینه لازم برای تغییر کاربری فراهم گردد. زیرمعیار "عدم نظارت و کنترل مناسب دهیاری‌ها و بخشداری" با متوسط وزن نسبی ۱۶/۴۵ درصد در جایگاه دوم اهمیت قرار دارد. دهیاری‌ها وظیفه مدیریت روستا و جلوگیری از تغییر کاربری و ساخت‌وسازهای غیرمجاز را بر عهده دارند اما در کنار نظارت نامناسب در سطح روستا در بسیاری از موارد اقدام به صدور مجوز برای تغییر کاربری اراضی در منطقه کردند. از سوی دیگر، گسترش محدوده شهر رشت و لحاظ بسیاری از مناطق طبیعی و بکر منطقه لاکان در حریم شهر، انگیزه زیادی برای سودجویان به منظور تخریب و تغییر کاربری اراضی کشاورزی به وجود آورده است. نظارت نامناسب بر اجرای قانون حداکثر استفاده از توان تولیدی و خدماتی کشور و حمایت از کالای ایرانی با متوسط وزن نسبی ۱۳/۷۳ درصد رتبه سوم اهمیت را در بین هشت زیرمعیار این بلوک به خود اختصاص داد. تولید چای ایران در سال ۱۴۰۲ بالغ بر ۳۳ هزار تن بود که با

لحاظ نیاز داخلی ۱۰۰ هزار تن در سال نیاز به واردات بیش از دو برابر تولید داخلی چای می‌باشد. با وجود تصویب قانون فوق حمایت لازم از سوی نهادها و سازمان‌های دولتی و خصوصی در راستای خرید چای داخلی صورت نمی‌گیرد و بخش زیادی از چای تولید شده در سال ۱۴۰۲ در واحدهای فراوری و کارخانه‌های چای‌سازی باقی مانده است. حمایت ملی از چای ایرانی لازمه بقای صنعت چای و جلوگیری از زوال فعالان زنجیره ارزش چای می‌باشد.

بحث

تغییر کاربری باغ‌های چای در کنار سودآوری پایین و انگیزه کم عاملین زنجیره ارزش این محصول برای ادامه فعالیت، صنعت چای ایران را در آستانه اضمحلال قرار داده است. این پژوهش با طراحی درخت تصمیم جامع به شناسایی پیشران‌های اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه لاکان شهرستان رشت و اولویت‌بندی آنها با استفاده از رهیافت‌های FAHP، SFAHP و GAHP پرداخت. یافته‌های پژوهش نشان داد که معیار اقتصادی مهمترین عامل اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه مورد مطالعه می‌باشد. این یافته با نتایج پژوهش‌های تیکینگ (Taking, 2023)، طالقانی و همکاران (Yousefi Taleghani et al., 2022) و موسوی و یزدان‌پناه (Mousavi & Yazdanpanah, 2021) همسو می‌باشد. از سوی دیگر، دو معیار "مشکلات و خلاء قانونی" و "نظارت قانونی و اجرای قانون" به ترتیب در جایگاه دوم و سوم اهمیت قرار گرفتند که بیانگر اهمیت مباحث قانونی، حقوقی، و نهادی در حفظ و جلوگیری از تغییر کاربری اراضی کشاورزی است. پژوهش‌های تیکینگ (Taking, 2023) و موسوی و یزدان‌پناه (Mousavi & Yazdanpanah, 2021) نیز بر این یافته تأکید دارند. در بعد اقتصادی نتایج پژوهش نشان داد که ارزش اقتصادی بالای باغ‌های چای، کوچک شدن قطعات و پراکندگی باغ‌ها به علت مسائل ارث و میراث از مهمترین پیشران‌های تغییر کاربری است. از این رو، در نبود قانون مناسب ازجمله ارث و میراث این اراضی مورد طمع سودجویان قرار می‌گیرند و می‌بایست با در نظر گرفتن ابعاد حقوقی و عرفی و مقتضیات زمانی به حل ریشه‌های فقهی مسئله همانند سایر کشورها پرداخت. پیشنهاد می‌شود به منظور جلوگیری از کوچک شدن و پراکندگی باغ‌ها بعد از فوت والدین، الزام قانونی و حقوقی به منظور واگذاری باغ چای به فرزند ارشد یا یکی از فرزندان با مصالحه طرفین ایجاد گردد. همچنین، با توجه به اهمیت درآمد پایین چای‌کاری در بین زیرمعیارهای اقتصادی اثرگذار بر تغییر کاربری پژوهش پیشنهاد می‌شود طراحی سازوکار پرداخت مستقیم به چای-کاران در قالب مشوق حفظ کاربری براساس حلقه‌های جغرافیایی فاصله از شهر و ارزش اقتصادی اراضی منطقه در دستور کار قرار گیرد. در بعد قانونی، یافته‌ها بر اثرگذاری طرح هادی روستایی و چگونگی نظارت دهیاری‌ها تأکید داشت. با توجه به عدم تهیه طرح هادی روستایی مناسب، قدیمی بودن طرح‌های موجود، و گسترش بیش از اندازه طرح تفصیلی شهر رشت، پیشنهاد می‌شود نسبت به تهیه نقشه کاداستر و تعیین کاربری‌ها در منطقه اقدام شود. همچنین، تدوین برنامه جامع آمایش سرزمین و مشخص کردن نوع کاربری با توجه به طرح‌های آمایش سرزمین متناسب با بخش کشاورزی در دستور کار قرار گیرد. از سوی دیگر، نقش آفرینی سازمان چای در مقوله تغییر کاربری، جلوگیری از فساد و صدور بی‌رویه مجوزها را می‌توان با تلفیق رشته فعالیت چای‌کاری و طرح‌های نوین گردشگری کشاورزی نظیر پارک چای یا تفرجگاه چای، به پیش برد. در این راستا، با مشارکت باغداران، فعالان گردشگری، کارخانه‌های چای‌سازی و سرمایه‌گذاران می-توان طرح‌های نوین گردشگری در حوزه چای را با رویکرد حفظ کاربری، ایجاد ارزش افزوده و بهبود درآمدی تعریف کرد و پایداری این رشته‌فعالیت را رقم زد.

نتیجه‌گیری

یافته‌های پژوهش نشان داد که پیشران‌های اقتصادی و قانونی- نهادی مهمترین عوامل اثرگذار بر تغییر کاربری باغ‌های چای در منطقه لاکان شهرستان رشت است.

از این رو، تدوین بسته سیاستی مرتبط با تغییر کاربری باغ-های چای باید با توجه به این دو مقوله اساسی طراحی گردد. زیرمعیارهای معرفی شده در حوزه‌های اقتصادی، مشکلات و خلاء قانونی و نظارت قانونی و اجرای قانون می‌تواند در فرایند سیاست‌گذاری و تصمیم‌سازی مدیریت امور اراضی سازمان جهاد کشاورزی استان گیلان مدنظر قرار گیرد. ارزش اقتصادی بالای اراضی باغ‌های چای، کوچک شدن قطعات و پراکندگی باغ‌ها به علت مسائل مرتبط با ارث و میراث از مهمترین دلایل تغییر کاربری می-باشد. ضروری است با در نظر گرفتن ابعاد حقوقی، عرفی و مقتضیات زمان، مشکلات قوانین ارث و میراث به گونه‌ای حل شود که بعد از فوت والدین، باغ چای تقسیم نگردد و سود و عواید آن بین ورثه توزیع شود. تعیین و تثبیت قانونی کاربری‌های زمین به منظور اجتناب از درگیری بر سر مالکیت و تأکید بر نوع کاربری اراضی بصورت باغ چای در محدوده مورد مطالعه ضروری است. در این راستا، می-توان در محور جنوبی شهر رشت (جهت توسعهٔ آتی) از سیاست باغ–خانه برای حفظ اراضی کشاورزی، باغ‌ها و حاشیه رودخانه بهره گرفت. همچنین، برای جلوگیری از تغییر کاربری بیش از حد می‌توان نسبت به ایجاد کمربندی سبز اقدام کرد که به عنوان مانع در جهت توسعه نامتوازن عمل می‌کند. نبود آمار و داده‌های صحیح و کافی در زمینه تغییر کاربری اراضی یکی از مشکلات موجود در زمینه سیاست‌گذاری مناسب است. با توجه به یافته‌های پژوهش ایجاد بانک اطلاعاتی جامع با استفاده از فناوری‌های روز جهت برنامه‌ریزی و نقش آفرینی سازمان چای به عنوان متولی اصلی حفظ، نگهداری و صیانت از باغ‌های چای و نظارت بر صدور مجوزهای تغییر کاربری سبب می‌شود تا این اراضی حفظ گردد و نسل‌های آینده از این محصول ارزشمند بهره‌مند گردند. علاوه بر حوزه‌های اقتصادی و قانونی– نهادی، نباید از مقوله‌های اجتماعی– فرهنگی و اثر آن بر تغییر کاربری اراضی کشاورزی و به ویژه باغ‌های چای غفلت کرد. براساس یافته‌های پژوهش، پیشران اجتماعی– فرهنگی در جایگاه چهارم اهمیت قرار داشته و می‌تواند نقش اساسی در جلوگیری از تغییر کاربری اراضی مورد مطالعه داشته باشد. از این رو، آگاهی‌بخشی، اطلاع-رسانی گسترده و آموزش مؤثر بهره‌برداران کشاورزی و جامعه محلی از طریق بازوهای رسانه‌ای جدید نظیر شبکه-های اجتماعی، در خصوص اثر زیان‌بار تغییر کاربری باغ-های چای و تبیین ارزش بالای اراضی کشاورزی به واسطه محدود بودن آنها و ارزش بالای تولیدی– محیط‌زیستی باید در دستور کار قرار گیرد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Abraham, M., and Pingali, P., 2020. Transforming smallholder agriculture to achieve the SDGs. In The role of smallholder farms in food and nutrition security, ed. S. Gomez y Paloma, L. Riesgo, and K. Louhichi, pp. 173-209. New York: Springer. **https://doi.org/10.1007/978-3-030-42148-9_9**
2. Amirkiayi, S.J., 2023. Identification and ranking of effective factors in the destruction and change of use of tea gardens (case study: Lakan region, Rasht County). A dissertation submitted to University of Guilan in fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science of Rural Development, Department of Agricultural Economics. (In Persian)
3. Amirneghad, H., 2014. Factors Affecting Farmers' Willingness to Changing Land Use in Mazandaran Province. *Journal of Agricultural Economics Research*, 5(4), pp. 87-106. (In Persian)
4. Asadi, H., Beshrati, H., and Gorji, M., 2022. Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran. *Land Management Journal*, 10(1), pp. 111-134. **https://doi.org/10.22092/lmj.2022.358760.309** (In Persian)

5. Appelt, J. L., Garcia Rojas, D. C., Verburg, P. H., and van Vliet, J., 2022. Socioeconomic outcomes of agricultural land use change in Southeast Asia, *Ambio*, 51, pp. 1094-1109. **https://doi.org/10.1007/s13280-022-01712-4**
6. Bahrami, A., Emadodin, I., Ranjbar Atashi, M., and Rudolf Bork, H., 2010. Land-use change and soil degradation: A case study, North of Iran. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 1(4), pp. 600-605.
7. Barati, A.A., Asadi, A., Kalantari, KH., Azadi, H., and Mamoorian, M., 2015. Analyzing the impacts of agricultural land use change according to the experts' opinion of agricultural land organization in Iran. *Iranian Journal of Agricultural Economics and Development Research*, 45(4), pp. 639-650. **https://doi.org/10.22059/ijaedr.2014.53838** (In Persian)
8. Caldas, M., Simmons, C., Walker, R., Perz, S., Aldrich, S., Pereira, R., Leite, F. and Arima, E., 2010. Settlement Formation and Land Cover and Land Use Change: A Case Study in the Brazilian Amazon. *Journal of America Latin Geography*, 9(1), pp. 125-144. **https://doi.org/10.2307/25765288**
9. Darban-e-Astaneh, A. R., Rezvani, M. R., and Seddiqi, S., 2016. An investigation of the factors affecting land use changing (Case Study: Mahmoudabad County). *Journal of Research and Rural Planning*, 5(3), pp. 127-143. **https://doi.org/10.22067/jrrp.v5i3.50436** (In Persian)
10. Dehghan, H., and Falsafian, A., 2018. Identifying factors affecting the preserve of agricultural land use to achieve sustainable agriculture. *Agricultural Science & Sustainable Production*, 28(1), pp. 151-168. (In Persian)
11. Duleba, S., Çelikbilek, Y., Moslem, S., and Eszterg´ar-Kiss, D., 2022. Application of grey analytic hierarchy process to estimate mode choice alternatives: A case study from Budapest. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 13(100560), pp. 1-10. **https://doi.org/10.1016/j.trip.2022.100560**
12. Deng, J.L., 1989. Introduction to grey system theory. *The Journal of grey system*, 1(1), pp. 1-24
13. Dempsey, J.A., Plantinga, A.J., Kline, J.D., Lawler, J.J., Martinuzzi, S., Radeloff, V.C., and Bigelow, D.P., 2017. Effects of local land-use planning on development and disturbance in riparian areas. *Land Use Policy*, 60, pp. 16-25. **https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.011**
14. Doroudian, H.R., and Doroudian, A., 2018. Social and ecological impacts of agricultural land use change. *Land Management Journal*, 5(2), pp. 81-97. **https://doi.org/10.22092/lmj.2018.115849** (In Persian)
15. Ehrensperger, A., de Bremond, A., Providoli, I. and Messerli, P., 2019. Land system science and the 2030 agenda: Exploring knowledge that supports sustainability transformation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 38, pp. 68–76. **https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.006**
16. Feizi, B., Keramatzadeh, A., Shirani Bidabadi, F. and Rezaei, A., 2020. Factors affecting land use change in sloping rural areas, case: Hezar Jerib region of Mazandaran province. *Journal of Space Economy and Rural Development*, 8(2), pp. 239-252. **https://doi.org/10.30490/aead.2021.342468.1216** (In Persian)
17. Gao, L., and Bryan, B.A., 2017. Finding pathways to national- scale land- sector sustainability. *Nature*, 544(7649), pp. 217–222. **https://doi.org/10.1038/nature21694**
18. Ghadimi, S.A., Papzan, A., and Amini, A., 2018. The investigation of agricultural land use change trend and their effects on sustainable development components (Zayandehrood basin of Isfahan Province). *Agricultural Extension and Education Research*, 11(3), pp. 41-58. (In Persian)
19. Gündogdu, F. and Kahraman, C., 2020. A novel spherical fuzzy analytic hierarchy process and its renewable energy application. *Soft Computing*, 24, pp. 4607–4621. **https://doi.org/10.1007/s00500-019-04222-w**
20. Gündogdu, F. and Kahraman, C., 2019. Spherical fuzzy sets and spherical fuzzy TOPSIS method. *Journal of Intelligent & Fuzzy Systems*, 36(1), pp. 337–352. **https://doi.org/10.3233/JIFS-181401**

21. Harris R.B., 2010. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan plateau: A review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments*, 74(1), pp. 1–12. **https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.06.014**
22. Hinz, R., Sulser, T.B., Huefner, R., Mason- D'Croz, D., Dunston, S., Nautiyal, S., Ringler, C., Schuengel, J., Tikhile, P., Wimmer, F., and Schaldach, R., 2020. Agricultural development and land use change in India: A scenario analysis of trade- offs between UN Sustainable Development Goals (SDGs). *Earth's Future*, 8(2), pp. 1-19. **https://doi.org/10.1029/2019EF001287**
23. Hsieh, T.Y., Lu, S.T., and Tzeng, G.H., 2004. Fuzzy MCDM approach for planning and design tenders' selection in public office buildings. *International Journal of Project Management*, 22(7), pp. 573–584. **https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2004.01.002**
24. Lambin, E.F., Geist, H.J., and Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, pp. 205-241. **https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459**
25. Kermani, A., Eshraghi, F., and Jolaie, R., 2022. Using game theory approach to manage land use change of paddy fields (Case study: Nowshahr County). *Agricultural Economics*, 16(2), pp. 47-65. **https://doi.org/10.22034/iaes.2022.540581.1883** (In Persian)
26. Kieu, P.T., Nguyen, V.T., Nguyen, V.T., and Ho, T.P., 2021. A spherical fuzzy analytic hierarchy process (SF-AHP) and combined compromise solution (CoCoSo) algorithm in distribution center location selection: A case study in agricultural supply chain. *Axioms*, 10 (53), pp. 1-13. **https://doi.org/10.3390/axioms10020053**
27. Majd Salimi, K., and Azadi Gonbad, R., 2021. Results of the first application of drip irrigation system on yield and water productivity in tea plantations. *Iranian Water Research Journal*, 15(3), pp. 81-90. (In Persian)
28. Management of land affairs of Rasht County. 2022. Statistic of land use change of Rasht County 2016-2022.
29. Meiyappan, P., Dalton, M., O'Neill, B.C., and Jain, A.K., 2014. Spatial modeling of agricultural land use change at global scale. *Ecological Modelling*, 291(10), pp. 152–174. **https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.027**
30. Navidi, M., Asadi Rahmani, H., Chatrenour, M., Kharazmi, R., Jamshidi, M., Ziaee Javid, A., MohamadEsmaeil, Z., and Ebrahimi Meymand, F., 2024. Changes in Agricultural Land Use as a Threat to Food Security. *Land Management Journal*, 11(2), pp. 229-248. **https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362757.336** (In Persian)
31. Molaei, M., and Aghaei, SH., 2018. Estimating willingness to pay to avoid changes in agricultural land use: choice experiment methods. *Agricultural Economics & Development*, 26(2), pp. 51-73. **https://doi.org/10.30490/aead.2018.73547** (In Persian)
32. Motiee Langroudi, S.H., Rezvani, M.R., and Kateb Azgomi, Z., 2012. Economic effects of agricultural land use change on rural area (Dehestan of Licharaki Hasan-rood, Bandar Anzali). *Journal of Research and Rural Planning*, 1(1), pp. 1-23. **https://doi.org/10.22067/jrrp.v1i1.14983** (In Persian)
33. Mousavi, M., and Yazdanpanah, M., 2021. Factors affecting agricultural land use change in Bavi County, Khuzestan Province. *Journal of Land Management*, 9(1), pp. 13-24. **https://doi.org/10.22092/lmj.2021.122973** (In Persian)
34. Rastegaripour, F. and Mahmoudi, F., 2021. Study of effective factors on agriculture land use change in Torbat Heydarieh City. *Agricultural Economics and Development*, 29(3), pp. 21- **https://doi.org/42. 10.30490/aead.2021.342468.1216** (In Persian)
35. Saadi, H., and Avatefi Akmal, F., 2018. Factors affecting agricultural land use change in the villages of Hamadan County. *Space Economy & Rural Development*, 7(2), pp. 211-226. (In Persian)
36. Savadkohi Jonobi, T., and Seifi, M., 2014. Investigating human factors influencing the trend of land use changes of watershed upstream. Proceedings of the first national conference on land management in Iran, Tehran: Institute of planning research, agricultural economics and rural development, Volume 2, land management from a political, social and economic perspective, pp. 269-278. (In Persian)

37. Sedighi, S., Darban Astane, A., and Rezvani, M.R., 2017. An investigation of the physical and political factors affecting land use changing of Mahmoudabad Town. *Spatial Planning*, 7(2), pp. 39-58. **https://doi.org/10.22108/sppl.2018.81442.0** (In Persian)
38. Sun, C.C., 2010. A performance evaluation model by integrating fuzzy AHP and fuzzy TOPSIS methods. *Expert Systems with Applications*, 37, pp. 7745-7754. **https://doi.org/10.1016/j.eswa.2010.04.066**
39. Tagar, H.K., Ali, S., Amir, S., Tagar, A.A., and Tagar, A.J., 2016. Sustainable development goals: The usefulness of conceptual framework of growth & economic development as an implementing tool for policy planners and development managers. *International Journal of Innovative Research & Development*, 5(6), pp. 428–435.
40. Taking, M.I., 2023. Factors that Affect Changes in Land Use and its Implications in Spatial Control in the Sungguminasa Urban Area. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1209(2023), 012008. **https://doi.org/10.1088/1755-1315/1209/1/012008**
41. Tanrivermis, H., 2003. Agricultural land use change and sustainable use of land resources in the Mediterranean region of Turkey. *Journal of Arid Environments*, 54(3), pp. 553- 564. **https://doi.org/10.1006/jare.2002.1078**
42. Turner, B.L., Lambin, E.F., and Verburg, P.H., 2021. From land-use/land-cover to land system science. *Ambio*, 50, pp. 1291–1294. https://doi.org/10.1007/s13280-021-01510-4
43. United Nations General Assembly. 2015. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. Retrieved from http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
44. van Vliet, J., Magliocca, N.R., Bu¨chner, B., Cook, E., Rey Benayas, J.M., Ellis, E.C., Heinimann, A., Keys, E., Lee, T.M., Liu, J., Mertz, O., Meyfroidt, P., Moritz, M., Poeplau, CH., Robinson, B.E., Seppelt, R., Seto, K.C. and Verburg, P.H., 2016. Meta studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45, pp. 15–28. **https://doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8**
45. Yousefi Taleghani, A., Molaei Hashjin, N., and Rezaei, P., 2022. Explaining the economic and social factors affecting land use changes in peripheral rural settlements of Rasht. *Space Economy and Rural Development*, 11(1), pp. 163-182. (In Persian)

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص۱۴۹-۱۶۷
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365031.350

پایش تغییرات کاربری اراضی حریم و بستر رودخانه قشلاق با استفاده از تکنیک‌های سنجش‌ازدور و تأثیر آن بر روی سیلاب

نساء شایانی* ، حسین شفیع‌زاده مقدم و مسعود مینائی

کارشناسی ارشد مهندسی منابع آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.**shayani.nesa74@gmail.com**

استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.**h_shafizadeh@modares.ac.ir**

دانشیار، گروه آموزشی جغرافیا دانشکده ادبیات و علوم انسانی دانشگاه فردوسی، مشهد، ایران.**m.minaei@um.ac.ir**

دریافت: اسفند ۱۴۰۲ و پذیرش: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

به دلیل تغییر و تحولات ناشی از عوامل طبیعی و انسان‌ساخت که در حوضه آبریز و در طول مسیر رودخانه ایجاد می‌شود، الگوی جریان دائماً دست‌خوش تغییر می‌گردد. بدیهی است شناخت پدیده‌ها و آثار ناشی از تغییرات آن‌ها بر شرایط جریان، می‌تواند نقش مؤثری در به حداقل رساندن خسارات و مشکلات ناشی از سیل و نیز بهره‌برداری بهینه از رودخانه ایفاد نماید. در حوضه قشلاق توسعه اراضی زراعی و باغی در اراضی حاشیه رودخانه در سه دهه گذشته سبب افزایش تراکم کاربری‌ها در اطراف رودخانه و فشار بیشتر بر این منبع آبی شده است. بدین منظور در تحقیق حاضر ابتدا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست ۸ سنجنده OLI/TRIS و لندست ۵ سنجنده TM در سامانه گوگل ارث انجین با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر و روش طبقه‌بندی جنگل تصادفی، کاربری اراضی برای سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ تهیه شده و تغییرات ایجاد شده در هر دوره مورد بررسی قرار گرفت. بیشترین تغییرات مربوط به دوره سوم یعنی سال ۲۰۲۰-۲۰۱۰ است که کاربری مسکونی ۲۳/۳ درصد، زراعت دیم ۵۷ درصد، و زراعت آبی ۵۲/۷ درصد افزایش یافته است؛ درحالیکه مراتع ۱۶/۹ درصد کاهش یافته است. تغییرات کاربری اراضی همچنین در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه مورد بررسی قرار گرفتند که نتایج نشان‌دهنده افزایش مساحت مناطق مسکونی و گسترش تصرفات در دوره‌های مختلف به میزان ۱۵۴/۱ درصد در دوره ۲۰۰۰-۱۹۹۰، ۶۰ درصد در دوره ۲۰۱۰-۲۰۰۰ و ۳۱/۳ درصد در دوره ۲۰۲۰-۲۰۱۰ در بستر رودخانه قشلاق بوده است که در این خصوص باید اقدامات لازم جهت رفع تصرفات و بازگشایی صورت گیرد. سپس با توجه به‌شدت بارندگی در زمان تمرکز زیر حوضه‌های مطالعاتی و دوره بازگشت‌های مختلف و همچنین مقادیر CN که از تلفیق نقشه‌های کاربری اراضی استخراج‌شده و نقشه‌های گروه هیدرولوژیک خاک، تولید شده و دبی پیک حوضه در سال‌های مطالعاتی در محیط نرم‌افزار HEC-HMS تعیین گردیدند. نتایج نشان می‌دهد که دبی پیک سیلاب در طی زمان روند افزایشی داشته است. بیشترین تغییرات درصد دبی پیک مربوط به دوره سوم (۲۰۲۰-۲۰۱۰) است که به دلیل کاهش کاربری مرتع و افزایش کاربری‌های زراعت و مسکونی، پتانسیل تولید رواناب و در نهایت CN افزایش‌یافته و این موضوع سبب افزایش دبی پیک حوضه شده است.

واژه‌های کلیدی: تغییرات کاربری اراضی، سیلاب، تکنیک سنجش از دور، مدل هیدرولوژیک HEC-HMS و حوضه قشلاق

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **shayani.nesa74@gmail.com**

نوع مقاله: پژوهشی

CC BY

مقدمه

در سال‌های اخیر تصرف روزافزون بستر و حریم رودخانه‌ها و تغییر کاربری آن‌ها نه تنها تهدیدی برای دسترسی به آب سالم محسوب می‌شود، بلکه باعث شده است که با وجود تداوم دوره‌های خشکسالی، به دلیل کاهش عرض بستر رودخانه و به‌هم خوردن رژیم طبیعی رودخانه‌ها، مخاطرات سیل افزایش‌یافته و در نتیجه خسارت‌های اقتصادی، اجتماعی، زیست‌محیطی و غیره را به دنبال داشته باشد. مدیریت یکپارچه و پایدار منابع آب بدون شناخت و تحلیل واکنش مؤلفه‌های هیدرولوژی دخالت‌های انسانی از جمله تغییر کاربری اراضی بستر و حریم رودخانه‌ها میسر نیست.

سرعت تغییر اکوسیستم‌ها در سال‌های اخیر، چنان شتاب‌زده بوده است که امکان سازگاری موجودات زنده با تغییرات محیطی به‌سختی انجام می‌شود و بی‌توجهی به تغییرات کاربری اراضی و بهره‌برداری از منابع طبیعی به علت برهمزدن تعادل زیستی، یکی از عوامل مؤثر در افزایش پهنه‌های سیلابی بوده است (Mes et al., 2004). بنابراین ارزیابی اثرات تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات سیل، از اهمیت به‌سزایی در پیش‌بینی پتانسیل و کاهش خطر سیل برخوردار است. تحقیقاتی که در ارتباط با تأثیر تغییرات کاربری اراضی و پوشش گیاهی بر روی خصوصیات هیدرولوژیک حوضه رودخانه‌ها صورت گرفته است، تأثیر آشکار آن‌ها را در تغییر میزان رواناب و جریان رودخانه‌ها اثبات کرده است. در این بخش به چند نمونه از مطالعاتی که در این زمینه انجام‌شده اشاره می‌شود.

Saghafian et al. (2006) با تلفیق سامانه اطلاعات جغرافیایی و مدل هیدرولوژیکی HEC-HMS تأثیر تغییرات کاربری اراضی و پوشش گیاهی را بر دبی اوج و حجم سیلاب حوضه سد گلستان بررسی کردند. نتایج نشان داد که با تغییر کاربری اراضی در اثر تخریب مراتع و جنگل‌های حوضه و گسترش اراضی زراعی از سال ۱۳۴۶ تا ۱۳۷۵ دبی اوج و حجم سیل حوضه آبریز سد گلستان افزایش یافته است. Ghafari et al. (2009) تأثیر تغییر کاربری اراضی را بر هیدرولوژی حوضه زنجان رود طی ۴۰ سال شبیه‌سازی کردند. نتایج نشان داد تغییرات کاربری تأثیرات قابل توجهی بر جریان رودخانه‌ای حوضه داشته است. به‌طوری‌که به علت تغییرات کاربری اراضی، مقدار رواناب سطحی در حدود ۳۳ درصد افزایش یافت. Yamani & Mehrjoonezhad. (2012) در پژوهش خود تغییر مؤلفه‌های هیدرولوژیکی حوضه آبریز کردان را در اثر تغییرات کاربری اراضی در سال‌های ۱۳۶۶، ۱۳۷۹۹ و ۱۳۹۰ بررسی کردند. ایشان با استفاده از تصاویر لندست و طبقه‌بندی نظارت‌شده کاربری اراضی را استخراج کردند و برای شبیه‌سازی بارش-رواناب از مدل HEC-HMS و روش SCS-CN استفاده کردند. تجزیه‌وتحلیل نتایج نشان داد که به علت تغییرات کاربری در منطقه مطالعاتی، ضریب رواناب از ۷۱,۴ درصد در سال ۱۳۶۶ به ۷۳,۷ درصد در سال ۱۳۷۹ و ۷۷/۹ درصد سال ۱۳۸۸ افزایش یافته است. Shirawand. (2013) در پژوهشی به بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر روی نوسانات آب‌های سطحی و آب‌های زیرزمینی در دشت نجف‌آباد اصفهان پرداخت. مطالعات نشان داد که در سال‌های ۱۳۷۰، ۱۳۸۱ و ۱۳۹۲ افزایش کاربری‌های مناطق مسکونی، مراتع تخریب یافته، کاهش اراضی کشاورزی و درختان دست کاشت سبب افزایش شماره منحنی و به دنبال آن کاهش تلفات کل و افزایش رواناب شد. در مطالعه‌ای Howeyze et al. (2017) با استفاده از مدل HEC-HMS تغییر هیدروگراف سیل حوضه ابوالعباس در استان خوزستان را در یک دوره ۱۹ ساله بررسی کردند. آن‌ها ابتدا با استفاده از تصاویر ماهواره-ای و الگوریتم شبکه عصبی مصنوعی، کاربری اراضی را استخراج کردند و با روش شماره منحنی، مدل‌سازی را انجام دادند. نتایج نشان داد که در نتیجه تغییر کاربری اراضی میزان دبی اوج و حجم سیل حوضه به ترتیب ۵/۵ و ۵/۱ درصد افزایش یافته است. Bolwasi et al. (2020) با استفاده از مدل HEC-HMS تأثیر تغییرات کاربری اراضی بر سیل‌خیزی حوضه آبریز دوآب را ارزیابی کردند. ارزیابی نقشه‌های کاربری اراضی، بیانگر کاهش مساحت

اراضی جنگل و مراتع به میزان ۷/۳۹ و ۳/۶۸ درصد کل مساحت حوضه و اراضی زراعی دیم، آبی و مناطق مسکونی به ترتیب معادل ۷/۶۰، ۲/۵۹ و ۰/۸۹ درصد افزایش داشته‌اند. همچنین شماره منحنی (CN) به‌طور میانگین از ۶۴/۶۰ به ۷۶/۸۰ افزایش یافته است. نتایج به‌دست‌آمده از این مقایسه نشان داد که اوج رواناب به‌طور میانگین ۱۵/۴۶ و حجم رواناب حدود ۱۹/۷۴ درصد افزایش یافته است.

با توجه به‌مرور تحقیقات صورت گرفته مشخص می‌شود که رواناب و دبی پیک حوضه تحت تأثیر تغییرات کاربری اراضی ازجمله گسترش مناطق مسکونی و کشاورزی و تخریب منابع طبیعی گسترش می‌یابد.

توسعه اراضی زراعی و باغی در اراضی حاشیه رودخانه مورد مطالعه از مواردی است که در سه دهه گذشته گسترش زیادی داشته و باعث افزایش تراکم کاربری‌ها در اطراف رودخانه مورد مطالعه و فشار بیشتر بر این منبع آبی شده است. این وضعیت به‌گونه‌ای بوده است که حتی دامنه‌های مشرف بر رودخانه نیز از این وضعیت در امان نمانده و هر کجا که امکان زراعت و یا کاشت نهال بوده، تغییر کاربری داده‌اند. بدین ترتیب چنین مواردی موجب تعرض به بستر رودخانه گردیده و علی‌رغم ایجاد تغییرات مورفولوژی در آن، سبب افزایش خطرات جانی و مالی ناشی از سیلاب در منطقه مطالعاتی می‌شود. با توجه به اینکه رودخانه قشلاق از کنار شهر سنندج عبور می‌کند برای استقرار کاربری‌ها و جلوگیری از خطرات احتمالی، پژوهش حاضر می‌تواند در برنامه‌ریزی‌های مربوط به مدیریت رودخانه و کاربری اراضی مورد استفاده قرار گیرد. ازاین‌رو هدف از این پژوهش بررسی تغییرات کاربری اراضی حوضه قشلاق و تصرفات بستر و حریم رودخانه در یک بازه ۳۰ ساله (۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰) در هشت کلاس پهنه آبی، مسکونی، بایر، باغ، زراعت دیم، زراعت آبی، مرتع و درختچه‌زار با استفاده از روش سین-مبنا در پلتفرم گوگل ارث انجین است که باعث افزایش بسیار زیاد دقت طبقه‌بندی کاربری اراضی می‌شود.

مواد و روش‌ها

در این قسمت ابتدا مشخصات کلی منطقه مطالعاتی حوضه آبریز قشلاق ارائه می‌شود و سپس داده‌ها و اطلاعات مورد نیاز تحقیق و نحوه جمع‌آوری آن‌ها مورد مطالعه قرار می‌گیرد.

منطقه مورد مطالعه

حوضه قشلاق در مختصات جغرافیایی بین ″۳۳ ′۴۹ °۴۶ تا ″۴۸ ۱۹′ °۴۷ طول شرقی و ″۳۴ ۵۸′ °۳۴ تا ″۳۵ ۴۰′ °۳۵ عرض شمالی در قسمت مرکزی استان کردستان واقع شده است. این حوضه از نظر تقسیم‌بندی هیدرولوژیکی بخشی از حوضه آبریز سیروان با مساحت ۲۰۴ هزار هکتار است و شهر سنندج تقریباً در بخش جنوبی آن واقع شده است. سد مخزنی قشلاق بر روی رودخانه قشلاق قرار داشته و بخشی از آب رودخانه را برای مصارف شهری و کشاورزی کنترل می‌نماید. سرچشمه شاخه‌های اصلی رودخانه این حوضه در نواحی کوهستانی و برف‌گیر قرار دارد و به همین دلیل از پشتوانه تغذیه‌ای خوبی برخوردار است. طول آبراهه اصلی حوضه مورد مطالعه ۹۸/۲ کیلومتر است. نقشه (۱) منطقه مطالعاتی را نمایش می‌دهد.

شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی

Figure 1-The Geographical location of the study area

پایش تغییرات کاربری اراضی

به‌منظور تهیه نقشه کاربری اراضی در دوره‌های مورد نظر از تصاویر ماهواره‌ای لندست ۵ مربوط به سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۰ با تصاویری متشکل از شش باند طیفی با وضوح مکانی ۳۰ متر برای باندهای یک تا پنج و هفت، یک باند حرارتی (باند ۶) ایجاد می‌کند و لندست ۸ مربوط به سال ۲۰۲۰ که تصاویری با نه باند طول موج کوتاه طیفی و دو باند حرارتی با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متری (به‌جز باند ۸ که ۱۵ متری است) استخراج می‌کند، در سامانه گوگل ارث انجین[1] استفاده شد.

حوضه قشلاق دربرگیرنده دو سین از تصاویر ماهواره‌ای لندست است که ردیف ۱۶۷ و گذر ۳۵، ۳۶ را شامل می‌شود. تمامی مراحل نمونه‌گیری و طبقه‌بندی تصاویر برای هر سین، به‌صورت جداگانه اعمال شد زیرا عدم تطابق زمانی تصاویر هر سین با دیگر سین‌ها می‌تواند باعث ایجاد خطا در طبقه‌بندی شود. در نهایت خروجی طبقه‌بندی سین‌ها با هم موزائیک گردید. لازم به ذکر است که در مجموع ۳۳ تصویر برای سال ۱۹۹۰، ۳۸ تصویر برای سال ۲۰۰۰، ۲۹ تصویر برای سال ۲۰۱۰ و ۳۸ تصویر برای سال ۲۰۲۰ که دارای حداقل پوشش ابری بودند مورد استفاده قرار گرفت. پس از حذف پیکسل‌های ابری از این تصاویر، شاخص‌های مورد نیاز برای شناسایی و استخراج کاربری اراضی در هر سین محاسبه شد.

نمونه‌های آموزش[2]

برای نمونه‌برداری جهت آموزش با استفاده از تصاویر گوگل ارث و شیپ‌فایل‌های برگرفته از سازمان آب منطقه‌ای استان کردستان در مورد کلاس‌های مختلف در حوضه قشلاق واقع در شهرستان سنندج اطلاعات لازم به‌دست آمد. سپس با استفاده از سری زمانی شاخص‌های مختلف اقدام به نمونه‌بردای از کلاس‌ها شد. در هر سین با استفاده از تصاویر موجود در طول سال، بیشترین، کمترین و میانگین به همراه سری زمانی شاخص‌ها محاسبه‌شده و به‌عنوان ورودی به الگوریتم جنگل تصادفی (با توجه به‌دقت بالای آن نسبت به روش‌های دیگر) با تعداد درخت ۵۰۰ افزوده می‌شود. علاوه بر استفاده از شاخص‌های NDWI[3]، NDVI[4] و MNDBI[5]، برای طبقه‌بندی کاربری اراضی، از باندهای مادون قرمز نزدیک یک و دو به همراه نقشه ارتفاع و شیب، جهت تفکیک بهتر عارضه‌ها و افزایش دقت استفاده شده است.

مطالعات فیزیوگرافی حوضه

با استفاده از نرم‌افزار الحاقی Hec-GeoHms در محیط ArcGis حوضه قشلاق به شش زیر حوضه کوچک‌تر تبدیل شد. جدول ۲ مشخصات فیزیوگرافی زیرحوضه‌های مطالعاتی را نشان می‌دهد.

جدول ۱- تعداد نمونه‌های آموزشی و تست به تفکیک هر کلاس برای سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰

Table 1- The number of training and test samples by each class for the years 1990 to 2020

کاربری	1990		2000		2010		2020	
	آموزش	تست	آموزش	تست	آموزش	تست	آموزش	تست
آب	73	29	57	22	67	27	123	50
مسکونی	95	42	105	42	103	42	174	70
بایر	85	30	110	43	111	43	95	38
باغ	129	50	139	54	145	57	183	74
زراعت دیم	93	34	82	33	101	39	124	49
زراعت آبی	83	31	82	32	91	35	86	34
مرتع	169	63	147	58	125	50	159	63
درختچه زار	66	25	71	28	75	30	90	36
جمع	**793**	**304**	**793**	**312**	**818**	**323**	**1034**	**414**

1- Google Earth Engine (GEE)
2 - Train points
3- Normalized Difference water Index
4- Normalized Difference vegetation Index
5- Modiffied Normalized Difference bare-land Index

جدول ۲- مشخصات فیزیکی حوزه آبریز رودخانه مطالعاتی

Table 2- The Physical characteristics of the watershed of the study river

زیر حوضه	مساحت (km^2)	محیط (km)	طول آبراهه اصلی (km)	ارتفاع حداکثر (m)	ارتفاع حداقل (m)	ارتفاع متوسط (m)	شیب متوسط حوضه (٪)
1	326.5	129.4	30.2	2583	1650	1975.8	14.8
2	361.3	152.8	31.5	2885	1557	1995.2	22.0
3	268.4	113.1	30.0	2820	1554	1984.9	29.1
4	357.9	154.9	32.1	2533	1421	1794.1	27.5
5	505.5	172.6	45.0	2710	1316	1745.8	28.1
6	215.3	100.9	33.1	2952	1266	1899.7	43.1
حوضه قشلاق	2034.9	370.4	98.2	2952	1266	1883.4	26.3

گروه هیدرولوژیک حوضه

گروه هیدرولوژیک نشان‌دهنده وضعیت بافت و نفوذپذیری خاک است. همچنین فاکتور بسیار مهم در محاسبه CN و برآورد مقدار روانابی است که به سفره آب زیرزمینی وارد می‌شود. بر اساس وضعیت بافت و نفوذپذیری خاک، گروه هیدرولوژیک خاک‌ها با توجه به تقسیم‌بندی روش SCS در چهار گروه A، B، C و D قرار می‌گیرند که خصوصیات این گروه‌ها به شرح زیر است (Alizadeh. 2015). جدول ۳ گروه هیدرولوژیک خاک را بر اساس نفوذپذیری حوضه نشان می‌دهد.

جدول ۳- گروه‌بندی خاک حوضه بر حسب نفوذپذیری (علیزاده، ۱۳۹۴)

Table 3- Grouping of basin soil according to permeability (Alizadeh. 2015)

گروه	حداقل نفوذ پذیری (میلی‌متر در ساعت)
A	7.5-11.5
B	3.5-7.8
C	1.3-3.8
D	0-1.3

در تحقیق حاضر از نقشه‌های زمین‌شناسی و نقشه‌های خاک حوضه قشلاق که از سازمان آب منطقه‌ای کردستان گرفته شد استفاده و با تلفیق آن‌ها در GIS با نقشه شیب حوضه نقشه گروه هیدرولوژیک خاک تهیه می‌شود. منطقه دارای نفوذپذیری کم، متوسط و زیاد است، بنابراین سه گروه هیدرولوژیکی A، B و C در منطقه وجود دارد.

شماره منحنی حوضه

برای محاسبه شماره منحنی حوضه (CN)، با توجه به شیب، پوشش گیاهی، نفوذپذیری و غیره حوضه مورد نظر به چندین واحد هیدرولوژیک اصلی تقسیم‌بندی می‌شود. واحد هیدرولوژیک خاک خود نیز می‌تواند به واحدهای کوچک‌تر تقسیم گردد. آنگاه با تعیین مقادیر CN هر واحد هیدرولوژیک خاک و تعیین میانگین وزنی می‌توان به مقادیر CN حوضه آبریز مورد تعیین می‌گردد. در روش SCS به ترتیب CN شماره منحنی، s تلفات و R ارتفاع حاصله از بارندگی است.

$$s = \frac{25400}{CN} - 254 \qquad (۱)$$

$$R = \frac{(P-0.2S)^2}{(P+0.8S)} \qquad (۲)$$

جدول ۴- مقادیر میانگین وزنی CN و S برای انواع کاربری در سال‌های مطالعاتی

Table 4- Weighted average values of CN and S for land use types in the study years

زیرحوضه	1990		2000		2010		2020	
	CN	S	CN	S	CN	S	CN	S
1	52.0	9.2	52.8	8.9	53.5	8.7	61.4	6.3
2	54.2	8.5	55.0	8.2	57.3	7.5	64.6	5.5
3	54.0	8.5	56.2	7.8	56.3	7.8	61.9	6.2
4	54.1	8.5	56.1	7.8	56.2	7.8	62.3	6.1
5	54.6	8.3	56.8	7.6	58.5	7.1	65.5	5.3
6	52.9	8.9	54.3	8.4	54.9	8.2	67.8	4.7
کل	53.9	8.6	55.5	8.0	56.5	7.7	64.0	5.6

همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، مقدار شماره منحنی در شرایط رطوبتی متوسط خاک برای دوره‌های زمانی مطالعاتی به ترتیب مقادیر ۵۳/۹، ۵۵/۵، ۵۶/۵ و ۶۴/۰ به دست آمد؛ بنابراین با گذشت زمان شماره منحنی حوضه افزایش یافته است. به دلیل اینکه در محاسبه شماره منحنی سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ شرایط هیدرولوژیکی و توپوگرافی حوضه ثابت بوده‌اند و تنها نقشه‌های کاربری اراضی متفاوت بوده است، می‌توان نتیجه گرفت عامل اصلی افزایش شماره منحنی در طی زمان تغییرات کاربری اراضی به وجود آمده است که پتانسیل ایجاد رواناب را افزایش داده است.

زمان تمرکز[6] حوضه

زمان تمرکز حوضه به روش‌های مختلفی توسط دانشمندان مختلف در سراسر دنیا برآورد می‌شود. در انتخاب مناسب‌ترین روش پارامترهای مختلفی از جمله انحراف معیار، مسافت طی شده بر حسب ساعت، طول حوضه‌ها، شیب و در نهایت قضاوت کارشناسی دخیل بوده‌اند. زمان تمرکز بدست آمده به روش‌های کرپیچ و کالیفرنیا عمدتاً برای حوضه‌های کوچک کاربرد دارند، درصورتی‌که روش SCS و هوانوردی آمریکا برای حوضه مورد مطالعه اعداد مناسب‌تری را ارائه می‌نماید. بنابراین بر اساس بازدید صورت گرفته از منطقه مطالعاتی، زمان تمرکز حوزه و زیرحوضه‌های فوق با استفاده از روش هوانوردی آمریکا در نظر گرفته شده است.

سازمان هوانوردی آمریکا برای ساخت فرودگاه‌ها و تخلیه رواناب حاصل از بارندگی‌ها روی باند فرودگاه‌ها رابطه زیر را پیشنهاد کرده است (Alizadeh. 2015).

$$Tc = \frac{3.64(1.1-C)L^{0.83}}{H^{0.33}} \quad (۳)$$

Tc= زمان تمرکز بر حسب ساعت، L=طول آبراهه بر حسب کیلومتر، H= اختلاف ارتفاع ابتدا و انتهای آبراهه اصلی به متر، C= ضریب رواناب

اطلاعات مورد نظر به‌منظور وارد کردن آن‌ها به مدل HEC-HMS

به‌منظور شبیه‌سازی هیدروگراف سیل در مدل HEC-HMS نیاز به هیدروگراف سیل‌های مشاهده شده در حوضه است. لذا جهت انجام این کار اطلاعات دبی اوج مربوط به هیدروگراف‌های سیل ثبت‌شده در ایستگاه‌های هیدرومتری موجود در حوضه قشلاق از شرکت آب منطقه‌ای استان کردستان جمع‌آوری شد.

تعیین بارش طرح

جهت تعیین بارش طرح در حوضه مورد مطالعه، به دلیل اینکه در هر زیر حوضه ایستگاه باران‌سنج موجود نبوده، از روش‌های درون‌یابی استفاده گردید. به‌منظور انجام این کار از ایستگاه‌های پیرامون حوضه استفاده شد. روش کار به این صورت بود که ابتدا با استفاده از آمار بارندگی روزانه در هر سال، حداکثر بارش ۲۴ ساعته در موقعیت مکانی هر ایستگاه در اکسل به‌صورت جدولی به محیط GIS معرفی گردیده و سپس از این فایل، فایل نقطه‌ای تهیه کرده که هر ایستگاه در موقعیت خودش قرار گیرد و مقدار بارش ثبت‌شده در آن تاریخ به‌عنوان مشخصه ایستگاه تلقی می‌گردد. پس‌ازآن بهترین توزیع برای هر بازه زمانی برای دوره بازگشت ۲، ۵، ۱۰، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ سال به کمک نرم‌افزار Easyfit تعیین شد. در نهایت با استفاده از روش عکس فاصله وزنی[7] در GIS نقشه رستری توزیع مکانی بارش تهیه‌شده و میزان بارش حداکثر ۲۴ساعته زیرحوضه‌ها محاسبه گردید. بر اساس منحنی IDF می‌توان شدت بارش را در دوره بازگشت‌های مختلف و در تداوم‌های مشخص تعیین کرد. بدین منظور برای تعیین بارش طرح از شدت بارش در زمان تمرکز حوضه استفاده گردید. جدول ۵ مشخصات ایستگاه باران‌سنجی مورد استفاده در محاسبه بارش زیرحوضه‌ها است.

6- Time of concentration
7- Inverse distance weighting (IDW)

جدول ۵- مشخصات ایستگاه‌های پیرامون حوضه

Table 5- Characteristics of the stations around the basin

حوضه اصلی	رودخانه	ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	ارتفاع	سال تأسیس
مرزی غرب	قشلاق	سنندج	682247	390727647	1465	1374
	قشلاق	خلیفه ترخان	687765	3928680	1788	1370
	قشلاق	حسین آباد	692627	3936356	1687	1365
	قشلاق	تازه‌آباد قره گل	691904	3927565	2087	1378
	چهل گزی	سراب قامیش	676986	3922731	1678	1367

شکل ۲- موقعیت ایستگاه‌های هیدرومتری محدوده حوضه قشلاق

Figure 2- Location of hydrometric stations in Qeshlaq Basin

به‌منظور تعیین روابط منطقه‌ای سیلاب، ابتدا برای ایستگاه‌هایی که سیلاب آن‌ها مورد محاسبه قرار گرفته، آزمون همگنی انجام شد و روابط خطی و نمایی بر سری داده‌ها برازش داده شد. در نهایت با توجه به‌دقت بالاتر برازش خطی از این روابط برای تهیه سری زمانی سالانه دبی حداکثر لحظه‌ای با استفاده از آمار دبی روزانه در سه ایستگاه هیدرومتری موجود در خروجی سه زیرحوضه استفاده شد.

در تحقیق حاضر با استفاده از نرم‌افزار Easyfit مناسب‌ترین توزیع را برای برآورد حداکثرهای مورد نظر پیشنهاد می‌کند. بر مبنای آن حداکثر دبی لحظه‌ای در دوره بازگشت‌های مختلف محاسبه شده است. جدول ۶ این پارامتر را نشان داده است.

جدول ۶- مقادیر حداکثر دبی لحظه‌ای در ایستگاه‌های مورد مطالعه

Table 6- Instantaneous maximum flow values in the studied stations

نام ایستگاه	دوره بازگشت	2	5	10	25	50	100	200	500	1000
	توزیع آماری منتخب	0.5	0.8	0.9	0.96	0.98	0.99	0.995	0.998	0.999
قشلاق-خلیفه ترخان	*Generalized logistic*	14.93	31.88	48.09	77.69	109.23	152.41	211.34	324.04	446.72
قشلاق-حسین آباد	*log Pearson III*	9.71	26.45	39.10	54.34	64.39	73.11	80.58	88.71	93.72
چهل گزی-تونل	*log Pearson III*	14.47	28.67	40.59	58.37	73.51	90.22	108.57	135.50	158.00

وارد کردن داده‌ها به مدل HEC-HMS

ابتدا باید حوضه و زیرحوضه‌ها به صورت شماتیک به مدل معرفی گردد تا مدل قادر به تجزیه و تحلیل داده‌های مربوط به آن باشد. در واقع باید زیرحوضه‌ها، نحوه اتصال آن‌ها به یکدیگر و بازه‌هایی از رودخانه که نیاز است روندیابی در آن‌ها انجام گیرد، تعیین گردد (شکل ۲).

مدل HEC-HMS جهت شبیه‌سازی بارش-رواناب، تلفات ناشی از بارش را نیز مدنظر قرار می‌دهد. در این تحقیق از روش SCS CN استفاده شده است که روابط آن به صورت زیر می‌باشد.

$$Pe = \frac{(P-Ia)^2}{P-Ia+S} \quad (۴)$$

$$Ia = a * S \quad (۵)$$

$$S = \frac{25400-254CN}{CN} \quad (۶)$$

Pe ارتفاع بارش موثر (رواناب) به میلی‌متر، P ارتفاع بارندگی به میلی‌متر، S حداکثر پتانسیل ذخیره حوضه به میلی‌متر، CN شماره منحنی متوسط وزنی حوضه، Ia تلفات اولیه به میلی‌متر، a ضریبی است که در این تحقیق با توجه به شرایط منطقه 0.2 در نظر گرفته شده است.

در بخش بعدی فرآیند تبدیل بارش مازاد به جریان سطحی در زیرحوضه‌ها شبیه‌سازی می‌شود. روش-های مختلفی برای آن وجود دارد که در این تحقیق از روش هیدروگراف واحد SCS استفاده می‌شود که روابط آن به صورت زیر می‌باشد:

$$Qp = 2.08\ \frac{A}{Tp} \quad (۷)$$

$$Tp = \frac{\Delta t}{2} + Tlag \quad (۸)$$

$$Tlag = \frac{L^{0.5}\ (S+1)^{0.7}}{1900Ws^{0.5}} \quad (۹)$$

$$s = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (۱۰)$$

Qp: دبی اوج هیدروگراف واحد بر حسب مترمکعب بر ثانیه، A: مساحت حوضه بر حسب کیلومتر مربع، Tp: زمان اوج هیدروگراف واحد بر حسب ساعت، Δt: زمان تداوم بارش مازاد (کمتر از ۲۹ درصد زمان تاخیر لحاظ شود (USACE, 2000)). Tlag : زمان تاخیر حوضه. L: طول آبراهه اصلی حوضه بر حسب فوت، Ws: شیب متوسط وزنی حوضه بر حسب درصد، S: حداکثر پتانسیل ذخیره حوضه بر حسب اینچ، CN: شماره منحنی متوسط وزنی حوضه.

شاخص کنترل و اجرای مدل

در این بخش باید تاریخ شروع و اتمام شبیه‌سازی همراه با فاصله زمانی به مدل معرفی گردد. کلیه زمان‌ها باید به تاریخ میلادی وارد مدل گردند. پس از ورود داده‌ها و تکمیل مدل حوضه، مدل HEC-HMS برای داده‌های بارش-رواناب مشاهده شده اجرا و هیدروگراف شبیه‌سازی شده مدل به‌دست آمد.

واسنجی و اعتبارسنجی مدل HEC-HMS

مدل قادر به بهینه‌سازی پارامترهای CN، T_{lag} و I_a به طور همزمان و یا یکی از آن‌ها می‌باشد. در این تحقیق از آن‌جایی که مقادیر شماره منحنی و زمان تاخیر حوضه و زیرحوضه‌های مربوطه به‌دست آمده، بنابراین فقط نیاز به کالیبراسیون پارامتر اتلاف اولیه می‌باشد. در شروع عملیات بهینه‌سازی لازم است برای پارامتر کالیبره شونده مقادیر اولیه‌ای تعیین گردد که برای آن مقدار اولیه 0.2S در نظر گرفته شد. در این تحقیق از ریشه مربعات متوسط وزنی خطاهای اوج و درصد خطا در دبی اوج جریان استفاده شد. در تابع هدف ریشه مربعات متوسط وزنی خطاهای اوج، از میانگین مجذور خطاهای دبی اوج (تفاضل بین جریان‌های شبیه‌سازی شده و مشاهده شده) جذر گرفته می‌شود (رابطه ۱۱). درصد خطای دبی اوج نیز درصد خطاهای مقادیر مشاهده‌ای نسبت به مقادیر شبیه سازی شده را نشان می-دهد.

$$Z = \sqrt{\frac{\sum_{n}^{i=1}(Q_0(t)-Q_s(t))^2}{N}} \quad (۱۱)$$

Z = تابع هدف، $Q_0(t)$ جریان مشاهده شده، $Q_s(t)$ جریان شبیه‌سازی شده، N تعداد دوره بازگشت‌های شبیه-سازی شده

چنانچه برازش مناسب بوده و مقدار خطا حداقل باشد، این بدان معنی است که مقدار پارامترها به درستی تخمین زده شده‌اند، در غیر این صورت مقدار پارامترها تغییر کرده و

عملیات شبیه‌سازی مجدد از سر گرفته شد تا زمانی که نتایج مطلوب و با حداقل خطا حاصل گردد.

نتایج و بحث

نقشه کاربری اراضی حوضه قشلاق در سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست که دارای تفکیک مکانی ۳۰ متر می‌باشند در پلتفرم گوگل ارث انجین و با استفاده از مدل یادگیری ماشین جنگل تصادفی بدست آمد. این نقشه‌ها دارای هشت کلاس می‌باشند که تصاویر این نقشه‌ها در شکل ۳ آورده شده است.

شکل ۳- نقشه کاربری اراضی حوضه قشلاق در سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰

Figure 3- Land use map of Qeshlaq basin in 1990, 2000, 2010 and 2020

جدول ۷ مشخصات مساحت کاربری‌های مختلف و تغییرات مساحت را در سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ نشان می‌دهد. بررسی تغییرات مساحت‌ها نشان می‌دهد که از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰ مناطق مسکونی ۱۶۵٪، زراعت دیم ۱۹۶٪، زراعت آبی ۱۸۵٪، باغات ۱۳۱٪، اراضی فاقد پوشش گیاهی ۲۱٪، درختچه‌زار ۳۰٪ افزایش و از طرف دیگر پهنه‌های آبی ۱۹٪ و مراتع ۲۷٪ کاهش یافته‌اند. بر اساس نتایج بدست آمده، بیشترین تغییرات مربوط به مراتع می‌باشد که از مساحت آن کاسته شده و در عوض مساحت کلاس زراعت دیم به خصوص در نواحی شمالی حوضه قشلاق (زیرحوضه اول) افزوده شده است. افزایش سطح کاربری‌های کشاورزی (زراعت آبی و دیم و

باغات) به علت گرایش مردم به زیر کشت بردن اراضی مرتع و از سوی دیگر افزایش این کاربری‌ها را می‌توان به پیشرفت تکنولوژی و ادوات کشاورزی نسبت داد. از طرف دیگر سیاست‌های دولت به منظور خودکفایی در محصولات کشاورزی به خصوص گندم، باعث رو آوردن کشاورزان به افزایش سطح زیرکشت و تبدیل مناطق مرتعی به زراعت دیم شده است. به همین دلیل نیاز است که سیاستگذاری‌ها در جهت کنترل سطح زیرکشت کشاورزان صورت بگیرد تا بتوان از منابع طبیعی محافظت کرد. باید توجه داشت که کاهش ۲۷٪ مراتع به معنی از بین رفتن کامل مراتع نمی‌باشد بلکه قسمتی از آن به دلیل کاهش تراکم مراتع در سال‌های اخیر می‌باشد که سبب شده تا برخی از کلاس‌های مرتع با پوشش خوب در کلاس درختچه‌زار طبقه‌بندی شوند. همچنین افزایش کاربری درختچه‌زار می‌تواند به همین علت باشد. صحت کلی به ترتیب برای سال ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ برابر ۰/۹۶ و ۹۶/۲، ۹۵/۴ و ۹۶/۴ درصد و کاپا نیز برابر ۹۵/۲ و ۹۵/۵، ۹۴/۷ و ۹۵/۸ درصد می‌باشد، نتایج به‌دست آمده در این تحقیق نشان دهنده‌ی دقت بالای کلاس‌بندی کاربری‌ها و روش سین–مبنا که در مطالعات قبلی باعث افزایش خطا شده بود، می‌باشد. یکی از چالش‌های استخراج کاربری اراضی با استفاده از تصاویر ماهواره لندست که در مطالعات قبلی مشاهده می‌شود، تفکیک مناطق بایر از مناطق شهری می‌باشد که در این تحقیق با استفاده از میانگین، بیشترین، کمترین و سری زمانی شاخص MNDBI و روش سین-_مبنا این کاربری‌ها به خوبی از هم تفکیک شده‌اند؛ در تحقیق Saadian and Shafizadeh Moghadam. (1400) نیز با استفاده از این روش دقت طبقه‌بندی به بالاترین حد رسید. یکی دیگر از چالش‌ها، شباهت تغییرات شاخص NDVI در کلاس‌های درختچه‌زار و باغ و از طرف دیگر احداث باغات در دل درختچه‌زار است که موجب سخت‌تر شدن تفکیک این دو کلاس از هم دیگر شده است. این چالش با کم و زیاد کردن نمونه‌های برداشت شده در این کلاس‌ها با استفاده از پلتفرم گوگل ارث انجین برطرف شد. به دلیل وجود تفاوت زمانی بین سین‌های مجاور و به تبع آن تفاوت سری زمانی شاخص‌ها در هر سین، طبقه-بندی تصاویر لندست برای کل منطقه به صورت همزمان با خطای نسبتا زیادی همراه می‌باشد؛ اما در روش سین_مبنا، طبقه‌بندی برای هر سین به صورت جداگانه صورت گرفته است که موجب افزایش چشمگیر در دقت طبقه‌بندی شده-است.

جدول ۷- مشخصات مساحت (کیلومترمربع) کاربری اراضی سال‌های مطالعاتی و درصد تغییرات

Table 7- Characteristics of the area (square kilometers) of land use in the study years and the percentage of changes

کاربری	1990	2000	2010	2020	1990-2000 (%)	2000-2010 (%)	2010-2020 (%)	1990-2020 (%)
آب	8.00	7.7	7.0	6.5	-3.8	-9.1	-7.1	-18.8
باغ	27.3	34.1	40.6	63.0	24.9	19.1	55.2	130.8
مسکونی	10.0	14.2	21.5	26.5	42.0	51.4	23.3	165.0
زراعت دیم	101.5	128.9	191.0	299.9	27.0	48.2	57.0	195.5
زراعت آبی	76.3	89.6	142.3	217.3	17.4	58.8	52.7	184.8
مرتع	1637.8	1533.9	1449.4	1204.0	-6.3	-5.5	-16.9	-26.5
فاقد پوشش گیاهی	81.1	121.3	78.6	97.9	49.6	-35.2	24.6	20.7
درختچه زار	85.9	98.2	97.5	111.6	14.3	-0.7	14.5	29.9

شبیه‌سازی هیدرولوژیکی

جهت بررسی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات سیل در منطقه در سه دوره مورد مطالعه، با استفاده از مدل هیدرولوژیکی، HEC-HMS و نقشه‌های کاربری اراضی برای هر دوره و سپس نقشه CN حوضه، مقادیر دبی اوج برای سال‌های مورد نظر به ازای هر کاربری اجرا شدند. جدول ۸ تا ۱۱ مشخصات حداکثر دبی اوج در هر سال را نشان می‌دهد.

جدول ۸- مشخصات حداکثر دبی اوج ایستگاه‌های هیدرومتری محدوده مطالعاتی در دوره بازگشت‌های مختلف (سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰)

Table 8- Characteristics of the maximum peak discharge of the hydrometric stations of the study area in the period of different returns (years 1990 to 2020)

دوره بازگشت (سال) / زیر حوضه	سال	2	5	10	25	50	100	200	500	1000
1		9.71	26.45	39.1	54.34	64.39	73.11	80.58	88.71	93.72
HEC-HMS	1990	**6.9**	**21.4**	**30.6**	**43.1**	**51.0**	**58.1**	**63.9**	**70.9**	**76.3**
	2000	**7.1**	**22.2**	**31.7**	**44.7**	**52.8**	**60.2**	**65.9**	**73.2**	**78.7**
	2010	**7.4**	**22.9**	**32.6**	**46.0**	**54.4**	**62.1**	**67.7**	**75.3**	**80.9**
	2020	**10.5**	**33.0**	**46.8**	**4.65**	**76.7**	**86.8**	**93.7**	**102.9**	**109.5**
2		14.93	31.88	48.09	77.69	109.32	152.41	211.34	324.04	446.72
HEC-HMS	1990	**9.9**	**23.6**	**34.7**	**55.1**	**87.8**	**132.3**	**191.5**	**306.4**	**429.8**
	2000	**10.3**	**24.5**	**36.0**	**57.0**	**91.2**	**133.2**	**193.1**	**308.8**	**434.4**
	2010	**11.4**	**27.0**	**39.7**	**63.1**	**94.3**	**135.5**	**199.0**	**311.3**	**436.9**
	2020	**16.2**	**38.2**	**55.8**	**88.0**	**121.0**	**164.4**	**224.6**	**333.8**	**461.0**
3		14.47	28.67	40.59	58.37	73.51	90.22	108.57	135.5	178.0
HEC-HMS	1990	**10.7**	**23.5**	**33.1**	**48.3**	**59.7**	**72.1**	**85.3**	**113.2**	**155.7**
	2000	**12.0**	**26.3**	**36.9**	**53.6**	**66.2**	**79.7**	**94.1**	**116.6**	**158.3**
	2010	**12.1**	**26.4**	**37.1**	**53.9**	**66.5**	**80.1**	**94.5**	**117.1**	**158.9**
	2020	**15.9**	**34.4**	**48.0**	**69.4**	**85.3**	**102.3**	**120.3**	**148.5**	**192.3**
4	1990	6.7	19.1	31.4	52.8	63.8	72.6	76.5	82.0	95.0
	2000	7.3	20.9	34.3	57.7	69.8	79.3	82.9	88.5	102.5
	2010	7.3	20.9	34.5	57.9	70.1	79.7	83.2	88.9	102.9
	2020	9.5	27.4	45.4	76.0	91.5	103.4	106.7	113.2	130.8
5	1990	9.1	25.5	41.5	68.5	83.4	92.2	98.2	107.1	124.2
	2000	10.0	28.1	45.5	75.7	91.8	100.7	107.3	116.5	135.1
	2010	10.8	30.2	49.2	81.3	98.5	108.4	114.7	124.3	143.9
	2020	14.6	41.4	67.2	111.6	134.1	145.4	152.6	162.9	187.8
6	1990	3.9	11.5	19.0	30.7	37.2	37.5	41.1	46.0	53.7
	2000	4.2	12.2	20.3	32.7	39.7	41.4	43.7	48.6	56.7
	2010	4.3	12.6	20.9	33.5	40.8	40.6	44.7	49.8	58.0
	2020	7.6	22.6	37.4	60.0	71.9	70.2	76.3	83.2	96.5
قشلاق	1990	**44.8**	**120.3**	**183.7**	**288.3**	**369.8**	**447.0**	**529.3**	**679.7**	**870.3**
	2000	**48.0**	**128.9**	**197.5**	**309.4**	**395.6**	**474.8**	**558.5**	**706.2**	**899.5**
	2010	**50.4**	**135.5**	**207.4**	**324.3**	**409.1**	**486.1**	**573.6**	**717.3**	**912.1**
	2020	**70.6**	**190.0**	**290.1**	**453.8**	**559.8**	**650.6**	**740.7**	**887.0**	**1099.7**

اعداد رنگ آبی(پررنگ) اعداد شبیه‌سازی شده است

اعداد رنگ مشکی مشاهداتی است

جدول ۹- نتایج درصد خطای RMSE (m3/s) و درصد خطای شبیه‌سازی شده نسبت به مشاهداتی در مدل HEC-HMS

Table 9- The results of RMSE error percentage (m3/s) and simulated error percentage compared to observations in HEC-HMS model

تابع هدف محاسبه خطا	سال / زیرحوضه	1990	2000	2010	2020
RMSE	1	13.06	11.33	9.32	11.48
درصد خطای دبی اوج		-21.24	-18.56	-13.96	17.77
RMSE	2	17.13	15.14	11.17	10.34
درصد خطای دبی اوج		-18.68	-16.8	-10.9	9.85
RMSE	3	15.82	11.39	10.61	10.58
درصد خطای دبی اوج		-18.79	-11.39	-8.91	13.88

جدول ۹ درصد خطای دبی اوج و RMSE مدل را نشان می‌دهد. نتایج اعتبارسنجی عملکرد مدل را تائید می‌کند و می‌توان بیان کرد که مدل در این حوضه دارای عملکرد مناسبی جهت پیش‌بینی دبی اوج سیلاب بوده و چون در این مطالعه محاسبه‌ی دبی اوج از اهمیت بالایی برخوردار است، در نتیجه این مدل اعتبارسنجی شده می‌تواند نتایج قابل قبولی را در این ارتباط ارائه دهد. جدول ۱۰ نتایج درصد تغییرات دبی پیک سیلاب را در طی سال‌های مورد مطالعه به ازای دوره بازگشت‌های مختلف نشان می‌دهد. برای تحلیل و بررسی تأثیر کاربری اراضی بر میزان رواناب، برای کاربری سال‌های مطالعاتی دبی اوج رواناب محاسبه شد. دبی اوج برای کاربری سال‌های ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ با دوره بازگشت دو سال به ترتیب برابر با ۴۴/۸، ۴۸/۰، ۵۰/۴ و ۷۰/۶ مترمکعب بر ثانیه به دست آمد که بیانگر افزایش دبی اوج در اثر تغییرات کاربری است. بیشترین تغییرات درصد دبی پیک مربوط به دوره سوم (۲۰۱۰–۲۰۲۰) است که به دلیل کاهش کاربری مرتع و افزایش کاربری‌های زراعت و مسکونی، پتانسیل تولید رواناب و در نهایت CN افزایش یافته است؛ و این موضوع سبب افزایش دبی پیک حوضه شده است، به طوری که در دوره بازگشت دو سال شاهد افزایش ۴۰/۰۸ درصد و در دوره بازگشت ۱۰۰۰ سال با افزایش ۲۰/۵۷ درصد دبی پیک سیلاب روبرو بوده‌ایم.

جدول ۱۰- نتایج درصد تغییرات دبی پیک در طی سال‌های مورد مطالعه به ازای دوره بازگشت مختلف

Table 10- The results of the percentage changes of peak debit during the studied years for different return periods

دوره زمانی	دبی اوج / حجم سیلاب	درصد تغییرات به ازای دوره بازگشت‌های مختلف								
		2	5	10	25	50	100	200	500	1000
1990-2000	دبی اوج	+7.1	+7.1	+7.5	+7.3	+7.0	+6.2	+5.5	+3.9	+3.4
	حجم سیلاب	+6.1	+5.8	+5.7	+5.5	+5.3	+4.6	+4.0	+2.6	+1.8
2000-2010	دبی اوج	+5.0	+5.1	+5.0	+4.8	+3.4	+2.4	+2.7	+1.6	+1.4
	حجم سیلاب	+3.9	+3.7	+3.6	+3.5	+2.2	+1.3	+1.6	+0.4	+0.2
2010-2020	دبی اوج	+40.1	+40.4	+39.9	+39.9	+36.8	+33.8	+29.1	+23.7	+20.6
	حجم سیلاب	+32.0	+30.3	+29.3	+27.8	+25.2	+22.6	+18.7	+14.8	+12.2
1990-2020	دبی اوج	+57.6	+57.9	+57.9	+57.4	+51.4	+45.5	+39.9	+30.5	+26.4
	حجم سیلاب	+45.6	+43.0	+41.5	+39.5	+34.7	+29.9	+25.5	+18.3	+14.5

بررسی کاربری اراضی در حریم و بستر رودخانه

با اخذ بستر و حریم رودخانه قشلاق (پایین دست سد قشلاق تا تقاطع گاوه‌رود) از سازمان آب منطقه-ای استان کردستان و شرکت مهندسین مشاور آب‌پردازان نواندیش سنندج، اقدام به بررسی تغییرات کاربری اراضی در این محدوده گردید. گستره عرضی برای بررسی کاربری اراضی رودخانه حداقل معادل با حد حریم کیفی رودخانه تعیین می‌شود. از آن‌جایی که حد حریم کیفی رودخانه‌ها حداکثر برابر با ۱۵۰ متر از حد بستر رودخانه می‌باشد، بر این اساس و به‌منظور رعایت احتیاط، باند ۲۰۰ متری از بستر رودخانه مطالعاتی در هر طرف، به عنوان گستره عرضی رودخانه در مطالعات کاربری اراضی در نظر گرفته شد (۵۰ متر بیشتر از حد حریم کیفی برای هر طرف از رودخانه). جدول ۱۱ کاربری اراضی را در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه قشلاق را در دوره زمانی سال ۱۹۹۰، ۲۰۰۰، ۲۰۱۰ و ۲۰۲۰ نشان می‌دهد.

با توجه به رشد روزافزون جمعیت و افزایش تقاضا برای احداث اعیانی و باغات در اراضی پایین دست سد و مجاور رودخانه قشلاق و همچنین مناسب بودن زمین‌های حاشیه رودخانه برای کشاورزی روند تجاوز به بستر و حریم رودخانه‌ها و دخل و تصرف غیر مجاز در آنها افزایش یافته است. بر اساس گزارشات آب منطقه‌ای استان کردستان، این تصرفات موجب انسداد، بهم خوردگی وضعیت طبیعی و ایجاد تغییرات متضرر کننده در بستر رودخانه شده که موجب کاهش ظرفیت آبگذری رودخانه‌ها و بهم خوردن رژیم طبیعی رودخانه‌ها شده و در نهایت پدیده سیلاب، خسارات جانی و مالی گسترده و همچنین آلودگی رودخانه را به همراه خواهد داشت. طی سال‌های اخیر توسعه جمعیت در روستاهای پایین دست سد قشلاق تا پل شیخ؛ نظیر نایسر، باباریز، شهرک اوراز و قلیان، این روستاها را به ناحیه منفصل شهری تبدیل کرده است. تصمیم گسترش چنین کاربری‌هایی غالباً بر عهده بنگاه‌های معاملات ملکی و بدون اتکا بر نظرات کارشناسان شهری و برنامه‌ریزی می‌باشد. به نظر می‌رسد گسترش حاشیه نشینی در این ناحیه شهری در نتیجه فقدان کارکردهای خدماتی به نقاط روستایی بوده که عوارض آن در سیکل مهاجرت‌ها و گسترش حاشیه نشینی دیده می‌شود. از طرف دیگر نقش محدودیت‌های طبیعی مانند شیب، ارتفاع زیاد نقاط روستایی و شرایط اقلیمی سرد و خشک منطقه در تشدید مهاجرت‌ها موثر بوده است.

با توجه به شکل ۴ می‌توان نتیجه گرفت که مساحت مناطق مسکونی در دوره زمانی مدنظر در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه افزایش یافته است. همچنین از دیگر موارد تعرض به بستر رودخانه قشلاق، فرودگاه سنندج است که دقیقاً در بستر رودخانه احداث شده و موجب تغییر مسیر آن شده است. البته از جمله اصلی‌ترین دلایل احداث فرودگاه در این بستر، نبود فضای هموار و در دسترس کافی در نزدیکی محدوده شهری می-باشد (شکل ۵).

شکل ۴- مقایسه کاربری‌های موجود در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه قشلاق در پیرامون شهر سنندج

Figure 4- Comparison of land use in the bed, boundary and transverse extent of Qashlaq River around Sanandaj city

شکل ۵- تغییرات ایجاد شده در بستر در فاصله دو دوره زمانی مورد بررسی به دلیل احداث فرودگاه سنندج (امانی، ۱۳۹۴)

Figure 5- The changes made in the bed between the two investigated time periods due to the construction of Sanandaj airport (Amani, 2014)

نوع کاربری حاشیه رودخانه بطور غالب شامل باغات و اراضی کشاورزی است. با توجه به اینکه منطقه طرح کوهستانی است، لذا اراضی مطلوب کشاورزی محدود بوده و بخش‌هایی از بستر رودخانه تصرف شده و تبدیل به اراضی کشاورزی و باغات شده است. گسترش و توسعه اراضی زراعی و باغی در اراضی حاشیه رودخانه مورد مطالعه و بهره کشی از بستر رودخانه جهت زراعت و یا احداث باغ، در سه دهه گذشته گسترش لجام گسیخته‌ای داشته و باعث افزایش تراکم کاربری‌ها در اطراف رودخانه-ها و فشار بیشتر بر این منابع آبی شده است. امکان انتقال آب به اینگونه اراضی از طریق پمپاژ آب رودخانه و یا چاه سبب شده است تا بسیاری از عرصه‌های منابع طبیعی مورد تجاوز قرار گرفته و به باغ و یا زمین کشاورزی تبدیل شده و ممانعت از این اقدامات را با مقاومت‌های محلی مواجه ساخته است. افزایش جمعیت حاشیه نشین و نیاز به زمین بیشتر از یک سو و کاهش آورد سالانه رودخانه و خشک ماندن بخشی از بستر رودخانه در نقاطی که رودخانه دارای بستر عریض‌تری بوده است از سوی دیگر، سودجویان را بر این داشته تا با تسطیح اراضی مزبور، اقدام به زراعت و یا غرس نهال نمایند. غافل از اینکه با بازگشت دوره‌های ترسالی و یا حتی بارش‌های ناگهانی، تمام داشته خود را از دست خواهند داد.

شکل ۶ کاربری اراضی را در بستر، حریم و گستره عرضی بالادست شهر سنندج و پایین دست سد قشلاق نمایش می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود؛ زراعت آبی و باغ در سال ۲۰۰۰ نسبت به سال ۱۹۹۰ گسترش چشمگیری داشته است. در دوره ۲۰۲۰-۲۰۱۰ از وسعت این اراضی کاسته، اراضی مسکونی به سمت رودخانه پیشروی داشته‌اند و زراعت دیم نیز روند صعودی داشته است.

شکل ۶- مقایسه کاربری‌های موجود در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه قشلاق در بالادست شهر سنندج، پایین دست سد قشلاق

Figure 6- Comparison of land use in the bed, boundary and transverse extent of Qeshlaq River in the upstream of Sanandaj city, downstream of Qeshlaq dam

غالب تصرفات بستر ناشی از اراضی کشاورزی (باغی و زراعت) بوده است. مناطق مسکونی سطح نسبتا کمی را شامل می‌شود که به لحاظ قانونی و برای دسترسی به بستر رودخانه بایستی این زمین‌ها آزادسازی شوند. همچنین به دلیل کاهش بارندگی و افزایش خشکسالی مناطق بایر نیز گسترش یافته است. در بافر ۲۰۰ متری از بستر رودخانه سطح اراضی دیم افزایش چشمگیری داشته است. بیشترین کاربری که در اطراف رودخانه قشلاق دیده می‌شود، زمین‌های زراعی آبی است که آب مورد نیاز خود را از این رودخانه به دست می‌آورند. این اراضی عموما در بخش‌های هموارتر از حاشیه رودخانه واقع شده‌اند؛ و در مواقعی بصورت ترکیبی با باغات دیده شده‌اند. در پایین دست فرودگاه تا تقاطع رودخانه قشلاق و گاوه رود، کاربری کشاورزی بیشترین تأثیر را بر بستر قشلاق دارد. وجود آبرفت‌های ضخیم و توپوگرافی نسبتاً هموار و دسترسی به منابع آب در اطراف بستر سبب رونق نسبی کشاورزی و زراعت در محدوده رودخانه شده و گاهاً مشاهده می‌شود که بستر طغیانی رودخانه نیز تحت کشت و زرع قرار می‌گیرد. بیشترین تغییرات منطقه مسکونی در حاشیه رودخانه مربوط به دوره ۲۰۰۰-۱۹۹۰ می‌باشد. در این دوره جمعیت و مساحت مناطق مسکونی افزایش زیادی داشته است. سال ۲۰۰۰ سطح اراضی دیم و مرتع کاهش و در عوض اراضی زراعی آبی و باغی گسترش یافته است. در دوره ۲۰۲۰-۲۰۱۰ سطح اراضی باغی و زراعت آبی کاسته شده و جای خود را به خانه باغ‌های حاشیه رودخانه، مناطق مسکونی (حاشیه شهر سنندج) و اراضی زراعی دیم داده است.

جدول ۱۱- مساحت تصرفات موجود در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه قشلاق (هکتار) در دوره زمانی سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰

Table 11- The area of possessions in the bed, boundary and transverse extent of the Qashlaq River (hectares) in the period from 1990 to 2020

کاربری	1990			2000			2010			2020		
	بستر	حریم	گستره عرضی	بستر	حریم	گستره عرضی	بستر	حریم	گستره عرضی	بستر	حریم	گستره عرضی
مسکونی	0.8	1.6	13.1	2.0	3.5	27.5	3.2	4.3	30.1	4.2	5.3	32.2
باغ	498.3	548.8	788.9	637.1	721.4	1125.1	595.7	678.7	1096.2	565.9	640.0	1137.1
زراعت آبی	234.1	266.1	445.8	243.6	279.1	463.3	372.5	424.2	811.4	362.6	420.0	802.1
زراعت دیم	31.8	36.5	111.5	15.3	17.2	49.0	21.8	27.2	103.1	22.0	28.4	72.1

جدول ۱۲- درصد تغییرات تصرفات در بستر، حریم و گستره عرضی رودخانه قشلاق

Table 12- The percentage of changes in occupations in the bed, boundary and transverse extent of the Qeshlaq River

سال	1990-2000			2000-2010			2010-2020		
کاربری	بستر	حریم	گستره	بستر	حریم	گستره	بستر	حریم	گستره
مسکونی	+154.1	+117.8	+110.3	+60.0	+22.9	+9.3	+31.3	+24.3	+7.1
باغ	+27.8	+31.4	+42.6	-6.5	-5.9	-2.6	-5.0	-5.7	+3.7
زراعت آبی	+4.1	+4.9	+3.9	+52.9	+52.0	+75.1	-2.7	-1.0	-1.1
زراعت دیم	-34.6	-36.9	-25.3	-42.6	-38.0	-23.9	+9.5	+6.5	-10.7

نتیجه‌گیری

تغییر کاربری اراضی و پوشش زمین به‌صورت طبیعی و یا توسط انسان می‌تواند تأثیر بسزایی بر چرخه‌ی هیدرولوژیکی یک منطقه داشته باشد، که این تأثیرات در قالب افزایش دبی اوج و حجم رواناب سطحی، افزایش پتانسیل ریسک سیلاب و کاهش کیفیت آب ظاهر خواهند شد. بنابراین درک بهتر و ارزیابی اثرات تغییر کاربری اراضی بر فرآیندهای هیدرولوژیکی حوضه برای پیش‌بینی و کاهش خطرات سیل و همچنین برای برنامه‌ریزی و توسعه‌ی پایدار مدیریت حوضه از اهمیت بسیاری برخوردار است. نتایج و پیشنهادهای حاصل از تحقیق حاضر به شرح زیر است:

✓ یکی از تغییرات عمده کاربری اراضی در حوضه قشلاق، تخریب مراتع و تبدیل به اراضی کشاورزی علی-الخصوص دیم است. به دلیل اینکه تبدیل عرصه‌های طبیعی به اراضی کشاورزی، صدمات جبران‌ناپذیری به محیط‌زیست وارد می‌کند؛ پیشنهاد می‌شود از تخریب مراتع به‌منظور گسترش اراضی کشاورزی جلوگیری شود.

✓ در محدوده مورد مطالعه بیشترین استفاده از بستر و حریم رودخانه جهت کاربری‌های کشاورزی است. پیشروی و تعرض اراضی کشاورزی (خصوصاً باغات) به حد بستر و حریم رودخانه به‌گونه‌ای است که در برخی از بخش‌ها قسمت‌های قابل‌توجهی از بستر رودخانه به زیر کشت و یا غرس نهال رفته و یا توسط درختان پوشیده شده‌اند.

✓ تغییرات کاربری ایجادشده از جمله افزایش مناطق مسکونی به دلیل افزایش جمعیت در حوضه بر شماره منحنی یا به عبارتی خصوصیت نفوذپذیری و پتانسیل سیل‌خیزی حوضه تأثیر گذاشته و سبب افزایش دبی اوج و حجم سیلاب شده‌است.

✓ نتایج تحقیق حاضر نشان می‌دهد که در دهه‌های اخیر، تجاوز انسان‌ها به حدود بستر و حریم رودخانه گسترش‌یافته است. کم کردن عرض رودخانه‌ها و کانال‌ها در کنار افزایش تولید سیلاب تبعات اقتصادی، اجتماعی، زیست‌محیطی و غیره دربر دارد. وقوع دوره‌های خشک‌سالی نیز مزید بر علت شده و کم شدن عرض مجرای فعال رودخانه و یا خشک شدن آن‌ها، پیشروی‌ها به سمت بستر و حریم و تجاوزات مضاعف بر این منابع آبی را افزایش داده است. متأسفانه در بسیاری از مناطق شهری سنندج به بستر و حریم رودخانه تجاوز و یا در این محدوده ساخت‌وساز صورت گرفته است. تصرفات ناشی از

ساخت‌وسازهای انسانی و مناطق مسکونی در سه دوره مطالعاتی در محدوده بستر و حریم رودخانه گسترش یافته است.

✓ حاشیه‌نشینی در شهر سنندج و افزایش چشمگیر جمعیت بخش‌های جنوبی این شهر از دلایل روی آوردن بسیاری از افراد بیکار به تصرف اراضی ملی (خصوصاً در دامنه‌های اطراف رودخانه) عنوان‌شده که نیازمند مدیریت نهادهای ذی‌ربط خصوصاً جهاد کشاورزی استان کردستان است.

✓ بررسی‌ها نشان می‌دهد بخش قابل‌توجهی از حاشیه‌نشینان از قوانین و حدود رودخانه‌ها بی‌اطلاع بوده و این امر لزوم برنامه‌ریزی در خصوص برنامه‌های آموزش، توجیهی و فرهنگ‌سازی را گوشزد می‌نماید. همچنین عدم همت کافی متولیان در سال‌های قبل و استملاک چندین ساله اراضی توسط حاشیه‌نشینان سبب شده است که آزادسازی کامل اراضی تصرف‌شده مذکور به دلیل وابستگی بالای اقتصادی باغداران به منافع حاصل از آن‌ها با مقاومت-های نسبتاً زیادی روبرو بوده و پیش‌بینی می‌گردد که حداقل نیمی از متصرفین بستر و حریم، در وهله اول هیچ‌گونه همکاری را با اهداف طرح نداشته باشند. لیکن ادامه این روند نیز به‌هیچ‌عنوان قابل قبول نبوده و برای رفع کم کاری-های گذشته، باید تمهیداتی اندیشید.

✓ در صورت اجرای طرح آزادسازی اماکنی که در محدوده بستر و حریم رودخانه واقع گردیده‌اند، لازم است با طرح‌ریزی یک برنامه مدون و همه‌جانبه جهت اسکان مجدد شهروندان و خانوارهایی که در حریم واقع گردیده-اند، نسبت به رفع مشکلات حادث‌شده و ایجاد تنش‌های احتمالی در این خصوص اقدام نموده و تبعات و اثرات مذکور را به حداقل ممکن کاهش داد.

✓ به دلیل افزایش نیترات و فسفات ناشی از تجاوز اراضی کشاورزی به بستر رودخانه و در نهایت رشد لجام گسیخته نیزار در برخی از نقاط حاشیه رودخانه‌ها خصوصاً در محدوده پایین‌دست شهر و محدوده پل گریزه سبب شده است تا نزدیک شدن به حاشیه رودخانه غیرممکن باشد. ساماندهی رودخانه در خصوص این معضل و پاک‌سازی حاشیه و حتی بستر رودخانه از این نیزارها اقدامی است که سبب بهبود چهره رودخانه خواهد بود.

✓ به دلیل اینکه وقوع سیلاب در منطقه تنها به وضعیت پوشش سطح زمین وابسته نبوده و در کنار آن فاکتور عوامل اقلیمی نیز از اهمیت بسزایی برخوردار است؛ پیشنهاد می‌گردد که در مطالعه‌ی تکمیلی دیگری تأثیر این عامل نیز در کنار بررسی تغییرات کاربری اراضی در وقوع سیلاب‌های منطقه بررسی و مدل‌سازی گردد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Alizadeh, A., 2015. Principles of applied hydrology, Ferdowsi University of Mashhad Publications, 40th edition.
2. Belvasi, I. A., Asghari Saraskanrod, S., Esfandiari Dorabad, F., & Zeinali, B., 2020. The role of land use changes on run-off and flood properties in the Doab Catchment. Journal of Ecohydrology, 7(2), 331-344. **doi: 10.22059/ije.2020.295346.1263**
3. Camorani, G., Castellarin, A. and Brath, P., 2005. Effects of land-use changes on the hydrologic response of reclamation systems. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 30(8–10): 561-574. **doi: 10.1016/j.pce.2005.07.010**
4. Darafshi, Kh., Khalidi, Sh., Shabaninia, H., Mehrjoonejad, A., 2013. Investigating land use changes and rainfall-runoff modeling using the HEC-HMS model in the Babolrud watershed, Journal of Environmental Erosion Research, 33-44. **dor: 20.1001.1.22517812.1394.5.4.1.3**

5. Farrokhnia, A., 2014. The role of land use changes and trends in climate variables on the hydrology of Urmia Lake catchment. Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University. Ph.D. Thesis.
6. Sanyal, J., Densmore, A. L., and Carbonneau, P., 2014. Analysing the effect of land-use/cover changes at sub-catchment levels on downstream flood peaks: A semi-distributed modelling approach with sparse data. CATENA, 118: 28-40**.** **doi.org/10.1016/j.catena.2014.01.015**
7. Gumma, M. K., Thenkabail, P. S., Teluguntla, P. G., Oliphant, A., Xiong, J., Giri, C., ... and Whitbread, A. M., 2020. Agricultural cropland extent and areas of South Asia derived using Landsat satellite 30-m time-series big-data using random forest machine learning algorithms on the Google Earth Engine cloud. GIScience & Remote Sensing, 57(3), 302-322**. doi.org/10.1080/15481603.2019.1690780**
8. Rozenstein, O. and Karnieli, A., 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. Applied Geography, 31, 533-544. **doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.006**
9. Koneti, S. Sunkara, S. E. and Roy P. S., 2018. Hydrological Modeling with Respect to Impact of Land-Use and Land-Cover Change on the Runoff Dynamics in Godavari River Basin Using the HEC-HMS Model, International Journal of GeoInformation. 7: 1-17. **doi: 10.3390/IJGI7060206**
10. Legal challenges of protection of river beds and sanctuaries in Iran, 2019. Iran water resources research.
11. Tate, E., and Maidment, D., 1999. Floodplain mapping using HEC-RAS and ArcView GIS. University of Texas at Austin Center for Research in Water Resources. **doi: 10.26153/tsw/14666**
12. Liu, Y. B., Smedt, F. D., Hoffmann, L. and Pfister, L., 2004. Assessing land use impacts on flood processes in complex terrain by using GIS and modeling approach. Environmental Modeling and Assessment. 9(4): 227-235. **doi:10.1007/s10666-005-0306-7**
13. Tapiador, F. J. and Casanova, J. L., 2003. Land use mapping methodology using remote sensing for the regional planning directives in Segovia, Spain. Landscape and urban planning, 62(2), 103-115. **doi: 10.1016/S0169-2046(02)00126-3Get rights and content**
14. Pikounis, M., Varanou, E., Baltas, E., Dassaklis, A. and Mimikou, M., 2003. Application of the SWAT model in the Pinios River basin under different land-use scenarios. Global Nest: the Int. J., 5(2): 71-79. **doi: 10.30955/gnj.000277**
15. Qudousi, M., Delavar, M. and Murid, S., 2013. The effect of land use changes on the hydrology of Ajichai watershed and its inlet to Lake Urmia. Iran water and soil research. (2) 45, 123-133. **doi: 10.22059/ijswr.2014.51614**
16. Regulations related to the bed and boundaries of rivers, streams, canals, marshes, natural ponds and water supply, irrigation and drainage networks, 1379.
17. Oliphant, A. J., Thenkabail, P. S., Teluguntla, P., Xiong, J., Gumma, M. K., Congalton, R. G. and Yadav, K., 2019. Mapping cropland extent of Southeast and Northeast Asia using multi-year timeseries Landsat 30-m data using a random forest classifier on the Google Earth Engine Cloud. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 81, 110-124. **doi: 10.1016/j.jag.2018.11.014**
18. Rivers and coasts in the mirror of the law, Shakur Soltani and Ghazal Jafari, Iran Water Resources Management Company, 2017.
19. Sadian, A., Shafizadeh-Moghadam, H., 2021. Investigation of Land Use Changes in Karkheh Watershed during 1990 and 2020 Using Google Earth Engine Platform and Landsat Satellite Images. Iranian Journal of Soil and Water Research, 52(10), 2569-2580. **doi:10.22059/IJSWR.2021.330075.669068**
20. Sadeghi, A., 2015. Investigating the effect of land use changes on the flooding of Chihl Chai Basin in Minodasht, Master's thesis, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources.
21. Safa, M., 2012. Analysis of land occupation changes along the Minab River using remote sensing and geographic information system, Master's thesis, Hormozgan University, Qeshm Campus.

22. Irannezhad, M., Minaei, M., Ahmadian, S. and Chen, D., 2018. Impacts of changes in climate and land cover land use on flood characteristics in Gorganrood Watershed (Northeastern Iran) during recent decades. Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography, 100(4), 340-350. **doi: 10.1080/04353676.2018.1515578**
23. Sanyal, J., Densmore, A. L. and Carbonneau, P., 2014. Analysing the effect of land-use/cover changes at sub-catchment levels on downstream flood peaks: A semi-distributed modelling approach with sparse data. CATENA, 118: 28-40. **doi: 10.1016/j.catena.2014.01.015**
24. Seto, K. C., Woodcock, C. E., Song, C., Huang, X., Lu, J. and Kaufmann, R. K., 2002. Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. International journal of remote sensing, 23(10), 1985-2004. **doi:10.1080/01431160110075532**
25. Suriya, S. and Mudgal, B.V., 2012. Impact of urbanization on flooding: The Thirusoolam sub watershed – A case study. Journal of Hydrology, 412- 413(2010): 210-219. **doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.05.008**
26. Szwagrzyk, M., Kaim, D., Price, B., Wypych, A., Grabska, E., Kozak, J., 2018, Impact of forecasted land use changes on flood risk in the Polish Carpathians, Nat Hazards. 2018; 10: 3365-3384. **doi: 10.1007/s11069-018-3384-y**

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص۱۶۹-۱۸۵
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.366437.362

برآورد تغییرات سطح جنگل‌های هیرکانی جنوب دریای کاسپین با ترکیب داده‌های سنجش‌ازدور و روش‌های یادگیری ماشین

مهدی افراز، داوود عمرزاده، مبین افتخاری* ، مصطفی یعقوب‌زاده و علی حاجی‌الیاسی

سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری، تهران، ایران.**afraz123879@yahoo.com**

موسسه بین‌رشته‌ای اینترنت (IN3)، دانشگاه اوبرتا د کاتالونیا، بارسلون، کاتالونیا، اسپانیا.**domarzadeh@uoc.edu**

دانشجوی دکترای منابع آب، گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.**mobineftekhari@yahoo.com**

دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران.**m.yaghoobzadeh@birjand.ac.ir**

دانشجوی دکترای، گرایش مهندسی آب و سازه‌های هیدرولیکی، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران، تهران، ایران.**alielyasi2015@gmail.com**

چکیده

جنگل‌های هیرکانی به دلیل قدمت چند میلیون ساله و تنوع زیستی غنی، در مناطق شمالی ایران و سواحل جنوبی دریای خزر از اهمیت زیست‌محیطی، اقتصادی و فرهنگی برخوردارند و نقش مهمی در حفظ منابع آب، خاک، تنوع گیاهی و جانوری، و تعدیل تغییرات اقلیمی ایفا می‌کنند. بررسی تغییرات پوشش جنگلی این جنگل‌ها برای مدیریت پایدار منابع طبیعی ضروری است. در این پژوهش، برای تحلیل دقیق تغییرات جنگل‌های هیرکانی بین سال‌های ۱۳۷۹ تا ۱۳۹۶، از داده‌های متنوع سنجش‌ازدور شامل شاخص تفاضل پوشش گیاهی نرمال‌شده (NDVI)، داده‌های پوشش گیاهی مادیس با عنوان (VCF)، و تصاویر ماهواره‌های سنتینل یک، لندست‌های پنج و هشت استفاده شد. برای طبقه‌بندی، از روش‌های ماشین بردار پشتیبان (SVM)و جنگل تصادفی (RF) بهره گرفته شد. نتایج نشان داد که در بازه زمانی ۱۷ ساله حدود ۵۳۴ کیلومترمربع از مساحت جنگل‌های هیرکانی تخریب شده است. همچنین دقت کاربر برای SVM ، ۹۳/۲۶ و برایRF ، ۸۹/۲۹ درصد بود. ضریب کاپا نیز برای SVM ، ۹۴/۶۲ و برای RF ، ۷۴/۶۳ درصد به دست آمد که حاکی از دقت بالای نتایج به‌دست‌آمده است. مقایسه نتایج میزان تغییرات پوشش جنگل و دقت به‌دست‌آمده حاصل از طبقه‌بندی با الگوریتم‌ها نشان داد که نتایج با تقریب خوبی با داده‌های جهانی تغییر پوشش جنگل هانسن مطابق دارد. رویکرد بکار رفته در این تحقیق و نتایج آن می‌تواند در مدیریت و برنامه‌ریزی حفاظت از جنگل‌ها و مدیریت منابع طبیعی به‌کار گرفته شود و به بهره‌برداری پایدار از جنگل‌های هیرکانی کمک شایانی کند.

واژه‌های کلیدی : تخریب جنگل، ماشین بردار پشتیبان، جنگل تصادفی، روش هانسن، سنجش‌ازدور

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **mobineftekhari@yahoo.com**

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

جامعه تحقیقاتی بین‌المللی شواهدی ارائه کرده است که نشان می‌دهد میزان تخریب جنگل‌ها و جنگل‌زدایی در زیستگاه‌های مختلف طی دهه‌های اخیر افزایش یافته است (Hu et al., 2022). مطالعات پیشین نشان داده‌اند که تبدیل جنگل‌ها به کاربری‌های دیگر (Beygi Heidarlou et al., 2023) قطع درختان غیرقانونی و تجارت مرتبط با آن (Lynch er al., 2013) و شیوه‌های مدیریتی نامناسب نظیر قطع درختان برای فعالیت‌های معدنی و توسعه زیرساخت‌ها (Silva Junior et al., 2021) از مهم‌ترین عوامل جنگل‌زدایی هستند. در این بین افزایش فعالیت‌های انسانی مانند کشاورزی، ساخت‌وساز و آتش‌سوزی‌های ناشی از مداخلات انسانی نقش مهمی در کاهش و تخریب جنگل‌های هیرکانی داشته است. این فعالیت‌ها با تغییر کاربری اراضی و تخریب منابع طبیعی، به‌ویژه در مناطق حساس و بکر، باعث کاهش پوشش گیاهی و از بین رفتن زیستگاه‌های طبیعی شده‌اند. به‌تبع این تخریب‌ها و همچنین افزایش آگاهی درباره عوارض تخریب جنگل‌ها مانند انتشار کربن، جنگل‌زدایی و تغییر کاربری و پوشش زمین[1] به شکل‌گیری توافق‌نامه‌ها و چارچوب‌های بین‌المللی مانند REDD+[2] (کاهش انتشارات ناشی از جنگل‌زدایی و تخریب جنگل‌ها) منجر شده است که هدف آن تعیین اولویت‌های سیاسی روشن و تدوین استراتژی‌های پیشگیرانه برای مقابله با این بحران جهانی است. بااین‌حال، تخریب مداوم جنگل‌ها و جنگل‌زدایی نشان می‌دهد که این ابتکارات بین‌المللی نتوانسته‌اند نتایج مطلوبی ارائه دهند (Sotirov et al., 2020). علاوه بر توافق‌نامه‌های بین‌المللی، سیاست‌ها و قوانین ملی و منطقه‌ای نیز نقش قابل‌توجهی در حفاظت از جنگل‌ها دارند. این سیاست‌ها درصورتی‌که با چارچوب‌های بین‌المللی جنگل‌ها هماهنگ بوده و مطابق با تعهدات جهانی تدوین و اجرا شوند، می‌توانند اثربخشی بیشتری داشته باشند (Scullion et al., 2019).

ایران، کشوری با کمبود جنگل (دارای فقط ۶/۸ درصد مساحت جنگلی از مساحت کل) با چالش‌های جدی ناشی از جنگل‌زدایی مواجه است (Nasiri et al., 2023). در میان سایر جنگل‌های ایران، جنگل‌های هیرکانی، به‌عنوان بازمانده‌ای از جنگل‌های کهن و حاصل فعالیت‌های دوران سوم زمین‌شناسی (Naqinezhad & Zarezadeh, 2013) با درختان پهن‌برگ خزان‌کننده‌ای است که در جهان بی‌نظیر بوده و به شکل کمربندی باریک و طولانی در دامنه‌های شمالی رشته‌کوه البرز، نزدیک به سواحل جنوبی دریای خزر، گسترده شده‌اند. به‌صورت دقیق‌تر، این جنگل از تالش در جنوب شرقی جمهوری آذربایجان تا گلستان در شمال شرق ایران امتداد دارد و به‌طور عمده شامل بخش‌هایی از سه استان گیلان، مازندران و گلستان در ایران می‌شود. این اکوسیستم ارزشمند نه تنها از نظر زیست‌محیطی اهمیت دارد، بلکه از جنبه‌های اقتصادی و فرهنگی نیز برای ساکنین مناطق شمالی ایران حیاتی است. جنگل‌های هیرکانی منابع ارزشمندی برای تأمین چوب، گیاهان دارویی و خدمات طبیعت‌گردی فراهم می‌کنند (Stritih et al., 2021). بااین‌حال، جنگل‌های هیرکانی در دهه‌های اخیر با چالش‌های متعددی از جمله تغییر کاربری اراضی، بهره‌برداری بی‌رویه از منابع طبیعی و تغییرات اقلیمی مواجه شده‌اند که باعث کاهش مساحت و تخریب بخش‌های زیادی از این جنگل‌ها شده است (Gu et al., 2021).

طی چند دهه گذشته، تغییرات اساسی در قوانین، برنامه‌ریزی و استراتژی‌های حاکم بر سیاست‌ها و شیوه‌های مدیریت جنگل‌های هیرکانی به وجود آمده است که می‌توان به توقف برش در مقیاس بزرگ، برش‌های نقطه‌ای در تعدادی از مکان‌های انتخاب‌شده اشاره کرد (Jourgholami & Majnounian, 2011). در سال ۱۳۹۵، مجلس ایران برنامه مدیریتی جدیدی به نام طرح

1 -land-use/land-cover change (LULCC)

2 -Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation

استراحت جنگل (FRP[3]) را تصویب کرد که هرگونه بهره‌برداری و برداشت تجاری از جنگل‌های هیرکانی را ممنوع اعلام کرد (Nasiri et al., 2023). هدف این طرح، بهبود پوشش جنگلی، افزایش انعطاف‌پذیری و بهره‌وری جنگل‌ها بود. به دنبال اجرای FRP، هیچ‌یک از قراردادهای برداشت تمدید نشدند و این امر منجر به تغییرات قابل‌توجهی در رویه‌های مدیریتی شد.

وضع و اجرای قوانین حمایتی گامی مثبت در زمینه حفظ منابع طبیعی مانند جنگل‌ها است. برای ارزیابی موفقیت هر استراتژی یا سیاست مدیریت جنگل، وجود سامانه‌های نظارت بلندمدت بر ذخایر ضروری است (Hassan et al., 2023). ارزیابی منظم توسعه منابع جنگلی در یک منطقه خاص، امکان ردیابی تغییرات مرتبط با منابع جنگلی، سلامت جنگل و ظرفیت جنگل برای ارائه خدمات اکوسیستمی را فراهم می‌آورد. این اطلاعات به‌عنوان مبنایی برای بررسی فرآیندهای سیاست و مدیریت و ارزیابی اثربخشی و نتایج آن‌ها عمل می‌کند (Coops et al., 2023). متأسفانه، ایران فاقد برنامه فهرست‌بندی ملی جنگل‌ها است که بتواند چگونگی تغییر ویژگی‌های جنگل، از جمله پوشش جنگل، حجم، بهره‌وری و انعطاف‌پذیری را در پی سیاست مدیریت جدید مرتبط با طرح استراحت جنگل تعیین کند (Haidari & Karamdoost, 2016).

با توجه به پیشرفت سریع و افزایش دسترسی به داده‌های سنجش‌ازدور، روش‌های پردازش و تجزیه‌وتحلیل مکانی، ردیابی تغییرات جنگل و شناسایی عوامل کلیدی مؤثر بر تغییرات، حتی در غیاب طرح‌های معمول ذخایر جنگل، امکان‌پذیر شده است (Hu et al., 2022) ؛ بنابراین، بررسی و آشکارسازی تغییرات با استفاده از روش‌های دقیق امری ضروری در استفاده بهینه از منابع طبیعی و سرزمین است (Darvishsefat & Shirvani, 2019). فناوری سنجش‌ازدور با استفاده از تصاویر گرفته‌شده از بالا، مانند تصاویر ماهواره‌ای، بهترین ابزار برای بررسی و پایش تغییرات در سطح زمین است (Li et al., 2019). با توجه به اینکه جنگل‌ها می‌توانند مساحت وسیعی از یک منطقه را پوشش دهند، نظارت با استفاده از روش‌های سنتی از نظر اقتصادی و زمانی توجیه‌پذیر نیست. به همین دلیل، به کارگیری تکنیک‌ها و داده‌های سنجش‌ازدور به‌عنوان روشی بسیار کاربردی و مؤثر در این زمینه مطرح می‌شود (Omarzadeh et al., 2024; Feizizadeh et al., 2023).

در زمینه بررسی تغییرات جنگل و کاربرد روش‌های مختلف در این زمینه تحقیقات زیادی صورت گرفته است. به‌عنوان مثال،(Ahmad et al.,2022)تحقیقی با هدف ارزیابی اثربخشی استراتژی مدیریت جنگل در کنترل تخریب جنگل‌های هندوکش پاکستان و استفاده از داده‌های سنجش‌ازدور انجام دادند. نتایج نشان داد که نرخ تخریب جنگل در منطقه مورد مطالعه (۰٫۸ درصد در سال) به‌مراتب بالاتر از دیگر مناطق هیمالیا و کاراکورام بود. همچنین، کمترین تخریب جنگل با رژیم‌های مدیریتی شامل نظارت مؤثر و مشارکت جامعه مرتبط بود. در نهایت، پیشنهاد شد که بهبود رژیم‌های مدیریتی با تمرکز بر حقوق پایدار و نظارت قوی، به حفاظت از جنگل کمک می‌کند. در تحقیقی دیگر (Akike & Samanta 2016) پوشش جنگلی استان موروبه[4] در پاپوا گینه‌نو[5] را با استفاده از لندست ۸ در سه‌طبقه با دقت کلی ۸۸ درصد و ضریب کاپا ۰/۸۳ تعیین کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که پوشش جنگلی کم تراکم با تراکم کمتر از ۷۱ درصد، بیشترین سطح را داشت. به دنبال آن، جنگل نیمه انبوه (تراکم ۷۱ تا ۸۰ درصد و جنگل انبوه تراکم بیشتر از ۸۰ درصد) قرار گرفتند.

هاشمی و همکاران (۱۳۹۵) با استفاده از ماهواره لندست، تغییر پوشش جنگل، مراتع و اراضی زراعی را در حوضه سیاه مزگی استان گیلان بررسی کردند و نشان دادند که مساحت این جنگل‌ها در سال ۲۰۱۵ نسبت به سال

3 -Forest Rest Plan
4 -Morobe
5 -Papua New Guinea

۲۰۰۰ به ۲۱۳۵۵ هکتار کاهش‌یافته بود، درحالی‌که بر وسعت زراعت دیم و مراتع نیمه متراکم افزوده شده بود.

علی‌رغم گسترش استفاده از سنجش‌ازدور در مطالعات و تحقیقات بین‌المللی، فنّاوری سنجش‌ازدور در ایران در حوزه¬های جنگلداری و منابع طبیعی اگرچه در سال‌های اخیر فراگیر شده است اما دارای دقت مطلوب و مناسب نیست. گواه این ادعا آمارهای متفاوت از سوی نهادهای رسمی و غیررسمی از مساحت جنگل‌های هیرکانی است که هیچ‌گاه دقیق نبوده و اغلب تخمین زده‌شده به روش‌های میدانی است. حتی در گزارش‌های ارائه‌شده توسط سازمان غذا و کشاورزی FAO[6] برای مطالعه اراضی جنگلی ایران بعد از سال ۲۰۱۷ از روش‌های مبنی بر داده‌های سنجش‌ازدور و تخمینی استفاده شده است (FAO, 2022). این در حالی است که با استفاده از تصاویر دارای قدرت تفکیک مکانی متوسط می‌توان از صرف هزینه‌های هنگفت و زمان بسیار طولانی در جمع‌آوری نمونه‌های میدانی جلوگیری نمود (Manfreda et al., 2018). به‌عنوان‌مثال آماری که از مساحت این جنگل‌ها توسط میرآخورلو و اخوان در سال ۱۳۹۶ ارائه شد، تقریباً نتایج نزدیکی به آمار کنونی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، بخش حفاظت و بهره‌برداری جنگل‌های هیرکانی دارد که حاکی از ۱۸۱۱ کیلومترمربع در سال ۱۳۸۳ و ۱۶۵۰ کیلومترمربع در سال ۱۳۹۵ است. درحالی‌که با توجه آمارهای منتشرشده مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، بخش حفاظت و بهره‌برداری جنگل‌های هیرکانی، این جنگل‌ها دارای مساحتی حدود ۱۸۵۰ کیلومترمربع در یک پهنه نواری شکل به طول ۸۵۰ کیلومتر، در دامنه‌های سواحل جنوبی دریای خزر گسترده شده است؛ بنابراین همچنان آمار دقیق و هماهنگی برای میزان مساحت جنگل‌های هیرکانی و میزان تخریب آن وجود ندارد.

با ظهور داده‌های سنجش‌ازدور و در دسترس بودن آن‌ها برای همگان روش‌های مورد استفاده در این زمینه نیز توسعه قابل‌توجهی پیدا کرده‌اند. به‌عنوان مثال Beygi Heidarlou و همکاران (۲۰۲۳) از روش LTM[7] به‌عنوان یک مدل مبتنی بر شبکه‌های عصبی برای پیش‌بینی جنگل‌زدایی و بازیابی اراضی جنگلی در سردشت استفاده کردند. آن‌ها از ۱۴ متغیر برای این منظور استفاده کرده و نتایج آن‌ها نشان داد که جنگل‌زدایی در منطقه مورد مطالعه بسیار بالاتر از بازیابی آن بوده است. روش آن‌ها با دقت بالای ۰/۸ ترکیب قدرت تکنیک‌های GIS[8] و شبکه‌های عصبی در مطالعات جنگل را نمایان می‌کند. نتایج نهایی آن‌ها نشان داد که در ۳۰ سال آینده میزان تخریب جنگل ۲۲۲,۹۶ کیلومترمربع خواهد بود. در پژوهشی دیگر Karimzadeh Jafari و همکاران (۲۰۲۰) از داده‌های ماهواره لندست ۸ و سنجنده OLI آن برای تخمین زیست‌توده سطح زمین در جنگل‌های هیرکانی استفاده کردند. روش مورد استفاده آن‌ها RF و SVM با تعداد ۱۸۶ نمونه زمینی بود که در نهایت RF عملکرد بهتری نشان داد. در پژوهشی نزدیک به تحقیق حاضر، Sharif, M & Attarchi (۲۰۲۴) از داده‌های سنجش‌ازدور ماهواره ALOS-/PALSAR-1 و ALOS/PALSAR-2 اقدام به اندازه‌گیری تغییرات جنگل‌های هیرکانی از سال ۲۰۰۷ تا ۲۰۱۷ کردند. آن‌ها از روش RF برای اندازه‌گیری پهنه‌های جنگلی استفاده کردند. نتایج با نقشه‌های جنگلی و غیرجنگلی (F/NF[9]) سازمان اکتشاف هوافضای ژاپن (JAXA[10]) که از داده‌های PALSAR تهیه شده بودند، برای اعتبارسنجی مقایسه شدند. دقت کلی و ضرایب کاپا به ترتیب برای سال‌های ۲۰۰۷ برابر با ۹۲٪/۵۵ و ۰/۸۲ ، برای سال ۲۰۱۰ برابر با ۹۱/۱۴ ٪ و ۰/۷۹ و برای سال ۲۰۱۷ برابر با ۸۸/۱۹ ٪ و ۰/۷۴ به دست آمد.

همان‌طور که در مطالعات بررسی‌شده مشاهده شد، بیشتر این مطالعات از یک یا دو نوع داده‌های

6 -The Food and Agriculture Organization
7 -Land Transformation Model
8 -Geography Information System
9 -Forest/Non-Forest
10 -Japanese Aerospace Exploration Organization

ماهواره‌ای برای طبقه‌بندی پوشش زمین استفاده می‌کنند. یا به دلیل محدودیت‌های نرم‌افزاری در پردازش تصاویر با حجم بالا با مشکلات محاسباتی مواجه می‌شوند. ازاین‌رو پژوهش حاضر باهدف پر کردن خلأهای مطالعات پیشین، به ارزیابی تغییرات سطح جنگل‌های هیرکانی با استفاده از ترکیبی از داده‌های سنجش‌ازدور و روش‌های پیشرفته یادگیری ماشین در بستر ابری برای رفع وابستگی به سخت‌افزار با قدرت بالا می‌پردازد. نوآوری این تحقیق در استفاده از ترکیب شاخص NDVI ماهانه و سالانه، داده‌های پوشش گیاهی VCF حاصل از محصولات مادیس و تصاویر راداری سنتینل ۱، لندست ۵ و ۸ است. همچنین، مقایسه عملکرد روش‌های SVM و RF در طبقه‌بندی و ارزیابی نتایج با محصول طبقه‌بندی هانسن Hansen et al. (2013) از دیگر جنبه‌های نوآورانه این پژوهش است که دقت بالای نتایج به دست آمده را نشان می‌دهد. بخش‌های مختلف این مقاله به‌صورت زیر سازماندهی شده است: در بخش دوم با عنوان مواد و روش‌ها ابتدا منطقه مورد مطالعه معرفی شده است، سپس نحوه جمع‌آوری و آماده‌سازی داده‌های مورد استفاده شرح داده شده است و در نهایت به روش‌های اعمال شده پرداخته شده است. در بخش بعدی با عنوان نتایج و بحث به خروجی مدل طراحی‌شده پرداخته شده است که شامل نقشه‌های جنگل هیرکانی در سال‌های مورد مطالعه و هر یک از تکنیک‌های استفاده شده است. در نهایت در بخش نتیجه‌گیری به جمع‌بندی روش‌ها و نتایج حاصل و رهیافت‌ها برای تحقیقات آینده پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه

محدوده‌های موردمطالعه در این تحقیق استان‌های گلستان، مازندران و گیلان می‌باشند. شکل ۱ بیانگر محدوده مطالعاتی و حوزه جنگل‌های هیرکانی موردمطالعه است جنگل‌های هیرکانی (خزری)، اکوسیستم‌های جنگلی منحصربه‌فردی هستند که در جنوب دریای کاسپین و بر دامنه‌های شمالی رشته‌کوه البرز واقع‌شده‌اند. این جنگل‌ها از نوع جنگل‌های طبیعی مناطق معتدله با ظرفیت تولیدی بالا محسوب می‌شوند و میزان بارندگی سالانه در آن‌ها تا ۲۰۰۰ میلی‌متر گزارش‌شده است (Tohidifar et al., 2016). گستره جغرافیایی پوشش گیاهی هیرکانی از آستارا در شمال غرب تا گلیداغی در شمال شرق ایران امتداد می‌یابد. ازنظر توپوگرافی، منطقه هیرکانی طیف وسیعی از ارتفاعات را در برمی‌گیرد، از نواحی پایین‌تر از سطح دریا در سواحل کاسپین تا ارتفاع ۲۷۰۰ متر از سطح دریا. این تنوع ارتفاعی منجر به شکل‌گیری جوامع گیاهی متنوعی شده است که از گونه‌های حساس به سرما تا گونه‌های مقاوم به سرما را شامل می‌شود. برخلاف اکثر مناطق نیمه‌خشک ایران، منطقه هیرکانی (خزری) در شمال کشور، مشخصاً دارای جنگل‌های خزان کننده با تاج پوشش متراکم است.

حضور برخی گونه‌های منحصربه‌فرد در جنگل‌های هیرکانی، نشان‌دهنده بقایای اکوسیستم‌های دوره کواترنری است (Nakhutsrishvili et al., 2015). مناطق پایین‌دست این جنگل‌ها که در مجاورت دریای کاسپین قرار دارند، نسبت به سرما حساسیت بیشتری نشان می‌دهند. این نواحی شامل برخی از بازمانده‌های جوامع جنگلی توسکا هستند که گونه غالب آن‌ها توسکای قشلاقی[11] است. این‌گونه از عناصر آب‌دوست فلور منطقه اوکسینو-هیرکانی[12] محسوب می‌شود که عمدتاً در مناطق باتلاقی پایین‌دست یافت می‌شود و تا ارتفاع ۱۰۰ متری نفوذ می‌کند.

11 -Alnus glutinosa L

12 -Euxino-Hyrcanian

شکل ۱ – محدوده جغرافیایی موردمطالعه و کمربند سبز جنگل‌های هیرکانی جنوب دریا کاسپین

Figure 1 - Geographic study area and the green belt of Hyrcanian forests in the southern Caspian Sea

داده‌ها و روش‌شناسی

این پژوهش طی یک بازه زمانی ده‌ساله، از سال ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۶، مورد بررسی قرار گرفت. در این راستا، تصاویر چندطیفی ماهواره‌ای لندست ۵، لندست ۸ به علاوه تصاویر راداری سنتینل ۱ به همراه VCF به‌منظور تشخیص پهنه‌های دارار پوشش درختی استخراج گردیدند. سپس با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و باندهای محدوده قرمز و مادون قرمز نزدیک شاخص پوشش گیاهی NDVI با استفاده از فرمول شماره یک به دست آمد. این داده‌ها در بازه زمانی یادشده با استفاده از GEE پردازش شدند.

$$NDVI = NIR - R / NIR + R \qquad (۱)$$

در این فرمول NIR[۱۳] بازتاب نور در طیف مادون قرمز نزدیک است که توسط پوشش گیاهی سالم به‌خوبی جذب نمی‌شود. درحالی‌که R بازتاب نور در طیف قرمز است که توسط گیاهان سالم بیشتر جذب می‌شود. مقادیر NDVI در بازه‌ای بین ۱- تا ۱ قرار می‌گیرند. مقادیر نزدیک به یک نشان‌دهنده پوشش گیاهی سالم و متراکم است، درحالی‌که مقادیر نزدیک به ۰ یا منفی، نواحی بدون پوشش گیاهی یا با پوشش گیاهی کم را نشان می‌دهند. در این پژوهش به‌منظور اطمینان بیشتر از نتایج شاخص پوشش گیاهی آن را در مقیاس‌های ماهانه و فصلی محاسبه کرده و در نهایت با ترکیب آن‌ها یک نقشه نهایی برای هر یک از سال‌های مورد مطالعه به دست آمد (شکل ۲).

یکی دیگر از داده‌های سنجش‌ازدور که در به دست آوردن نمونه‌های آموزشی در فرآیند طبقه‌بندی استفاده شدVCF بود. این محصول از داده‌های MODIS به‌دست‌آمده است که نمایی از برآورد پوشش گیاهی سطح زمین در مقیاس جهانی ارائه می‌دهد. این محصول به‌گونه‌ای طراحی شده است که نمایش پیوسته‌ای از سطح زمین را به‌عنوان نسبت‌هایی از ویژگی‌های اصلی پوشش گیاهی نشان دهد و به‌صورت درصدی از سه مؤلفه سطحی ارائه می‌شود که شامل سه کلاس پوشش درختی، پوشش غیر درختی و زمین برهنه (بدون پوشش گیاهی) است .در شکل شماره ۴ این داده برای سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ نمایش داده شده است. این داده در نمونه‌برداری پهنه‌های جنگلی برای تهیه داده‌های آموزش الگوریتم‌های طبقه‌بندی و همچنین برای ارزیابی نتایج حاصل از این فرآیند مورد استفاده قرار گرفت.

13- Near InfraRed

شکل ۲ – شاخص پوشش گیاهی نرمال شده حاصل از تصاویر ماهواره‌ای برای سال‌های ۱۳۷۹ (بالا) و ۱۳۹۶ (پایین)

Figure 2 - NDVI derived from satellite imagery for the years 2000 (top) and 2017 (bottom)

شکل ۳- درصد پوشش درختی سال ۱۳۷۹ (بالا) و درصد پوشش درختی سال ۱۳۹۶ (پایین)

Figure 3 - Tree cover percentage in 2000 (top) and tree cover percentage in 2017 (bottom)

یکی دیگر از داده‌های مورد استفاده در این تحقیق قطبش VV[۱۴] از تصاویر راداری ماهواره سنتینل ۱ بود که در جمع‌آوری نمونه‌های آموزشی برای شناسایی مناطق شهری و ساخته‌شده بسیار مفید بود. ساختمان‌ها، جاده‌ها و سایر ساختارهای مصنوعی معمولاً سطوح صاف و صیقلی دارند که امواج راداری قطبش یافته‌ی عمودی (VV) را به‌شدت بازتاب می‌دهند. این امر باعث افزایش سیگنال بازگشتی در تصاویر می‌شود و به تمایز این مناطق از پوشش‌های طبیعی کمک می‌کند (Huang & Zhang, 2022). علاوه بر پایداری داده‌های راداری در شرایط جوی نامناسب مانند هوای ابری و یا مه‌آلود که در منطقه مورد مطالعه نیز شایع است، قطبش VV کمتر از سایر قطبش‌ها (مانند HV[۱۵]) تحت تأثیر پوشش گیاهی قرار می‌گیرد. در نتیجه، در تشخیص مناطق شهری و ساخته‌شده در مناطق با پوشش گیاهی بالا نیز می‌تواند تصاویر واضح‌تر و قابل تفکیک‌تری تولید کند.

طبقه‌بندی تصاویر

ازآنجایی‌که طبقه‌بندی تصاویر یکی از عملیات‌های مهم در پردازش و پس پردازش تصاویر ماهواره‌ای محسوب می‌شود آن را هسته اصلی در حل مسئله طبقه‌بندی کاربری‌های اراضی می‌دانند (Ebrahimy et al., 2021). لذا هسته اصلی این تحقیق نیز در بخش طبقه‌بندی تصاویر با استفاده از ترکیب نوآورانه داده‌های ماهواره‌ای است. لازم به ذکر است که تمامی مراحل طبقه‌بندی تصاویر از جمع‌آوری داده‌های آموزش، فراخوانی و پیش‌پردازش تصاویر ماهواره‌ای چند زمانه تا طبقه‌بندی و استخراج و ارزیابی تغییرات در محیط منبع باز GEE صورت گرفت. GEE دسترسی آنلاین و آسان به مخزن بزرگی از تصاویر ماهواره‌ای را فراهم می‌کند، از جمله داده‌های ماهواره‌های لندست که توسط سازمان زمین‌شناسی ایالات‌متحده (USGS) تولیدشده‌اند. این پلتفرم نیاز به دانلود دستی تصاویر ماهواره‌ای را حذف کرده و فرآیند تحقیق را ساده‌تر می‌کند (Omarzadeh et al., 2021; Feizizadeh et al., 2022). بنابراین در این مطالعه الگوریتم‌های یادگیری ماشین به‌منظور طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای با استفاده از کدنویسی جاوا در محیط این پلتفرم بکار گرفته شدند. SVM و RF دو الگوریتم پرکاربرد در طبقه‌بندی تصاویر سنجش‌ازدور هستند که به دلیل کارایی بالا در پردازش داده‌های پیچیده مورد توجه قرار گرفته‌اند (Sheykhmousa et al., 2020; Liu et al., 2017). این الگوریتم‌ها که پیشرفت‌های چشمگیری را در فناوری داده‌کاوی ارائه داده‌اند، در سنجش‌ازدور به دلیل قابلیت آن‌ها در مدیریت داده‌های چندبعدی (مانند تصاویر ماهواره‌ای با باندهای طیفی متعدد) بسیار مؤثر هستند و برای طبقه‌بندی‌های باینری و چندکلاسه کاربرد دارند (Mehmood et al., 2022; Tariq et al., 2023). به همین منظور با توجه به کارایی و دقت این الگوریتم‌ها در تفکیک پوشش‌های گیاهی از سایر پوشش‌ها (Mohammadpour et al., 2022) ، آن‌ها برای طبقه‌بندی و شبیه‌سازی پوشش جنگل انتخاب شدند. فراپارامترها نیز در این محیط با سعی و خطا مطابق سایر مطالعات (Zhao et al., 2024) به نحوی تنظیم شدند تا بهترین نتیجه حاصل شود. ازاین‌رو برای جنگل تصادفی تعداد ۱۵۰ درخت در نظر گرفته شد و برای ماشین بردار نیز کرنل خطی در نظر گرفته شد.۷۰ درصد نمونه‌های برداشت زمینی از کاربری‌های مختلف برای آموزش و ۳۰ درصد نیز برای تست و صحت سنجی نتایج به‌صورت تصادفی به الگوریتم‌ها داده شدند تا تخمین میزان مساحت جنگل‌های هیرکانی و وضعیت تغییرپذیری آن از این طریق مشخص شود.

صحت سنجی

در این مطالعه از ضریب کاپا و ضریب دقت کاربر و تولیدکننده برای صحت سنجی نتایج حاصل از طبقه‌بندی پهنه‌های جنگلی استفاده شد. ضریب کاپا، دقت را با در نظر

14 -Vertical-Vertical

15- Horizontal-Vertical

گرفتن پیکسل‌هایی که به‌درستی یا نادرستی طبقه‌بندی‌شده‌اند، ارزیابی می‌کند(Aziz et al, 2024) که مطابق رابطه ۲ این ضریب محاسبه می‌شود. همچنین صحت کاربر به‌عنوان احتمال طبقه‌بندی صحیح یک پیکسل تعریف می‌شود که مطابق رابطه ۳ این ضریب محاسبه می‌شود. صحت تولیدکننده (رابطه ۴) نیز احتمال این است که یک نمونه برداشت‌شده روی تصویر با یک کلاس خاص مطابقت داشته باشد (محرمی و همکاران، ۱۴۰۳). مطابق با مطالعه Congalton (۱۹۹۱) دستیابی به دقتی بیش از ۷۰٪ در این روش‌ها، برای مطالعات مرتبط با طبقه‌بندی با استفاده از داده‌های سنجش‌ازدور بیانگر قابل قبول بودن نتایج در نظر گرفته می‌شود (Congalton,1991). در این مطالعه ۳۰٪ از نمونه‌هایی که برای مرحله آزمون به‌صورت تصادفی جداسازی شده بودند، بـرای ارزیـابی صحت و دقت نقشه‌های طبقه‌بندی‌شده با توجه به شاخص‌های ارزیابی مذکور استفاده شدند.

$$k = \frac{P_o - P_C}{1 - P_C} \quad (۲)$$

$$\mathrm{UA} = \frac{t_a}{n_1} \times 100 \quad (۳)$$

$$\mathrm{PA} = \frac{ta}{ga} \times 100 \quad (۴)$$

در رابطه ۲، P_o درستی مشاهده‌شده و P_c توافق مورد انتظار است. در رابطه ۳، پارامتر UA نشان‌دهنده صحت کاربر است و t_a بیانگر تعداد پیکسل‌های صحیح طبقه‌بندی‌شده به‌عنوان کلاس a است و n_1 بیانگر تعداد پیکسل‌های کلاس a در نتیجه طبقه‌بندی است. همچنین در رابطه ۴ نیز PA نشان‌دهنده صحت تولید کننده است و ga بیانگر تعداد پیکسل‌های کلاس a روی زمین است.

فرآیند روش انجام کار

در این تحقیق برای طبقه‌بندی ابتدا تصاویر سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ ماهواره لندست فراخوانی شد. سپس این تصاویر به‌منظور کاهش سطح ابرناکی طی عملیات فیلترسازی پوشش ابری به‌صورت میانگین تهیه و موزاییک شدند. برای هر یک از تصاویر مربوط به سال‌های مذکور نمونه‌های آموزشی به‌صورت اختصاصی هرسال جمع‌آوری شد. نمونه‌های آموزشی برای پنج طبقه جنگل، پوشش گیاهی (شامل باغات، مزارع و مراتع)، پهنه‌های آبی، اراضی ساخته‌شده و زمین‌های بایر جمع‌آوری شد (شکل ۴).

شکل ۴- نمونه‌های برداشت‌شده برای آموزش الگوریتم‌های طبقه‌بندی و ارزیابی نتایج نهایی

Figure 4 - Collected samples for training classification algorithms and evaluating final results

همانطور که در بخش داده‌ها بیان شد، برای نمونه‌برداری دقیق‌تر علاوه بر استفاده از تصویر مربوط به هرسال، از داده‌های مکمل از جمله VCF برای تشخیص دقیق محل درختان، NDVI برای تشخیص پوشش گیاهی از سایر کاربری‌ها و قطبش VV تصاویر راداری ماهواره سنتینل ۱ به‌منظور شناسایی اراضی ساخته‌شده مانند محدوده‌های شهری استفاده شد. با استفاده از انعکاسات طیفی تصاویر لندست در محدوده مرئی و مادون قرمز نزدیک و تعریف نمونه‌های آموزشی به الگوریتم‌های موردنظر عملیات طبقه‌بندی صورت گرفت. بدین ترتیب مراحل اصلی طبقه‌بندی و استخراج جنگل‌ها در محیط GEE انجام شد. سپس از پردازش تصاویر لندست، داده‌های شاخص پوشش گیاهی استخراج‌شده و به‌عنوان داده تکمیلی در فرآیند طبقه‌بندی استفاده شد. از داده تغییرات جهانی جنگل که توسط Hansen و همکاران (۲۰۱۳) توسعه‌یافته و داده‌هایش در پایگاه داده GEE قابل دریافت است نیز برای ارزیابی دقت خروجی نهایی و مقایسه میزان تغییرات مساحت جنگل‌های هیرکانی حاصل از طبقه‌بندی الگوریتم‌های RF و SVM با داده‌های این محصول جهانی استفاده شد. با استفاده از عملیات‌های پس پردازش، طبقه جنگل از سایر کاربری‌ها جداشده و پهنه‌های جنگلی مربوط به هرسال به‌صورت مجزا مورد مقایسه قرار گرفت (شکل ۵). درنهایت به‌منظور ارزیابی دقت نقشه‌های طبقه‌بندی‌شده نیز معیارهای ارزیابی عملکرد مدل طبقه‌بندی کننده مانند ضریب کاپا و دقت تولیدکننده و کاربر برای هر کاربری و برای نقشه تغییرات مساحت جنگل محاسبه شد.

نتایج و بحث

در این تحقیق نتایج نهایی با استفاده از الگوریتم‌های طبقه‌بندی کننده یادگیری ماشین به دست آمده است و صحت نقشه‌های تولید شده نیز با استفاده از ضریب کاپا و داده‌های کنترل زمینی (شکل ۶) مورد ارزیابی قرار گرفته است. پهنه‌بندی و طبقه‌بندی جنگل‌های هیرکانی با استفاده از الگوریتم‌های SVM و RF برای سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ انجام شد تا ضمن مشخص شدن میزان مساحت تغییریافته در طی ۱۷ سال، بتوان دقت نقشه‌های تولیدشده را نیز ارزیابی کرد. در شکل ۷ که از چهار قسمت تشکیل‌شده است در هر بخش پهنه جنگلی استخراج‌شده با استفاده از الگوریتم‌های SVM و RF در سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ به نمایش در آمده است.

نتایج حاصل از ارزیابی دقت مدل‌ها نیز بیانگر این بود که میزان ضریب کاپا برای الگوریتم SVM معادل ۹۴/۶۲ و برای الگوریتم RF معادل ۷۴/۹۳ درصد شد که درنتیجه الگوریتم SVM برای طبقه‌بندی در این پژوهش به‌عنوان روش بهینه انتخاب و معرفی شد. بر اساس داده‌های زمینی برداشت‌شده به کمک تصاویر سنتینل ۱ باقدرت تفکیک مکانی ۱۰ متر و نیز داده‌های برداشت‌شده در مناطق مختلف تعداد ۹۶۴ نقطه کنترل زمینی مورداستفاده قرار گرفت. با توجه به داده‌های زمینی و نقشه طبقه‌بندی‌شده دقت کاربر و دقت تولیدکننده نیز برای هرکدام از الگوریتم‌ها محاسبه شد. جدول ۱ و ۲ به ترتیب بیانگر میزان دقت کاربر و تولیدکننده در دو روش SVM و RF با تشکیل ماتریس خطا می‌باشند.

شکل ۵- فرآیند فراخوانی داده‌های ماهواره‌ای، نمونه‌برداری و طبقه‌بندی پهنه‌های جنگلی

Figure 5 - Process of satellite data retrieval, sampling, and classification of forest areas

شکل ۶ – جنگل‌های هیرکانی شمال ایران در سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ با استفاده از الگوریتم‌های **SVM** و **RF**: الف) پهنه جنگلی استخراج‌شده سال ۱۳۹۶ با استفاده از الگوریتم **RF**، ب) پهنه جنگلی استخراج‌شده سال ۱۳۹۶ با استفاده از الگوریتم **SVM**، ج) پهنه جنگلی استخراج‌شده سال ۱۳۷۹ با استفاده از الگوریتم **RF**، د) پهنه جنگلی استخراج‌شده سال ۱۳۷۹ با استفاده از الگوریتم **SVM**

Figure 6 - Iran's Hyrcanian Forests in 2000 and 2017 using SVM and RF algorithms: A) Forest area extracted for 2017 using RF algorithm, B) Forest area extracted for 2017 using SVM algorithm, C) Forest area extracted for 2000 using RF algorithm, D) Forest area extracted for 2000 using SVM algorithm

جدول ۱- ماتریس خطای دقت کاربر و تولیدکننده برای هر کلاس با استفاده از نتایج SVM

Table 1 - Error matrix User and Producer Accuracy for Each Class Using SVM Results

نام کلاس	جنگل	کشاورزی	اراضی ساخته‌شده	زمین خالی	آب	مجموع	دقت کاربر[16]
جنگل	526	0	0	0	38	564	93/26
کشاورزی	0	71	2	0	0	73	97/26
اراضی ساخته‌شده	0	1	198	0	1	200	99
زمین خالی	0	0	1	95	2	98	96/94
آب	0	0	0	0	29	29	100
مجموع	526	72	201	95	70	964	
دقت تولیدکننده[17]	100	98/61	98/51	100	41/42		

جدول ۲- ماتریس خطای دقت کاربر و تولیدکننده برای هر کلاس با استفاده از نتایج RF

Table 2 – Error matrix of User and Producer Accuracy for Each Class Using RF Results

نام کلاس	جنگل	کشاورزی	اراضی ساخته‌شده	زمین خالی	آب	مجموع	دقت کاربر
جنگل	450	0	0	0	54	504	89/29
کشاورزی	52	60	1	4	1	118	85/50
اراضی ساخته‌شده	15	1	194	2	0	212	91/51
زمین خالی	5	6	2	88	0	101	78/13
آب	0	5	4	1	15	25	60
مجموع	522	72	201	95	70	960	
دقت تولیدکننده	86/20	83/33	96/52	92/26	21/42		

16 -User Accuracy
17 -Producer Accuracy

بر اساس مطالعات انجام‌شده در بخش جنگل توسط میرآخورلو در سال ۱۳۸۰، مساحت جنگل‌های هیرکانی ۱۷۰۰۰ کیلومترمربع گزارش شده است. جالب توجه است که در مطالعه بعدی همان محقق در سال ۱۳۸۳ هجری شمسی (۲۰۰۴)، مساحت این جنگل‌ها با افزایشی قابل‌توجه به ۱۸۱۱۷٫۸۸ کیلومترمربع رسیده است. این افزایش مساحت که حدود ۱۰۹۳٫۷۸ کیلومترمربع را شامل می‌شود، ازنظر علمی قابل‌تأمل است، زیرا هیچ‌گونه مستندات یا شواهدی مبنی بر اجرای طرح‌های جنگل‌کاری یا فرآیندهای طبیعی جنگل‌زایی که بتواند این افزایش را توجیه کند، ارائه نشده است. نتایج به‌دست آمده توسط ایشان در سال ۱۳۹۵ حاکی از آن است که مساحت جنگل‌های هیرکانی برابر با ۱۶۵۰۴٫۹۸ کیلومترمربع است (Mirakhorlu & Akhwan, 2017). در این تحقیق نتایج حاصل از نقشه‌های پهنه‌بندی جنگل‌های هیرکانی در شمال ایران، با استفاده از الگوریتم SVM به‌عنوان روش منتخب بدین‌صورت است که ۱۶۹۵۳ و ۱۶۴۱۹ کیلومترمربع برای کاربری جنگل و پوشش گیاهی به ترتیب برای سال‌های ۱۳۷۹ و ۱۳۹۶ برآورد شده است. این مقادیر بیانگر تخریب مساحتی برابر با ۵۳۴ کیلومترمربع در طی ۱۷ سال مطالعه است که به ترتیب گیلان با تخریب ۲۲۱، گلستان با تخریب ۱۸۶ و مازندران با ۱۲۵ کیلومترمربع را به خود اختصاص داده‌اند. بعد از به دست آوردن نتایج با استفاده از الگوریتم های ذکرشده و محاسبه میزان تخریب، مقایسه آن‌ها با نتایج روش Hansen و همکاران (۲۰۱۳) برای تغییرات جنگل های هیرکانی در نواحی شمال ایران در سه استان گیلان، مازندران و گلستان، مطابق آنچه در شکل ۸ نیز نمایش داده شده است، نشان‌دهنده نزدیکی نتایج به یکدیگر بوده و می‌توان از نتایج داده‌های این پژوهش برای بررسی تغییرات جنگل‌ها در بازه‌های زمانی بلندمدت استفاده نمود. مقایسه با آمارهای سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری ایران نشان می‌دهد که میزان تخریب جنگل‌های هیرکانی در این پژوهش (۵۳۴ کیلومترمربع طی ۱۷ سال) کمتر از مقدار گزارش‌شده توسط این سازمان (حدود ۱۶۱۳ کیلومترمربع طی ۱۲ سال) است. این تفاوت ممکن است ناشی از اختلاف در روش‌های ارزیابی باشد؛ درحالی‌که سازمان جنگل‌ها عمدتاً از داده‌های میدانی و تخمینی استفاده می‌کند، این مطالعه از تصاویر ماهواره‌ای با تفکیک مکانی بالا (سنتینل-۱ و لندست) و الگوریتم‌های پیشرفته یادگیری ماشین بهره برده است. بااین‌حال، همخوانی نسبی نتایج این تحقیق با داده‌های جهانی تغییرات جنگل (روش هانسن) نشان‌دهنده دقت بالای روش پیشنهادی است. پیشنهاد می‌شود برای دستیابی به تخمین‌های دقیق‌تر، تلفیقی از روش‌های سنجش‌ازدور و داده‌های میدانی در پایش تغییرات جنگل‌های هیرکانی به کار گرفته شود. مقایسه نتایج این مطالعه با روش هانسن برای برآورد تخریب جنگل‌های هیرکانی در دوره ۱۷ ساله نشان داد که روش منتخب (SVM) با اختلاف مثبت ۱۴۸ کیلومترمربع در مجموع، میزان تخریب را بیشتر از روش هانسن پیش‌بینی کرده است. به‌طوری‌که مقایسه نتایج نشان می‌دهد این میزان اختلاف در سال ۱۳۷۹ معادل ۸۹ کیلومترمربع و در سال ۱۳۹۶ معادل ۵۹ کیلومترمربع بود. این تفاوت می‌تواند به دلیل استفاده از داده‌های راداری ماهواره سنتینل۲ باشد که نسبت به روش هانسن که از داده‌های لندست بهره برده است، تفکیک‌پذیری دقیق‌تری را با توجه به افزایش کیفیت تصاویر دارد و در نتیجه دقت بالاتری از آن حاصل شده است. این یافته با نتایج Forkuor و همکاران (۲۰۱۷) نیز که نشان دادند سنتینل ۲ در مقایسه با لندست، چهار تا پنج درصد افزایش دقت در طبقه‌بندی کاربری اراضی دارد، همخوانی دارد.

نتیجه‌گیری و رهیافت‌ها

در این پژوهش، تغییرات سطح جنگل‌های هیرکانی شمال ایران با استفاده از روش‌های رایج و نوآورانه سنجش‌ازدور و الگوریتم‌های یادگیری ماشین مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای با استفاده از الگوریتم‌های ماشین بردار پشتیبان (SVM) و جنگل تصادفی (RF) نشان داد که SVM با ضریب کاپای ۹۷/۴۶ درصد و دقت کاربر ۹۷/۲۹ درصد عملکرد

قابل‌توجهی نسبت به RF داشت. این امر نشان‌دهنده توانایی بالای SVM در تفکیک دقیق کلاس‌های مختلف پوشش زمین، به‌ویژه در مناطق جنگلی پیچیده است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، مساحت جنگل‌های هیرکانی در سال ۱۳۷۹ با استفاده از الگوریتم SVM حدود ۱۶۹۵۳ کیلومترمربع برآورد شد که این مقدار در سال ۱۳۹۶ به حدود ۱۶۴۱۹ کیلومتر کاهش یافت. این کاهش نشان‌دهنده روند نگران‌کننده تخریب جنگل‌های با ارزش هیرکانی در این منطقه است. میزان تخریب جنگل‌های هیرکانی در طول ۱۷ سال با استفاده از الگوریتم SVM حدود ۵۳۴,۴۶ کیلومترمربع تخمین زده شد که رقم قابل توجهی است و نیاز به توجه فوری برای حفاظت از این اکوسیستم ارزشمند را نشان می‌دهد. نتایج این مطالعه با نتایج مطالعات پیشین مانند (Chowdhury, 2023; Aziz et al., 2024) که از روش طبقه‌بندی نظارت‌شده و الگوریتم‌های RF و SVM برای طبقه‌بندی اراضی با پوشش جنگل صورت گرفته بود مطابقت و همخوانی دارد ازاین‌رو می‌توان به کارآمدی این روش در طبقه‌بندی جنگل‌های هیرکانی نیز پی برد. همچنین مقایسه نتایج این تحقیق با روش هانسن که یک مرجع جهانی برای ارزیابی تغییرات جنگل است، نشان داد که می‌توان از روش به کار برده شده در این تحقیق برای بررسی تغییرات جنگل‌ها با تقریب خوبی در این منطقه استفاده کرد که این امر اعتبار نتایج این پژوهش را نیز تقویت می‌کند. یافته‌های این پژوهش می‌تواند نقش کلیدی در برنامه‌ریزی و مدیریت پایدار جنگل‌های هیرکانی ایفا کند. استفاده از روش‌های پیشرفته سنجش‌ازدور و الگوریتم‌های یادگیری ماشین، همان‌طور که در این پژوهش نشان داده شد، می‌تواند به ارزیابی دقیق‌تر و به‌روزتر تغییرات پوشش جنگلی کمک کند و امکان پایش مستمر و مؤثر این اکوسیستم حیاتی را فراهم آورد. یکی از چشمگیرترین محدودیت‌های این پژوهش عدم در دسترس بودن منبع معتبر برای بررسی و مقایسه نتایج به‌دست‌آمده با آمارها و ارقام رسمی بود. علی‌رغم شفاف نبودن اطلاعات آماری از سوی نهادهای رسمی مانند جهاد کشاورزی، سازمان مراتع و جنگل‌ها و مشابه آن درگاه‌های رسمی مانند FAO برای به دست آوردن اطلاعات از این قبیل برای تکمیل کردن گزارش‌های خود از این زیستگاه از روش‌های تخمینی استفاده می‌کند (FAO, 2020). با توجه به اهمیت حفظ تنوع زیستی و خدمات اکوسیستمی جنگل‌های هیرکانی، پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده، از ترکیب داده‌های ماهواره‌ای با قدرت تفکیک مکانی بالاتر، داده‌های راداری با قطبش عمودی که در این تحقیق برای شناسایی مناطق ساخته شده مورد استفاده قرار گرفت، سری زمانی بلندمدت تر و روش‌های پیشرفته‌تر یادگیری ماشین و هوش مصنوعی برای بهبود دقت ارزیابی تغییرات جنگل و پیش‌بینی روندهای آینده استفاده شود. این رویکرد جامع و نوآورانه می‌تواند با ارائه اطلاعات و داده‌های موثق در رابطه با روند جنگل‌زدایی و نرخ سالانه از بین رفتن جنگل‌ها به تصمیم گیران و برنامه ریزان برای حفاظت بهتر و مدیریت پایدار جنگل‌های هیرکانی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین و ارزشمندترین اکوسیستم‌های کشور و میراث طبیعی جهانی کمک شایانی نماید و راه را برای توسعه پایدار منطقه هموار سازد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Ahmad, A., Ahmad, S., Nabi, G., Liu, Q.J., Islam, N. and Luan, X., 2022. Trends in deforestation as a response to management regimes and policy intervention in the Hindu Kush Himalaya of Pakistan. *Frontiers in Environmental Science*, 10, p.810806. **DOI: 10.3389/fenvs.2022.810806**
2. Akike, S. and Samanta, S., 2016. Land use/land cover and forest canopy density monitoring of Wafi-Golpu project area, Papua New Guinea. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4, pp.1-14. **http://dx.doi.org/10.4236/gep.2016.48001**

3. Aziz, G., Minallah, N., Saeed, A., Frnda, J. and Khan, W., 2024. Remote sensing-based forest cover classification using machine learning. Scientific Reports, 14(1), p.69. **DOI: 10.1038/s41598-023-50863-1**
4. Beygi Heidarlou, H., Banj Shafiei, A., Nasiri, V., Niţă, M.D., Borz, S.A. and Lopez-Carr, D., 2023. Impact of Iran's forest nationalization law on forest cover changes over six decades: A case study of a zagros sparse coppice oak forest. *Sensors*, 23(2), p.871. **DOI: 10.3390/s23020871**
5. Silva Junior, C.H.L., Pessôa, A.C.M., Carvalho, N.S., Reis, J.B.C., Anderson, L.O. and Aragão, L.E.O.C., 2021. The Amazon's deforestation rate in 2020 is projected to be the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, 5, pp.144-145. **DOI:10.1038/s41559-020-01368-x**
6. Chowdhury, M.S., 2023. Comparison of accuracy and reliability of random forest, support vector machine, artificial neural network and maximum likelihood method in land use/cover classification of urban setting. *Environmental Challenges*, p.100800. **DOI:10.1016/j.envc.2023.100800**
7. Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1), pp.35-46. DOI:10.1016/0034-4257(91)90048-B
8. Coops, N.C., Tompalski, P., Goodbody, T.R., Achim, A. and Mulverhill, C., 2023. Framework for near real-time forest inventory using multi source remote sensing data. *Forestry*, 96(1), pp.1-19. **DOI:10.1093/forestry/cpac015**
9. Darvishsefat, A. and Shirvani, A., 2019. Monitoring and modeling changes of forest area using logistic regression-markov and geomod. *Geographic Space*, 19(65), pp.171-189. (In Persian).
10. Ebrahimy, H., Naboureh, A., Feizizadeh, B., Aryal, J. and Ghorbanzadeh, O., 2021. Integration of Sentinel-1 and Sentinel-2 data with the G-SMOTE technique for boosting land cover classification accuracy. *Applied Sciences*, 11(21), p.10309. **DOI:10.3390/app112110309**
11. FAO, 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020. Report Iran*. Rome: FAO
12. Feizizadeh, B., Lakes, T., Omarzadeh, D., Sharifi, A., Blaschke, T. and Karimzadeh, S., 2022. Scenario-based analysis of the impacts of lake drying on food production in the Lake Urmia Basin of Northern Iran. *Scientific Reports*, 12(1), p.6237. **DOI: 10.1038/s41598-022-10228-6**
13. Feizizadeh, B., Omarzadeh, D., Mohammadnejad, V., Khallaghi, H., Sharifi, A. and Karkarg, B.G., 2023. An integrated approach of artificial intelligence and geoinformation techniques applied to forest fire risk modeling in Gachsaran, Iran. *Journal of Environmental Planning and Management*, 66(6), pp.1369-1391. **DOI: 10.1080/09640568.2022.2029347**
14. Forkuor, G., Dimobe, K., Serme, I. and Tondoh, J.E., 2017. Landsat-8 vs. Sentinel-2: examining the added value of Sentinel-2's red-edge bands to land-use and land-cover mapping in Burkina Faso. *GIScience & Remote Sensing*, 55(3), pp.331-354. **DOI: 10.1080/15481603.2017.1370169**
15. Gu, F., Ramezani, E., Alizadeh, K. and Behling, H., 2021. Vegetation dynamics, environmental changes, and anthropogenic impacts on the coastal Hyrcanian Forests in Northern Iran. *Journal of Coastal Research*, 37(3), pp.611-619. **DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-20-00067.1**
16. Haidari, M. and Karamdoost Maryan, B., 2016. The study and policy cessation of forest utilization or forest logging in Hyrcanian forests (Case study: Shafarood forests). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 24(4), pp.724-736. **https://doi.org/10.22092/ijfpr.2016.109450**
17. Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. and Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), pp.850-853. **DOI: 10.1126/science.1244693**
18. Hashemi, S.A., Fatemi Talab, S.R., Kavousi Kalashmi, H. and Madanipour Kermanshahi, M., 2016. Change detection in the forest cover of Siyahmezgi watershed of Guilan using LandSat images. *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 7(3), pp.78-88. (In Persian).
19. Hassan, M.M., Duveneck, M. and Southworth, J., 2023. The role of the refugee crises in driving forest cover change and fragmentation in Teknaf, Bangladesh. *Ecological Informatics*, 74, p.101966. **DOI: 10.1016/j.ecoinf.2022.101966**
20. Hu, L., Shariff, A.R.B.M., Omar, H., Song, D.X. and Wu, H., 2022. GEE-based spatiotemporal evolution of deforestation monitoring in Malaysia and its drivers. In: *Remote Sensing*

Application: Regional Perspectives in Agriculture and Forestry. Singapore: Springer Nature Singapore, pp.279-302. **DOI: 10.1007/978-981-19-7620-3_13**

21. Huang, C. and Zhang, C., 2022. Characterizing urban growth in Vientiane from 2000 to 2019 using time-series optical and SAR-based estimates of urban land. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 109, p.102798. **DOI: 10.1016/j.jag.2022.102798**
22. Jourgholami, M. and Majnounian, B., 2011. Harvesting systems in Hyrcanian Forest, Iran; limitations and approaches.
23. Karimzadeh Jafari, E., Naghavi, H., Adeli, K. and Latifi, H., 2020. A nondestructive, remote sensing-based estimation of the economic value of aboveground temperate Forest biomass (case study: Hyrcanian Forests, Nowshahr-Iran). *Journal of Sustainable Forestry*, 39(7), pp.750-770. **DOI: 10.1080/10549811.2020.1723113**
24. Li, H., Wan, W., Fang, Y., Zhu, S., Chen, X., Liu, B. and Hong, Y., 2019. A Google Earth Engine-enabled software for efficiently generating high-quality user-ready Landsat mosaic images. *Environmental Modelling & Software*, 112, pp.16-22. **DOI: 10.1016/j.envsoft.2018.11.004**
25. Liu, P., Choo, K.K.R., Wang, L. and Huang, F., 2017. SVM or deep learning? A comparative study on remote sensing image classification. *Soft Computing*, 21, pp.7053-7065. **DOI: 10.1007/s00500-016-2247-2**
26. Lynch, J., Maslin, M., Balzter, H. and Sweeting, M., 2013. Choose satellites to monitor deforestation. *Nature*, 496(7445), pp.293-294. **DOI: 10.1038/496293a**
27. Manfreda, S., McCabe, M.F., Miller, P.E., Lucas, R., Pajuelo Madrigal, V., Mallinis, G. and Toth, B., 2018. On the use of unmanned aerial systems for environmental monitoring. *Remote Sensing*, 10(4), p.641. **DOI: 10.3390/rs10040641**
28. Mehmood, M., Shahzad, A., Zafar, B., Shabbir, A. and Ali, N., 2022. Remote sensing image classification: A comprehensive review and applications. *Mathematical Problems in Engineering*, 2022(1), p.5880959. **DOI: 10.1155/2022/5880959**
29. Mirakhorlu and Akhwan, 2017. Evaluation of changes in the level of Hyrcanian forests from 1383 to 1395. *Nature of Iran*, 2(3), pp.40-45. (In Persian).
30. Mohammadpour, P., Viegas, D.X. and Viegas, C., 2022. Vegetation mapping with random forest using Sentinel 2 and GLCM texture feature—A case study for Lousã region, Portugal. *Remote Sensing*, 14(18), p.4585. **DOI: 10.3390/rs14184585**
31. Moharrami, M., Attarchi, S., Gloaguen, R. and Alavipanah, S.K., 2024. Monitoring land cover changes in northwestern Iran using training samples migration method. *Iranian Journal of Remote Sensing & GIS*, 16(1), pp.129-154. **doi:10.48308/gisj.2024.233836.1188**
32. Nakhutsrishvili, G., Zazanashvili, N., Batsatsashvili, K. and Montalvo, C.S., 2015. Colchic and Hyrcanian forests of the Caucasus: Similarities, differences and conservation status. *Flora Mediterranea*, 25(Special Issue), pp.185-192. **DOI: 10.7320/FlMedit25SI.185**
33. Naqinezhad, A. and Zarezadeh, S., 2013. Phytosociological survey of Noor and Sisangan lowland Hyrcanian forests Mazandaran province. *Journal of Plant Biological Sciences*, 5(16), pp.103-121. (In Persian).
34. Nasiri, V., Beloiu, M., Darvishsefat, A.A., Griess, V.C., Maftei, C. and Waser, L.T., 2023. Mapping tree species composition in a Caspian temperate mixed forest based on spectral-temporal metrics and machine learning. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 116, p.103154. **DOI: 10.1016/j.jag.2022.103154**
35. Nasiri, V., Heidarlou, H.B., Alchin, A.A., Moradi, F., Rahmanian, S., Afshari, S. and Griess, V.C., 2023. How do conservation policies, climate and socioeconomic changes impact Hyrcanian forests of northern Iran? *Ecological Informatics*, 78, p.102351. **DOI: 10.1016/j.ecoinf.2023.102351**
36. Omarzadeh, D., Afraz, M., Akbari, M., Eftekhari, M. and Noghani, Z., 2021. Evaluation of changes in the Forest Environment in Guilan Province using a combination of Remote Sensing Data. *The Malaysian Forester*, 84(1), pp.65-83.
37. Omarzadeh, D., González-Godoy, A., Bustos, C., Martín-Fernández, K., Scotto, C., Sánchez, C. and Borge-Holthoefer, J., 2024. Explainable automatic detection of fiber–cement roofs in aerial RGB images. *Remote Sensing*, 16(8), p.1342. **DOI: 10.3390/rs16081342**

38. Scullion, J.J., Vogt, K.A., Drahota, B., Winkler-Schor, S. and Lyons, M., 2019. Conserving the last great forests: A meta-analysis review of the drivers of intact forest loss and the strategies and policies to save them. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, p.62. **DOI: 10.3389/ffgc.2019.00062**
39. Sefidi, K. and Esmaeilpour, M., 2022. Meta-analysis of snag volume variable in Hyrcanian forests. *Journal of Wood and Forest Science and Technology*, 29(2), pp.121-136. **DOI:10.22069/jwfst.2022.20263.1971**. (In Persian).
40. Sharif, M. and Attarchi, S., 2024. Estimation of Hyrcanian forests coverage using ALOS PALSAR and MODIS satellite data (2007–2017). *Advances in Space Research*, 73(1), pp.426-439. DOI: 10.1016/j.asr.2023.09.033
41. Sheykhmousa, M., Mahdianpari, M., Ghanbari, H., Mohammadimanesh, F., Ghamisi, P. and Homayouni, S., 2020. Support vector machine versus random forest for remote sensing image classification: A meta-analysis and systematic review. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 13, pp.6308-6325. **DOI: 10.1109/JSTARS.2020.3026724**
42. Sotirov, M., Pokorny, B., Kleinschmit, D. and Kanowski, P., 2020. International forest governance and policy: institutional architecture and pathways of influence in global sustainability. *Sustainability*, 12(17), p.7010. **DOI: 10.3390/su12177010**
43. Stritih, A., Bebi, P., Rossi, C. and Grêt-Regamey, A., 2021. Addressing disturbance risk to mountain forest ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 296, p.113188. **DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113188**
44. Tariq, A., Yan, J., Gagnon, A.S., Riaz Khan, M. and Mumtaz, F., 2023. Mapping of cropland, cropping patterns and crop types by combining optical remote sensing images with decision tree classifier and random forest. *Geo-Spatial Information Science*, 26(3), pp.302-320. **DOI: 10.1080/10095020.2022.2100287**
45. Tohidifar, M., Moser, M., Zehzad, B. and Ghadirian, T., 2016. Biodiversity of the Hyrcanian forests: A synthesis report.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص ۱۸۷-۲۰۸
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365713.357

مروری بر شیوه‌های ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک؛ مبانی، رویکردها و روش‌شناسی عملیاتی

حیدر غفاری* ، یحیی پرویزی و محمود عرب‌خدری

استادیار مدیریت منابع خاک، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران.
h.ghafari@scu.ac.ir
دانشیار، گروه حفاظت آب و خاک، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.
yparvizi1360@gmail.com
استاد، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.
arabkhedri.mahmood@yahoo.com

دریافت: خرداد ۱۴۰۳ و پذیرش: دی ۱۴۰۳

چکیده

خاک یکی از منابع طبیعی مهم با کارکردهای بسیار متنوع است که تخریب آن خسارات هنگفتی را متوجه جامعه می‌سازد. باتوجه به اهمیت موضوع تخریب خاک ناشی از فرسایش و لزوم پرداختن به خسارات آن بر اساس ماده ۱۵ قانون حفاظت خاک، این پژوهش به دنبال بررسی روش‌های موجود، محدودیت‌ها و مزایای آنها و در نهایت ارائه راه‌کارهایی برای ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک در ایران می‌باشد. تنوع و گستردگی دامنه خسارات فرسایش خاک، ارزیابی و کمی‌سازی آنها را با چالش مواجه کرده است. چرا که هر نوع خسارت به یک چارچوب ارزیابی خاص و داده‌های ویژه‌ای نیاز دارد. اغلب روش‌های رایج برای کمی سازی خسارات فرسایش از نوع هزینه‌محور هستند که از مهم‌ترین آنها می‌توان به روش هزینه جایگزینی، هزینه اجتناب و هزینه فرصت اشاره کرد. هیچ‌کدام از این روش‌ها کامل نبوده و هر کدام برای نوع خاصی از فرسایش یا نوع خاصی از خسارت کاربرد دارند. استفاده ترکیبی از روش‌های موجود نیز ممکن است منجر به بیش‌برآوردی گردد. لذا، ارائه یک چارچوب مشخص که برای انواع فرسایش تحت همه شرایط قابل استفاده باشد، عملا امکان‌پذیر نیست. بررسی منابع نشان داد که در مطالعات ارزیابی خسارات فرسایش خاک معمولا سه بخش اصلی وجود دارد: ۱) تعیین میزان فرسایش خاک، ۲) شناسایی انواع خسارات فرسایش در هر منطقه مطالعاتی، و ۳) قیمت‌گذاری خسارات، که هر کدام با چالش‌های بزرگی روبه‌رو است. لذا، بسته به اهداف و شرایط موجود لازم است در هر بخش بهترین و کارآمدترین رویکردها اتخاذ گردد. از نظر کاربردی، روش هزینه اجتناب به دلیل این‌که همه خسارات را به‌صورت یکجا پوشش می‌دهد و قیمت‌گذاری آن آسان است، و همچنین برای همه اشکال فرسایش امکان کاربرد دارد، به عنوان بهترین روش پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: منابع طبیعی، قانون حفاظت خاک، قیمت‌گذاری، هزینه اجتناب

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **h.ghafari@scu.ac.ir**

نوع مقاله: مروری

مقدمه

خاک از منظر اکولوژی و مهندسی طبیعت، محیطی بسیار پیچیده و منبعی ارزشمند به شمار می‌رود. بدون شک خاک به دلیل ارائه کارکردهای متنوع یکی از مهم‌ترین و راهبردی‌ترین منابع برای بشر از دیدگاه‌های اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی است (Yang et al., 2020). سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد یازده کارکرد برای خاک برشمرده که از جمله مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به (۱) تأمین غذا، الیاف و سوخت، (۲) تجزیه بقایای آلی گیاهی و جانوری، (۳) چرخه عناصر غذایی، (۴) پیشگیری از سیل، (۵) ترسیب کربن، (۶) تصفیه آب و کاهش آلاینده‌های خاک، (۷) تأمین زیستگاه برای هزاران جانور و میکروارگانیسم خاک‌زی و (۸) تعدیل اثرات اقلیم بر کشاورزی و آب‌وهوا اشاره کرد (Blum, 2005). بااین‌حال، استفاده از روش‌های نامناسب کشاورزی و سودجویی بهره‌برداران در چند دهه اخیر باعث تخریب شدید خاک‌ها شده است (Sparovek and De Maria, 2003). بر اساس گزارش‌های جهانی (Lal, 2001)، فرسایش خاک مهم‌ترین فرایند تخریب خاک بوده که در نتیجه فعالیت‌های انسانی شدت یافته است. برآوردها نشان می‌دهد در مقیاس جهانی سالانه به‌طور متوسط حدود ۷۵ میلیارد تن خاک سطحی حاصلخیز از سطح اراضی کشاورزی بین می‌رود (Pimentel and Burgess, 2013) که معادل ۱۰ میلیون هکتار زمین زراعی با عمق ۵۰ سانتی‌متر است. برخی گزارش‌ها نیز نصف این مقدار یعنی حدود ۳۵ میلیارد تن در سال را ذکر کرده‌اند (Borrelli et al., 2017). فرسایش خاک تعادل طبیعی زیست‌بوم را به هم زده و منجر به اختلال در کارکردهای خاک می‌شود.

بررسی گزارش‌های مربوط به فرسایش خاک در ایران نیز حکایت از وخیم بودن اوضاع دارد. نخستین برآوردها از مقدار فرسایش آبی در ایران مربوط به دهه ۱۳۵۰-۱۳۴۰ است، که میانگین سالانه را بین ۱-۰/۶ میلیارد تن ارزیابی کردند. حدود ۲۰ سال بعد یعنی در سال ۱۹۸۰ میلادی، یونسکو با همکاری فائو و برنامه محیط‌زیست سازمان ملل اقدام به تهیه نقشه فرسایش خاک برای خاورمیانه و شمال آفریقا کردند. بر اساس این نقشه متوسط کلاس‌های مختلف فرسایش آبی در ایران حدود ۳/۲ میلیارد تن تخمین زده شد (به نقل از Asadi et al., 2022). برآوردهای اخیر نیز میانگین سالانه فرسایش آبی را بین ۰/۹ تا ۲/۷ میلیارد تن برآورد کرده‌اند (Arabkhedri, 2021; Nikkami and shadfar, 2021; Mohammadi et al., 2021). علت اختلاف چندین برابری بین برآوردهای موجود ناشی از پیچیدگی فرایندهای فرسایش، عدم وجود شبکه پایش و داده‌برداری مناسب، و تنوع در روش‌ها و رویکردهای مورد استفاده ذکر شده است (Asadi, 2022). هرچند که مطالعات کمتری در خصوص فرسایش بادی در کشور انجام شده، اما برآوردها نشان می‌دهد که اهمیت آن با فرسایش آبی برابری می‌کند. به‌عنوان مثال، Ekhtesasi and Jahanbakhshi (2016) با استفاده از مدل IRIFR متوسط سالانه فرسایش بادی برای کل کشور را حدود ۱/۳ میلیارد تن تخمین زدند. Azimzadeh and Tahmasebi-Birkani, (2022) نیز نشان دادند که بالغ بر ۷۰ درصد کل فرسایش بادی مربوط به پنج استان خراسان جنوبی، کرمان، سیستان و بلوچستان، اصفهان و خراسان رضوی است (به نقل از Asadi et al., 2022). به اعتقاد برخی از کارشناسان این حوزه، حتی با در نظر گرفتن کم‌ترین مقدار برآوردی، بازهم وضعیت فرسایش خاک در ایران نگران‌کننده است. زیرا، با توجه به نرخ خاک‌سازی در ایران، فرسایش خاک حداقل بیش از ۱۰ برابر حد قابل‌تحمل آن است (Asadi, 2022).

بررسی‌ها نشان می‌دهد که اغلب مطالعات علمی در زمینه فرسایش خاک (Dou et al., 2022; Borrelli et al., 2021; Guerra et al., 2020; Poesen, 2018) بر شناخت فرآیندهای حاکم بر آن و هچنین کمی‌سازی مقادیر فرسایش متمرکز شده‌اند و جنبه اقتصادی این پدیده کمتر مورد توجه قرار گرفته است (Panagos et al., 2018). بررسی مطالعات انجام‌شده نشان می‌دهد که تنها ۰/۴ درصد از انتشارات مربوط به فرسایش خاک بر بعد اقتصادی تمرکز کرده‌اند. این در حالی است که فرسایش

خاک سالانه هزینه‌های اقتصادی متعدد و قابل توجهی را به جامعه وارد می‌سازد. به‌عنوان مثال، بررسی‌ها نشان می‌دهد که مقادیر برآورد شده از هزینه‌های اقتصادی تخریب خاک در مقیاس جهانی تا ۴۹۰ میلیارد دلار در سال می‌رسد (Nkonya et al., 2016). هزینه فرسایش خاک بر اساس یک رویکرد چندبعدی تخصصی در ایالات‌متحده آمریکا حدود ۴۴ میلیارد دلار (پیمنتل و همکاران (۱۹۹۵)، در اتحادیه اروپا حدود ۳۵۰ میلیون دلار (Panagos et al., 2018)، و در قاره آفریقا حدود ۲۸۰ میلیارد دلار (Wolka et al., 2018) برآورد شده است. در آسیای جنوبی خسارت فرسایش خاک به تولیدات کشاورزی ۵۴ میلیارد دلار گزارش شده است (Lal, 2001). لازم به ذکر است که در همه این گزارش‌ها تنها بخشی از خسارات فرسایش (عمدتاً خسارات برجا) در نظر گرفته شده و با لحاظ کردن همه ابعاد، خسارات فرسایش بسیار بیش‌تر از این‌ها خواهد بود.

آگاهی از میزان خسارات فرسایش خاک نقش مهمی در برنامه‌ریزی و مدیریت بهتر منابع خاک از جمله طراحی و اولویت‌بندی شیوه‌های حفاظت خاک و همچنین طراحی ساختارهای تشویقی مؤثر به سیاست‌گذاران و تصمیم‌گیرندگان بر عهده دارد. از سوی دیگر، درک اقتصادی خسارات فرسایش خاک باعث ارتقای آگاهی و آموزش در بین ذینفعان می‌شود. با این حال، ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک به ابزارها و راهنماهای مناسبی نیاز دارد که بتوانند هم ارزش خاک از دست‌رفته و هم اثرات خارج از محل را به‌صورت کمی بیان کنند. با توجه به اینکه، هم تعیین میزان فرسایش خاک و هم کمی‌سازی خسارات آن امری دشوار و پیچیده است، تاکنون چارچوب جامعی برای این منظور ارائه نشده است (Hosseini and Ghorbani, 2014؛ Robinson and Lebron, 2010) و هر محقق باتوجه به دانش، ابزار و داده‌های موجود اقدام به ارزیابی خسارات فرسایش کرده است که در بخش بعدی به آن‌ها پرداخته شده است. هر روش دارای نقاط قوت و ضعف خاص خود بوده و هیچ یک از آن‌ها به‌طور جامع و همه‌جانبه هزینه‌های فرسایش خاک را بررسی نکرده‌اند. همچنین، تحت شرایط یکسان هر رویکرد ممکن است نتایج بسیار متفاوتی ارائه دهد. زیرا، در هر رویکرد شیوه ارزیابی اقتصادی خسارت متفاوت است. لذا، ایجاد روش‌های استاندارد و علمی برای انواع مختلف فرسایش خاک در مقیاس‌های مختلف و تعیین خسارات فرسایش به‌عنوان یک ضرورت انکارناپذیر در برنامه‌ریزی‌ها و سیاست‌گذاری‌های کلان از جمله مسائل محیط‌زیست، کشاورزی و منابع طبیعی بسیار حائز اهمیت است. این مطالعه با هدف بررسی روش‌های موجود برای ارزیابی خسارات فرسایش خاک، شناسایی محدودیت‌ها و مزایای هر کدام، و در نهایت ارائه راهکارهای مناسب انجام شد.

انواع فرسایش و خسارات آن‌ها

به‌طورکلی، فرسایش خاک را بسته به منبع انرژی و عامل جابجایی می‌توان به چهار گروه تقسیم کرد: فرسایش آبی، فرسایش بادی، فرسایش ثقلی و فرسایش زراعی (Lal, 2020). فرسایش آبی خود به چند شکل از جمله فرسایش پاشمانی، ورقه‌ای، شیاری، خندقی، کناره‌ای (شامل رودخانه‌ها و دریاها)، توده‌ای و تونلی قابل تقسیم است (Blanco and lal, 2023). فرسایش ثقلی بر اساس سرعت وقوع، عمق حرکت مواد دامنه‌ای و جنس ذرات به انواع مختلفی مانند زمین‌لغزش[1]، خزش[2]، خاک‌روانه[3]، گل‌روانه[4] و غیره تقسیم می‌شود (Xu et al., 2020; Beek et al., 2008). قابل ذکر است در وقوع فرسایش توده‌ای هم نیروی ثقل و هم عامل بارندگی مؤثر است. فرسایش زراعی نیز به دو شکل فرسایش خاک‌ورزی و فرسایش برداشت محصول تقسیم می‌شود. در فرسایش خاک‌ورزی علاوه بر نیروی پرتابی ادوات شخم، نیروی ثقل نیز مؤثر است. فرسایش بادی که شدت آن در مناطق خشک و فراخشک بیش‌تر است، شامل برداشت ذرات ریزتر خاک و

1 - Landslide
2 - Creep
3 - Earthflow
4 - Mudflow

ایجاد گردوغبار، حرکت خزشی و جهشی ذرات درشت‌تر خاک و جابجایی توده‌های بزرگ‌تر نهشته‌های بادی نظیر تلماسه‌ها و تپه‌های ماسه‌ای می‌شود. شایان ذکر است که انواع مختلف فرسایش خاک می‌توانند به‌طور هم‌زمان رخ دهند و اثرات قابل توجهی بر محیط‌زیست و فعالیت‌های انسانی بگذارند.

شکل ۱- انواع فرسایش خاک بر اساس نوع منبع انرژی
Figure 1- Types of soil erosion based on the type of energy source

فرسایش خاک جدا از نوع و شکل آن، در ابعاد مختلف اجتماعی، اقتصادی، اکولوژیکی و محیط‌زیستی خساراتی را به جامعه و محیط وارد می‌سازد. با این حال، نوع و میزان خسارت ایجاد شده می‌تواند تابعی از نوع و شکل فرسایش باشد. به‌عنوان‌مثال، فرسایش بادی عمدتاً باعث آلودگی هوا و فرسایش آبی عمدتاً باعث کاهش کیفیت آب‌ها می‌شود. لذا، تشخیص نوع/شکل غالب فرسایش در منطقه در تعیین نوع پیامدها و ارزیابی اقتصادی خسارات آن بسیار حائز اهمیت است. در کل، خسارات فرسایش خاک به دو گروه خسارات برجا (یا درون مزرعه) و خسارات خارج از مزرعه گروه‌بندی می‌شوند (Lal, 2018). کاهش کیفیت خاک و تضعیف کارکردهای آن (مانند تولید محصول و چرخه آب و عناصر غذایی) مهم‌ترین خسارت برجای فرسایش است (Mandal et al., 2023). زیرا فرسایش خاک به‌عنوان یک فرآیند انتخابی، بخش‌های ریز (به‌عنوان مثال، رس و سیلت) و سبک (کربن آلی خاک یا SOC) را حذف و جابجا می‌کند (Lal, 2020). این سه جزء (یعنی رس، سیلت و SOC) تعیین کننده‌های کلیدی کیفیت خاک و ظرفیت آن برای ارائه خدمات زیست‌بومی[1] متعدد هستند. به همین دلیل است که Montgomery, 2007 فرسایش و تخریب منابع خاک را یکی از عوامل اصلی نابودی تمدن‌های بزرگ ذکر کرده است. فرسایش خاک از طریق تخریب ساختمان خاک و حذف خاک سطحی حاصلخیز بر نفوذ، ذخیره و نگهداشت آب در خاک تأثیر منفی می‌گذارد (Wei et al., 2019). فرسایش تشدیدی خاک علاوه بر تأثیر نامطلوب بر امنیت غذایی، محیط‌زیست (شامل خاک، آب‌وهوا) را نیز آلوده می‌کند (Pimentel, 2006). خسارات فرسایش به ابنیه‌ها و تأسیسات و همچنین جاده‌ها و خطوط انتقال نیرو نیز قابل توجه است. این نوع خسارات بسته به موقعیت سازه‌ها و نوع فرسایش هم به‌صورت برجا و هم به‌شکل خارج از مزرعه ایجاد می‌شوند. در جدول ۱ فهرستی از مهم‌ترین و مشهودترین خسارات انواع فرسایش ارائه شده است.

1 - Ecosystem Service

جدول ۱- فهرستی از مهم‌ترین خسارات فرسایش بر اساس نوع آن

Table 1- A list of the most important erosion damages according to its type

نوع فرسایش	خسارات احتمالی	منبع
فرسایش شیاری و بین شیاری	– از بین رفتن خاک سطحی حاصلخیز – هدررفت عناصر غذایی – کاهش تنوع زیستی – کاهش باروری خاک (کاهش تولید محصول) – کاهش کیفیت آب (آلودگی آب) – کاهش نفوذ و ذخیره آب در خاک – رسوب‌گذاری در انهار – رسوب‌گذاری در مخازن (کاهش عمر مفید سدها) – افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای	Osman, 2014 Govers et al., 2004 Colacicco et al., 1989 Lal, 1998 Li et al., 2021 Wei et al., 2019
فرسایش توده‌ای	– تلفات جانی و جراحات – تخریب ساختمان‌ها، جاده‌ها، پل‌ها، مزارع، شبکه انتقال برق و آب و غیره – کوچ اجباری جمعیت – کاهش ارزش زمین – تخریب مناظر و خسارات زیباشناختی – تخریب زیستگاه‌ها – تغییر مسیر آبراهه‌ها و آلودگی منابع آبی	Alimohammadlou et al., 2013 Del Soldato et al., 2019 Kim et al., 2018
فرسایش خندقی	– تخریب زمین‌های مرتعی و زراعی و مهاجرت روستاییان – کاهش ارزش زمین – تغییر چشم‌انداز و الگوهای زهکشی – افزایش خطر سیل – تخریب زیستگاه‌های گیاهی و جانوری – تولید رسوب و آلودگی آب‌ها – پر شدن مخازن سدها و مسدود شدن انهار – تخریب زیرساخت‌ها و سازه‌های انسانی	Valentin et al., 2005; Hassen and Bantider, 2020 Yazie, et al., 2021 Soufi et al., 2022
فرسایش ساحلی	– تخریب سازه‌ها حاشیه دریا – هدررفت خاک و عناصر غذایی – تخریب زمین – کاهش ارزش زمین – زیباشناسی و گردشگری	Catma, 2021
فرسایش کرانه‌ای یا کنار رودخانه‌ای	– تخریب سازه‌های حاشیه رودخانه – هدررفت خاک و عناصر غذایی – تخریب زمین‌ها – کاهش ارزش آن‌ها – تولید رسوب و آلودگی آب‌ها – پر شدن مخازن سدها و مسدود شدن انهار	Das and Samanta, 2023 Roy et al., 2017 Tripathy and Mondal, 2019 Bhuiyan et al., 2017
فرسایش خاک‌ورزی	– هدررفت خاک سطحی – کاهش حاصلخیزی خاک – افزایش خطر فرسایش خندقی	Heckrath et al., 2005 Wang et al., 2016 Lindstrom et al., 2001
فرسایش برداشت	– هدررفت خاک و عناصر غذایی – افزایش مصرف آب شهری ناشی از شستشو – هدررفت انرژی – آلودگی آب‌وهوا – انسداد و گرفتگی شبکه فاضلاب	Kuhwald et al., 2022 Panagos et al., 2019 Ruysschaert et al., 2004
فرسایش بادی	– تخریب خاک سطحی (کاهش کیفیت خاک) – هدررفت عناصر غذایی – آلودگی هوا و مشکلات سلامتی – آسیب به زیرساخت‌ها و تأسیسات صنعتی – از دست دادن تنوع زیستی – تغییرات آب و هوایی – رسوب‌گذاری در انهار، رودخانه‌ها و مخازن	Zhao et al., 2022 Wu et al., 2021 Lal, 1994 Sterk, 2003 Sterk et al., 2001 Bartkowski et al., 2022 Santra et al., 2017 Riksen et al., 2001; 2004 Huszar et al., 1986 Goossens, 2003.

همان‌طور که مشاهده می‌شود هدررفت خاک، عناصر غذایی و تنوع زیستی به‌عنوان مهم‌ترین خسارات برجا و آلودگی منابع آب‌وهوا به‌عنوان مهم‌ترین خسارت خارج از محل در اغلب شکل‌های فرسایش ایجاد می‌گردد و عمومیت دارد. اما برخی خسارات منحصر به نوع خاصی از فرسایش است. به‌عنوان مثال خسارات جانی و تخریب سازه‌ها فقط در خصوص فرسایش توده‌ای و فرسایش بادی (وقوع تصادفات رانندگی ناشی از طوفان‌های شدید گرد و غبار) می‌توانند حادث شوند. کاهش ارزش زمین نیز تقریباً حالت عمومیت داشته و در اغلب فرسایش‌ها قابل طرح است. زیرا به دنبال تخریب و کاهش کیفیت خاک، ارزش آن نیز افت می‌کند.

روش‌های ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک

با توجه به تنوع زیادی که در پیامدهای فرسایش خاک وجود دارد، ارزیابی و کمی‌سازی همه آن‌ها کار بسیار دشواری است. چراکه هر نوع خسارات به یک چارچوب ارزیابی خاص و داده‌های ویژه‌ای نیاز دارد. بعلاوه این‌که برخی از خسارات فرسایش مانند مهاجرت، اشتغال، آسیب به تنوع زیستی و تغییر اقلیم ناملموس بوده و اندازه‌گیری و ارزش‌گذاری آن‌ها تقریباً غیرممکن یا دشوار است (Gorlach et al., 2004; Duffy, 2012). بر اساس بررسی منابع مختلف، غالباً از رویکرد مبتنی بر هزینه[1] برای ارزیابی خسارات فرسایش خاک استفاده شده است. در مباحث اقتصادی و تجارت این رویکرد معمولاً برای تعیین قیمت نهایی کالاها به‌کار می‌رود. طبق این رویکرد، قیمت یک کالا برابر با کل هزینه‌های صرف شده برای تولید یا ساخت آن کالا است. هرچند در خصوص فرسایش خاک به دنبال قیمت‌گذاری آن نیستیم، اما استفاده از این رویکرد ما را به هدف خود که همان ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش است، می‌رساند. روش‌های مختلفی در ذیل این رویکرد وجود دارد که آن‌ها را می‌توان به دو گروه اصلی تقسیم کرد: روش‌های مستقیم و غیرمستقیم. در روش مستقیم قیمت خود کالا و خدمات آسیب‌دیده تعیین می‌شود، اما در روش غیرمستقیم ارزش یک کالا یا خدمت از طریق کالای جایگزین و یا از طریق هزینه اجتناب برآورد می‌شود. در ادامه با ذکر چندین مثال به تشریح آن‌ها پرداخته شده است.

روش‌های مستقیم

در روش‌های مستقیم، خسارات فرسایش به محیط اطراف به‌طور مستقیم قیمت‌گذاری می‌شود. این روش‌ها به نوبه خود بر اساس شیوه قیمت‌گذاری به دو گروه تقسیم می‌شوند: روش‌های مبتنی بر بازار[2] و روش‌های غیربازاری[3]. روش‌های بازاری را "قیمت‌گذاری[4]" و روش‌های غیربازاری را "ارزش‌گذاری[5]" می‌گویند.

روش‌های مستقیم مبتنی بر بازار

در این گروه از روش‌ها چندین تکنیک وجود دارد، اما معمولاً در مطالعات خسارات فرسایش از تکنیک "هزینه فرصت[6]" استفاده شده است. طبق این روش، خسارت فرسایش خاک معادل ارزش کالا، خدمات و یا فرصت‌هایی است که در اثر فرسایش خاک از بین می‌روند (Enters, 1998). به‌بیان‌دیگر، خسارت فرسایش برابر است با منافع بالقوه‌ای که در اثر فرسایش از بین می‌روند. ارزش کالاها و خدمات به‌طور مستقیم بر اساس قیمت‌های بازار تعیین می‌شود. برای ارزش‌گذاری خدمات خاک نیز رویکردها و روش‌های مختلفی وجود دارد که بستگی به نوع خدمت دارد. Sokouti Oskoee and Besharati, (2022) مطالعه جامعی در این خصوص انجام داده‌اند. به‌عنوان مثال، در اثر فرسایش، باروری خاک به تدریج کاهش می‌یابد و عملکرد محصول کم می‌شود (مثلاً ۱۰۰ کیلوگرم گندم در هر هکتار). به بیان دیگر، بخشی از تولید محصول که در صورت نبود فرسایش می‌توانست عاید کشاورز شود، در اثر فرسایش از بین می‌رود. قیمت آن

1 - Cost-Based Appraoch
2 - Market-Based
3 - Non-Market-Based
4 - Pricing
5 - Valuation
6 - Apportunity Cost

بخش از تولید که از بین رفته بر اساس قیمت‌های بازار تعیین‌شده و به‌عنوان خسارت فرسایش لحاظ می‌شود. مثال دیگر، خسارتی است که فرسایش خاک به سامانه‌های ذخیره و انتقال آب وارد می‌کند، یا فرصت استفاده از هوای سالم در اثر گردوغبار از مردم سلب می‌شود. چنانچه قیمت این فرصت‌های از دست رفته را نتوان به‌طور مستقیم تعیین کرد، سراغ روش‌های غیربازاری می‌رویم که در بخش بعدی به آن‌ها اشاره خواهد شد.

به‌طورکلی، خدمات خاک را می‌توان در چهار گروه تقسیم‌بندی کرد: خدمات تأمینی مانند تولید غذا و فیبر، خدمات تنظیمی مانند تنظیم چرخه آب و گاز CO_2، خدمات حمایتی ایجاد زیستگاه برای جانداران و خدمات فرهنگی مانند کارکردهای تفریحی و شناختی (Jónsson, and Davíðsdóttir, 2016; Adhikari and Hartemink, 2016; Dominati et al., 2010). علاوه بر خدمات خود خاک که می‌توانند تحت تأثیر فرسایش قرار بگیرند، برخی کالا و خدمات غیر مرتبط با خاک نیز ممکن است آسیب ببینند. به‌عنوان‌مثال، در اثر رسوب‌گذاری در انهار و مخازن، کارایی سامانه‌های ذخیره و انتقال آب کاهش پیدا می‌کند، یا در اثر فرسایش خاک سلامتی انسان‌ها و جانوران ممکن است به خطر بیفتد. لذا، این نوع خسارات نیز باید قیمت‌گذاری شوند.

شکل ۲- دسته‌بندی انواع روش‌های رایج در ارزیابی اقتصادی خسارات فرسایش خاک

Figure 2- Classification of common methods in the economic assessment of soil erosion damage

در رابطه با خدمات تأمینی خاک در اغلب موارد باروری خاک و عملکرد محصول مورد توجه قرار گرفته است. به‌عنوان مثال، Pimentel et al., (1995) تأثیر فرسایش خاک بر تولیدات کشاورزی را بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد در مناطقی با فرسایش سالانه حدود ۱۷ تن در هکتار در سال، تولیدات کشاورزی حدود هشت درصد کم می‌شود. یعنی به ازای هر تن فرسایش حدود ۰/۵ درصد از تولید محصول کاسته شده است. بر این اساس، با در نظر گرفتن میزان کل فرسایش و تولیدات کشاورزی ایالات‌متحده میزان خسارت فرسایش به بخش کشاورزی سالانه ۲۷ میلیارد دلار برآورد گردید. یعنی به ازای هر تن فرسایش حدود هفت دلار از درآمد کشاورز کاسته می‌شود. در مطالعه‌ای مشابه Bakker et al. (2004; 2007) گزارش دادند که در اراضی کشاورزی اروپا به ازای هر سانتی‌متر فرسایش خاک حدود ۰/۴ تا ۰/۵ درصد، افت عملکرد ایجاد می‌شود. شکل کلی معادله مورد استفاده برای تعیین میزان خسارت ناشی از افت عملکرد محصول به‌صورت معادله ۱ است (Panagos et al., 2018).

$$CPL_i = (S_t - S_{t+1}) \sum CA_{ij}\, CP_{ij}\, \beta_{ij}\, P_i \qquad (۱)$$

که در آن، CPL میزان افت تولیدات کشاورزی در منطقه i، CA مساحت اراضی تحت پوشش گیاه j، CP عملکرد محصول j ، β نرخ کاهش عملکرد محصول i به ازای هر

تن فرسایش و P قیمت محصول است. راه دیگر برای برآورد خسارت اقتصادی افت تولید محصولات کشاورزی ناشی از فرسایش استفاده از توابع تولید است (Hosseini and Ghorbani, 2014) که رابطه رگرسیونی بین میزان عملکرد محصول و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک را نشان می‌دهند.

برخی مدل‌های شبیه‌ساز فرسایش و رشد گیاه نیز وجود دارند که به‌طور گسترده‌ای برای کمی‌سازی تأثیر فرسایش بر عملکرد محصول استفاده شده‌اند. از جمله این مدل‌ها می‌توان به مدل EPIC[1]، APEX[2] و CGE[3] اشاره کرد که قادرند خسارات اقتصادی بالقوه فرسایش خاک را تحت سناریوهای مختلف (مانند تغییرات کاربری زمین یا تغییرات آب‌وهوا) شبیه‌سازی و پیش‌بینی کنند. مدل‌های خانواده CGE قادرند تعاملات بین بخش‌های مختلف اقتصاد را در نظر بگیرند و اثرات بازخوردی فرسایش خاک بر تولید، مصرف و قیمت‌ها را در سطح کلان بر اساس تولید ناخالص داخلی[4] (GDP) برآورد کنند. محدودیت این مدل‌ها در این است که معمولاً به حجم زیادی از داده‌ها نیاز دارند و برای هر منطقه باید واسنجی شوند. به‌عنوان نمونه، Jang et al., 2021 با استفاده از مدل EPIC هزینه‌های تخریب خاک ناشی از فرسایش را در زراعت ذرت امریکا ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که حدود یک سوم مصرف سالانه کود N در ایالات‌متحده برای جبران از هدررفت حاصلخیزی خاک مزارع ذرت ناشی از فرسایش استفاده می‌شود. به‌بیان‌دیگر، در اثر فرسایش خاک سالانه بیش از نیم میلیارد دلار هزینه‌های اضافی تأمین کود به کشاورزان ایالات‌متحده وارد می‌شود. یا در مطالعه‌ای دیگر، Sartori et al. (2019) با استفاده از مدل بیوفیزیکی RUSLE و یک مدل اقتصادی، اثرات اقتصادی فرسایش آبی خاک در مقیاس جهانی را برآورد کردند. آن‌ها ابتدا میزان فرسایش خاک را با مدل RUSLE تعیین کردند و سپس با استفاده از رابطه بین فرسایش و باروری، مقدار خسارات اقتصادی ناشی از کاهش باروری خاک را برآورد کردند. نتایج نشان داد که فرسایش آبی خاک، سالانه هزینه‌ای معادل هشت میلیارد دلار بر تولید ناخالص جهان تحمیل می‌کند. علاوه بر این، کاهش تولیدات جهانی محصولات کشاورزی به میزان ۳۳/۷ میلیون تن و افزایش قیمت‌های جهانی محصولات کشاورزی ناشی از کاهش تولید بسته به گروه محصول غذایی بین ۰/۴ تا ۳/۵ درصد برآورد شد. Panagos et al. (2017) نیز هزینه خسارات فرسایش خاک در اتحادیه اروپا را به روشی مشابه ارزیابی کردند. مقادیر فرسایش خاک برای هر کشور توسط مدل RUSLE برآورد شد. سپس از خروجی مدل فرسایشی به‌عنوان ورودی مدل اقتصادی استفاده کردند و میزان کاهش تولیدات کشاورزی را شبیه‌سازی کردند. همچنین برای تخمین تأثیر فرسایش بر تولید ناخالص داخلی از یک مدل CGE استفاده کردند. یافته‌ها حاکی از آن بود که ۱۲ میلیون هکتار از مناطق کشاورزی اتحادیه اروپا تحت تأثیر فرسایش شدید هستند و این اراضی سالانه حدود ۰/۴۳ درصد از تولید محصول خود را از دست می‌دهند. هزینه‌های این مقدار کاهش در بهره‌وری تولیدات کشاورزی معادل ۱/۲۵ میلیارد یورو در سال برآورد گردید. همچنین هزینه اثرات فرسایش خاک بر تولید ناخالص داخلی حدود ۱۵۵ میلیون یورو برآورد شد.

در مطالعه‌ای دیگر، Patault et al. (2021) با استفاده از تجزیه‌وتحلیل اطلاعات مالی ارائه‌شده توسط سازمان‌ها، ادارات و مقامات منطقه‌ای یا محلی (نظیر سازمان‌های آب، شرکت‌های بیمه، شرکت‌های آب آشامیدنی، مدیران زیرساخت‌های حمل‌ونقل) مربوط به یک دوره ۲۵ ساله و همچنین بررسی منابع موجود (مقالات علمی، گزارش‌های فنی و ...) هزینه خسارات فرسایش و رواناب را به‌طور مستقیم در دو منطقه ویژه واقع در کمربند لسی اروپای شمال غربی (نورماندی، فرانسه) ارزیابی کردند. هزینه‌های بررسی‌شده شامل خسارات اجتماعی مانند مطالبات بیمه‌ای، خسارات زیست‌محیطی مانند

1 - Erosion-Productivity Impact Calculator
2 - Agricultural Policy Environmental Extender
3 - Computable General Equilibrium Models
4 - Gross Domestic Product

آلودگی آب و خسارات اقتصادی شامل تخریب زیرساخت-های جاده‌ای و ریلی و همچنین هزینه‌های پیشگیری بود. نتایج نشان داد که از سال ۱۹۹۵ تا ۲۰۱۷، کل هزینه خسارت از ۶۱۱ تا ۷۲۱ میلیون یورو متغیر بود. Pimentel et al. (1995) مجموع هزینه‌های خارج از محل فرسایش خاک در ایالات‌متحده را حدود ۱۷ میلیارد دلار در هر سال برآورد کردند. با توجه به کل فرسایش خاک در ایالات‌متحده که در این تحقیق چهار میلیارد تن تخمین زده شده بود، به ازای هر تن فرسایش خاک حدود چهار دلار خسارت خارج از محل ایجاد می‌شود. Li et al., 2021 با استفاده از یک مدل پیش‌بینی کننده و داده‌های گذشته، خسارات فرسایش خاک تحت سناریوهای مختلف تغییر اقلیم در شهر Cockermouth واقع در شمال غربی انگلستان بررسی کردند. نتایج نشان داد که میزان خسارت فرسایش به پل‌ها، جاده‌ها و ساختمان‌ها در مجموع سالانه بین ۱۱۰ تا ۲۳۰ میلیون دلار خواهد بود.

روش‌های مستقیم غیربازاری

همان‌طور که قبلاً اشاره شد، چنانچه قیمت کالا و خدماتی را نتوان بر اساس بازار تعیین کرد، از روش‌های غیربازاری استفاده می‌شود. معمولاً کالا و خدماتی که در بازار قابل‌خرید و فروش نیستند مانند خدمات زیست‌محیطی (آب‌وهوای سالم یا خدمات تفرجگاهی) از این طریق ارزش‌گذاری می‌شوند. در مطالعات فرسایش خاک غالباً از دو روش قیمت‌گذاری هدانیک [1] و ارزش-گذاری مشروط [2] استفاده شده است که در ادامه تشریح شده‌اند.

روش قیمت‌گذاری هدانیک

در روش هدانیک، هزینه فرسایش خاک از میزان افت ارزش خرید یا اجاره زمین برآورد می‌شود. طبق این روش، قیمت یک زمین از دو مؤلفه تشکیل شده است: یکی خصوصیات فیزیکی و ساختاری زمین، و دیگری شرایط محیطی آن. شرایط محیطی مانند فاصله تا جاده اصلی، نزدیکی به خطوط انتقال برق و گاز، نزدیکی به منابع آبی و خطر سیل و فرسایش است. در این روش، کاهش ارزش زمین از طریق مقایسه کیفیت زمین فرسایش یافته با یک زمین فرسایش نیافته مشابه در همان منطقه از جنبه‌های مختلف مانند حاصلخیزی، زیبایی‌شناختی و هزینه‌های آماده‌سازی زمین تخمین زده می‌شود (Hertzler et al., 1985; Palmquist and Danielson, 1989; Duffy, 2012). محدودیت این روش در این است که رابطه بین کیفیت خاک و ارزش زمین به دلیل تأثیرگذاری بسیاری از عوامل دیگر مانند مکان و تقاضای بازار، بسیار پیچیده است. علاوه بر این، گاهی یافتن یک زمین فرسایش نیافته مشکل است. لذا، این روش گاهی به‌صورت غیرمستقیم و از طریق طرح پرسش‌نامه و مصاحبه با افراد انجام می‌شود.

از جمله مطالعات در این زمینه می‌توان به Costea et al. (2022) اشاره کرد که به بررسی هزینه‌های فرسایش خاک در حومه شهر جیبو[3] در کشور رومانی اقدام کردند. آن‌ها از مدل جهانی هدررفت خاک و یک مدل کیفی که مقادیر فرسایش را به پایگاه داده‌های کاربری اراضی متصل می‌کرد، استفاده نمودند. اطلاعات اراضی شامل کیفیت خاک، ضریب مرتبط با مخاطرات آب‌وهوا، کاربری و ارزش بازاری زمین بود. در نهایت، کاهش ارزش بازاری اراضی با توجه به کلاس آسیب‌پذیری آن‌ها در برابر فرسایش خاک تعیین شد. بر این اساس، هزینه فرسایش خاک در منطقه مورد مطالعه با مساحت حدود ۱۴ هزار هکتار بالغ بر ۴۶۰۰۰ یورو برآورد گردید که عمدتاً ناشی از تأثیر فرسایش خاک در سطح وسیعی از باغات منطقه بود.

در مطالعه‌ای دیگر، Podhrazska et al., 2019 اثرات اقتصادی تخریب زمین‌های کشاورزی ناشی از فرسایش را در بخش جنوبی موراویا[4] در کشور جمهوری چک بررسی کردند. قیمت اراضی تحت تأثیر فرسایش در منطقه مورد مطالعه بین ۸۸ تا ۲۴۰۰ یورو در هکتار متغیر

1 - Hedonic Pricing Method
2 - Contingent Valuation Method
3 - Jibou
4 - Moravia

بود. آن‌ها خاک‌ها را بر اساس پتانسیل خطر فرسایش به هفت گروه تقسیم کردند: در گروه یک پتانسیل کاهش قیمت زمین به دلیل فرسایش بین صفر تا ۲۰ درصد و در گروه هفت بیش از ۷۰ درصد در نظر گرفته شد. نتایج نشان داد که اثرات فرسایش خاک روی چرنوزم‌ها ، شدیدتر است. همچنین نتایج نشان داد که فرسایش آبی در قطعه زمینی به مساحت ۱۰۰/۵ هکتار، واقع در ناحیه شهرداری استارویس[1]، از طریق کاهش ارزش زمین، خسارتی معادل ۹۲ هزار یورو در دوره ۱۹۷۸–۲۰۱۳ وارد کرده است. در مطالعه‌ای دیگر Caffera et al. (2019) از طریق تجزیه‌وتحلیل داده‌های ۳۵۶۳ مزرعه کشاورزی که بین سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۱۴ در اروگوئه معامله‌شده‌اند، قیمت ضمنی فرسایش خاک را برآورد کردند. ایشان رابطه‌ای منفی و معنی‌دار آماری بین فرسایش و ارزش زمین پیدا کردند. افزایش یک‌درصدی در تلفات خاک سطحی با کاهش ۰/۲۲ درصدی در قیمت هر هکتار زمین کشاورزی همراه بود که با توجه به متوسط قیمت هر هکتار زمین کشاورزی تقریباً معادل ۷/۷ دلار به دست آمد. Duffy (2012) با استفاده از تجزیه‌وتحلیل اطلاعات پایگاه داده‌های تفسیری خاک آیووا (ISPAID) و همچنین پایگاه داده‌های اجاره‌بهای اراضی، اقدام به ارزیابی اثرات اقتصادی فرسایش خاک نمود. تجزیه و تحلیل نرخ اجاره‌بهای زمین‌های کشاورزی ۲۰ شهرستان با توجه به متوسط عملکرد آن‌ها در تولید ذرت و سویا و همچنین درجه فرسایش نشان داد که فرسایش خاک سالانه خسارتی معادل ۱۰ الی ۱۵ دلار به ازای هر جریب به ارزش اجاره بهای‌زمین وارد می‌کند.

رویکرد ارزش‌گذاری مشروط

ارزش‌گذاری مشروط یا ترجیحی، یک روش اقتصادی بر پایه نظرسنجی است که اغلب برای تخمین ارزش کالاها و خدماتی که در بازارها معامله نمی‌شوند، استفاده می‌شود. نمونه‌ای از کاربرد آن در ارزش‌گذاری مزایای زیست‌محیطی مانند آب، خاک و هوای سالم است. در این رویکرد، هزینه فرسایش خاک از طریق مصاحبه با افراد درباره میزان تمایل آن‌ها به پرداخت وجه[2] برای جلوگیری یا کاهش فرسایش خاک یا میزان تمایل آن‌ها به پذیرش غرامت[3] بابت از دست دادن یک کالا یا خدمت مشخص تعیین می‌شود (Gorlach et al., 2004; Schwegler, 2014). در این نوع نظرسنجی معمولاً سؤالاتی در مورد ترجیحات و آمادگی پاسخ‌دهندگان به تخصیص منابع مالی برای اقدامات کنترل فرسایش پرسیده می‌شود. به‌عنوان‌مثال، یک نظرسنجی ممکن است از ساکنان بپرسد که برای بهبود کنترل فرسایش در منطقه خود چقدر حاضر است مالیات بیش‌تری بپردازد. روش ارزش‌گذاری ترجیحی بر این فرض تکیه دارد که ترجیحات اعلام‌شده از سوی افراد منعکس‌کننده ارزش واقعی هزینه‌های فرسایش است. احتمال سوگیری در پاسخ‌های نظرسنجی و دشواری در اندازه‌گیری دقیق تمایلات افراد به پرداخت، از جمله محدودیت‌های این روش است. همچنین پیچیدگی در طراحی، انتخاب افراد پاسخ‌دهنده و تحلیل نظرسنجی می‌تواند کاربرد این روش را با چالش رو به رو کند. در این خصوص، Bhandari et al. (2012) با استفاده از یک مدل فرسایشی و تجزیه‌وتحلیل ترجیحات افراد از طریق پرسشنامه و بحث‌های گروهی کارشناسان اثرات فرسایش بر بهره‌وری کشاورزی را در یک حوزه آبخیز واقع در نپال بررسی کردند. بررسی حجم تولیدات کشاورزی، سطح زیر کشت و نرخ بهره‌وری زمین‌های کشاورزی در یک دوره پنج‌ساله (از سال ۲۰۱۵ تا ۲۰۱۹) نشان داد که سطح زیر کشت از نظر عددی با میانگین ۲/۹۶ هکتار در سال کاهش یافته است. به همین ترتیب، میزان تولیدات کشاورزی با نرخ ۳۱/۸ تن در سال و بهره‌وری با نرخ ۲۳۸ کیلوگرم در هکتار در سال کاهش یافته است. از نظر کشاورزان، فرسایش خاک سطحی و تشکیل خندق در زمین‌های زراعی عوامل اصلی کاهش تولید و بهره‌وری کشاورزی بودند. Almansa et al. (2012) از این رویکرد برای ارزیابی اقتصادی اقدامات حفاظت خاک در لوبرین اسپانیا با

1 - Starovice
2 - Willingness to Pay
3 - Willingness to Accept

مساحت ۸۸ کیلومترمربع استفاده کردند. میزان فرسایش خاک در این منطقه در کلاس زیاد تا خیلی زیاد قرار دارد. بر اساس تجزیه‌وتحلیل نظرسنجی انجام شده، درصد بالایی از افراد تمایل به پرداخت پول جهت اجرای برنامه‌های حفاظت خاک داشتند و افراد مقیم در منطقه به‌طور متوسط حاضر به پرداخت مبلغی معادل ۱۰۴ یورو در سال بودند. اخیراً، Mumeni Landi and Karimi Organi, (2023) از روش ارزش‌گذاری مشروط برای تعیین ارزش حفاظتی منطقه جنگلی شیمبار واقع در شرق استان خوزستان استفاده کردند.

روش‌های غیرمستقیم

همان‌طور که قبلاً اشاره شد، چنانچه امکان تعیین قیمت یا ارزش کالا و خدمات آسیب‌دیده به‌صورت مستقیم وجود نداشته باشد، از روش‌های غیرمستقیم استفاده می‌شود. تکنیک هزینه جایگزین و هزینه اجتناب دو مورد از رایج‌ترین تکنیک‌های غیرمستقیم برای برآورد خسارات فرسایش مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Pröbstl-Haider, 2015)، که در ادامه به بررسی آن‌ها پرداخته شده است.

روش هزینه جایگزینی

این روش که اغلب برای تعیین خسارات برجا به کار رفته است، شامل احیا و اصلاح خاک سطحی فرسایش یافته از طریق افزودن خاک جدید یا عناصر غذایی است (Enters, 1998) در این تکنیک، عواملی مانند هزینه منبع‌یابی و تهیه خاک جدید، انتقال آن به منطقه آسیب‌دیده و پخش آن برای بازگرداندن بهره‌وری خاک در نظر گرفته می‌شود (Gorlach at al., 2004). هزینه‌های جایگزینی، بسته به ویژگی‌های خاک و منطقه مورد مطالعه می‌تواند متفاوت باشد که یکی از محدودیت‌های این روش محسوب می‌شود. علاوه بر این، سایر اثرات اقتصادی و زیست‌محیطی فرسایش خاک را در نظر نمی‌گیرد. چراکه، اغلب پژوهشگران هنگام استفاده از این رویکرد، فقط هزینه جایگزینی عناصر غذایی تلف‌شده خاک را در نظر گرفته‌اند و از سایر محتویات خاک مانند ترکیبات آلی و زیستی چشم‌پوشی کرده‌اند. لذا، تحت این شرایط هزینه برآوردی بسیار کمتر از ارزش واقعی خاک از بین رفته خواهد بود. زیرا، خاک علاوه بر کارکرد ارائه عناصر غذایی، کارکردهای و دارایی‌های با ارزش دیگری نیز دارد. شکل کلی معادله مورد استفاده در این رویکرد در معادله ۲ نشان داده شده است (Möller and Ranke, 2006):

$$RC_i = (S_t - S_{t+1}) \sum N_{ij}\, P_j + C_{il} + C_{ir} \qquad (۲)$$

که در آن، RCi هزینه جایگزینی مواد غذایی در واحد کاربری iام بر حسب دلار در هکتار؛ (St – St-1) مقدار خاک فرسایش یافته از زمان t تا t+1 بر حسب تن در هکتار؛ Nij غلظت عنصر غذایی j در هر واحد کاربری، P_j قیمت عنصر j، C_{il} هزینه نیروی انسانی برای توزیع عنصر j و C_r هزینه حمل‌ونقل و استفاده از ماشین‌آلات است.

به دلیل سادگی روش و در دسترس بودن داده‌ها، مطالعات زیادی از این رویکرد استفاده کرده‌اند. به‌عنوان مثال، Emadodin and Bork (2012) میزان خسارت فرسایش خاک را بر اساس میزان هدررفت عناصر غذایی از اراضی کشاورزی ایران (۱۶ میلیون هکتار) حدود ۲/۷ میلیارد دلار تخمین زدند. این رقم با در نظر گرفتن فرسایشی معادل ۵۰۰ میلیون تن محاسبه‌شده، یعنی به ازای هر تن فرسایش حدود ۵/۴ دلار هزینه هدررفت عناصر غذایی خواهد بود. باید توجه کرد که در این تحقیق از بسیاری از خسارات فرسایش خاک مانند تخریب فیزیکی خاک، کاهش ذخیره آب و سایر خسارات خارج از محل چشم‌پوشی شده است. Rastgar et al., 2016 با استفاده از مدل RUSLE و رویکرد هزینه جایگزینی، هزینه اقتصادی هدررفت عناصر غذایی خاک از مراتع شمال ایران را ۲/۶ دلار به ازای هر تن فرسایش تخمین زدند. در مطالعه‌ای دیگر، Ziyaei Jazi and Bidaki (2019) هزینه هدررفت عناصر غذایی به ازای هر تن فرسایش در اراضی دیم استان چهارمحال و بختیاری را ۲۵۰ هزار تومان و در مراتع ۱۸۰ هزار تومان برآورد کردند.

طبق برآورد Rickson et al. (2019) در اسکاتلند، از نظر هدررفت عناصر غذایی به ازای هر تن

فرسایش خاک حدود نه یورو خسارت به خاک وارد می‌شود. همچنین، Graves at al. (2015) هزینه هدررفت عناصر غذایی در انگلستان و ولز را به ازای هر تن خاک حدود ۱۳ یورو برآورد کردند. این درحالی‌است که متوسط مقدار فرسایش در این کشورها کمتر از یک تن در هکتار در سال گزارش شده است. Agheli and Sadeghi, (2005) با استفاده از تکنیک هزینه جایگزینی میزان خسارات اقتصادی فرسایش خاک در ایران حدود ۲۲۵۹۰ میلیارد ریال برآورد کردند. این میزان خسارت در سال ۱۳۷۹ تقریباً معادل با ۳۱ درصد ارزش‌افزوده بخش کشاورزی، شکار و جنگل‌داری بود.در این مطالعه، از بین رفتن عناصر غذایی از جمله نیتروژن، فسفر و پتاسیم به‌عنوان مهم‌ترین خسارت برجا و تولید رسوب و کاهش ظرفیت سدها به‌عنوان اصلی‌ترین خسارت خارج از محل در نظر گرفته شد. از این مقدار خسارت، حدود ۲۰۷۷۹ میلیارد ریال مربوط به خسارت برجا و مابقی مربوط به خسارت خارج از محل بود. روش هزینه اجتناب در رویکرد هزینه اجتناب، هزینه اجرای اقدامات پیشگیری از فرسایش خاک مانند کاشت گیاهان پوششی، ساخت تراس و نصب حوضچه‌های رسوبی به‌عنوان خسارت فرسایش در نظر گرفته می‌شود (Dimal, 2019). از این رویکرد اغلب برای ارزیابی خسارات خارج از محل استفاده شده است. از جمله محدودیت‌های این روش می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: الف) هزینه اجرای اقدامات پیشگیری از فرسایش خاک بسته به نوع و مقیاس اقدامات و همچنین محدودیت‌های عملی اجرای چنین اقداماتی در مناطق یا کاربری‌های خاص می‌تواند بسیار متفاوت باشد و ب) اثربخشی اقدامات نیز باید در نظر گرفته شود، زیرا در برخی موارد، اقدامات ممکن است به‌طور کامل از فرسایش خاک جلوگیری نکند. عدم نیاز به داده‌های مربوط به خسارات و همچنین قیمت‌گذاری آسان، از جمله مزیت‌های این روش هستند. به همین دلیل برای مناطق فاقد داده، کاربرد دارد. در این خصوص Pataulet et al., 2021 در دو بخش یورو[1] و سین–مارتیم[2] واقع در کمربند شمال غرب اروپا هزینه‌هایی کنترل فرسایش خاک و رواناب را به ترتیب ۳۰۰ و ۸۵ میلیون یورو برآورد کردند. هزینه‌های کنترل فرسایش شامل هزینه‌های اقدامات حفاظتی و هزینه‌های نگهداری از آن‌ها بود. Rastgar et al., 2016 مجموع هزینه‌های اجتناب از خسارت در حوزه آبخیز سد لار در شمال ایران را ۳۶۵ هزار دلار برآورد کردند. در این روش، مقدار هزینه فرسایش از معادله ۳ به‌دست می‌آید.

$$SEC = AC = \frac{MS+BM+PC}{N} \qquad (۳)$$

که در آن، SCE هزینه سالانه فرسایش خاک، AC هزینه اجتناب، MS هزینه ساخت سازه‌های مکانیکی، BM هزینه اقدامات بیولوژیکی و PC هزینه نگهداری و ترمیم اقدامات و N عمر مفید پروژه است.

چارچوب و چالش‌های ارزیابی خسارات فرسایش خاک

با توجه به طبیعت بسیار پیچیده فرایند فرسایش و عوامل تأثیرگذار بر آن و همچنین تنوع بسیار زیاد خسارات آن به‌عنوان تابعی از شرایط منطقه و نوع فرسایش، ارائه یک چارچوب مشخص با تمام جزییات جهت ارزیابی خسارات انواع فرسایش تحت شرایط محیطی مختلف امکان‌پذیر نیست. بااین‌حال، ارائه یک چارچوب کلی به‌عنوان نقشه راه می‌تواند ارزشمند باشد. بر اساس مطالعات انجام‌شده، ارزیابی خسارات فرسایش خاک از سه بخش اصلی تشکیل شده‌اند(شکل ۳): ۱) تعیین (اندازه‌گیری یا برآورد) مقدار فرسایش، ۲) شناسایی و اولویت‌بندی خسارات فرسایش، و ۳) کمی‌سازی و قیمت‌گذاری خسارات فرسایش. علی‌رغم سادگی این چهارچوب، اما هر کدام از مراحل فوق با چالش‌های اساسی همراه هستند که در ادامه به آن‌ها پرداخته شده است.

تعیین فرسایش خاک: علی‌رغم پیشرفت‌های بسیار زیاد در مطالعات فرسایش خاک اما تلاش‌ها برای اندازه‌گیری تلفات خاک مخصوصاً در عرصه‌های وسیع تاکنون ناکام مانده است. علت اصلی آن گستردگی دامنه

1 - Eure

2 - Seine-Maritime

فعالیت فرایند فرسایش است که از قله کوه‌ها شروع‌شده و به دشت‌ها و دره‌ها و نهایتاً رودخانه‌ها ختم می‌شود. دامنه فعالیت فرسایش بادی می‌تواند بسیار گسترده‌تر باشد. لذا، اندازه‌گیری آن در آزمایشگاه و یا سطوح طبیعی کوچک نمی‌تواند نماینده کل منطقه باشد. استفاده از مدل‌های شبیه-ساز نیز مقدار فرسایش را برآورد می‌کنند و نتایج آن‌ها نسبت به واقعیت همواره با خطا و عدم قطعیت همراه است.

لذا، اولین چالش پیش‌رو در مطالعات ارزیابی خسارات فرسایش، اندازه‌گیری خود آن است. از سوی دیگر، در یک حوزه آبخیز ممکن است انواع شکل‌های فرسایش به‌شکل درهم‌تنیده‌ای فعال باشند، که اندازه‌گیری یا برآورد هر کدام نیاز به تجهیزات و تکنیک‌های خاص دارد.

شکل ۳- چارچوب کلی ارزیابی جامع خسارات فرسایش خاک

Figure 3- flowchart of comprehensive assessment of soil erosion damages

شناسایی و اولویت‌بندی خسارات فرسایش: همان‌طور که در جدول ۱ نشان داده شد، فرسایش خاک دارای خسارات بسیار متنوع و متعددی است که اندازه‌گیری و کمی‌سازی همه آن‌ها هم از بعد فنی و هم از بعد اقتصادی امکان‌پذیر نیست. برخی از خسارات فرسایش خاک مانند کاهش تنوع زیستی یا افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای و آلودگی محیط‌زیست عملاً کار دشواری است و نیاز به تجهیزات و داده‌های خاصی دارد که همه‌جا در دسترس نیستند. از سوی دیگر، خسارات فرسایش در همه مناطق و زیرحوزه‌ها یکسان نیست و هر نوع فرسایش، خسارات خاص خود را دارد. لذا، پیشنهاد می‌شود در مطالعات خسارات فرسایش خاک، قبل از هر اقدامی نوع/انواع غالب فرسایش در منطقه و همچنین خسارات اصلی موجود در منطقه بر اساس نظرات کارشناسی و یا مشاهدات میدانی شناسایی و اولویت‌بندی شوند. نکته مهم دیگر در رابطه با خسارات فرسایش، توجه به همپوشانی بین آن‌هاست که اگر دقت نشود بیش‌برآوردی ایجاد می‌کند. به‌عنوان مثال، هدررفت عناصر غذایی با کاهش توان تولید خاک در ارتباط است. به بیان دیگر، هدررفت عناصر غذایی خاک علت کاهش توان تولید خاک است. لذا، در نظر گرفتن این دو به‌عنوان خسارات جداگانه منجر به بیش‌برآوردی می‌شود. یا در خصوص خسارات خارج از محل، آلودگی محیط‌زیست و بیماری‌ها با هم در ارتباط هستند و تفکیک آن‌ها به‌عنوان دو خسارت مجزا و سپس تجمیع هزینه آن‌ها ممکن است گمراه‌کننده باشد.

قیمت‌گذاری خسارات فرسایش: به نظر می‌رسد که قیمت‌گذاری یکی از مهم‌ترین چالش‌های مطالعات ارزیابی خسارات فرسایش است. زیرا، قیمت‌گذاری خسارات فرسایش، مشابه آن چیزی که در مورد اندازه‌گیری خود فرسایش وجود دارد، روش‌شناسی مشخصی بیان نشده و رویکردهای متنوعی وجود دارد که الزاماً نتایج یکسانی ندارند. به‌عنوان نمونه، برای تعیین اثرات فرسایش بر توان تولید خاک، برخی از پژوهشگران قیمت عناصر غذایی هدررفته و برخی قیمت محصول از دست رفته را در نظر گرفته‌اند. هرچند از نظر منطقی هر دو صحیح هستند، اما نتایج آن‌ها کاملاً متفاوت بوده و قابل مقایسه نیستند. از سوی دیگر، برخی از خسارات فرسایش مانند از بین رفتن تنوع زیستی و یا آسیب‌های بهداشتی و سلامتی به‌راحتی قابل قیمت‌گذاری نیستند. این نوع خسارات نه تنها از نظر اندازه‌گیری بلکه از نظر نحوه قیمت‌گذاری محدودیت‌هایی دارند. یا در مورد تلفات کانی‌های رسی (کلوئیدها) و کاهش نفوذ و ذخیره آب به داخل خاک، تاکنون قیمت‌گذاری انجام نشده است. به‌طورکلی، برای آن دسته از خساراتی که کالاها یا خدمات مرتبط با آن‌ها در بازار قابل خریدوفروش هستند (مانند افت محصول یا هدررفت عناصر غذایی، ارزش زمین و تخریب جاده‌ها و ...) از روش‌های مستقیم مبتنی بر بازار (Koetse et al., 2015) ، و برای آن دسته از خساراتی که کالا یا خدمات مرتبط با آن‌ها غیرقابل خرید و فروش است (مانند آلودگی محیط‌زیست، خطر سیل، تنوع زیستی، جنبه زیباشناختی مناظر و غیره) روش‌های مستقیم غیربازاری کاربرد دارند (Ezebilo, 2016; Carson and Bergstrom, 2003). چنانچه به هر دلیلی از جمله عدم دسترسی به داده‌های مربوط به خسارات نتوان از روش‌های مستقیم استفاده کرد، روش‌های غیرمستقیم مانند هزینه اجتناب توصیه می‌شود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

ارزیابی اقتصادی اثرات فرسایش خاک برای جامعه بسیار مهم است. آگاهی از هزینه خسارات فرسایش خاک از دو جنبه حائز اهمیت است: الف) برنامه‌ریزی و طراحی سیاست‌های تشویقی حفاظت خاک و ب) هشدار و تبیین قوانین بازدارندگی تخریب خاک. این پژوهش با هدف بررسی روش‌ها و رویکردهای موجود برای ارزیابی خسارات فرسایش خاک و همچنین شناسایی محدودیت‌ها و مزایای آن‌ها جهت دست‌یابی به یک چارچوب کلی و کاربردی انجام شد. به‌طور کلی، خسارات فرسایش را می‌توان به دو گروه خسارات درجا و خسارات خارج از محل تقسیم کرد. تخریب و کاهش کیفیت خاک اصلی‌ترین خسارت درجا و آلودگی محیط‌زیست معمول‌ترین خسارت

خارج از محل به‌شمار می‌رود. نتایج برخی مطالعات نشان داد که در برخی مناطق خسارات خارج از محل نسبت به خسارات درجا اهمیت بیشتری دارند. خسارات فرسایش خاک بسیار متنوع هستند و تا حد زیادی به نوع فرسایش و شرایط منطقه بستگی دارند.

بررسی منابع نشان داد ارزیابی خسارات فرسایش خاک به دو روش کلی انجام می‌گیرد: مستقیم و غیرمستقیم. در روش مستقیم بسته به نوع خسارت از دو شیوه قیمت-گذاری مبتنی بر بازار و غیربازاری (هدانیک و مشروط) استفاده می‌شود. درحالی‌که، در روش غیرمستقیم معمولاً دو رویکرد هزینه جایگزینی و هزینه اجتناب به‌کار گرفته می-شود. هر کدام از روش‌های مذکور محدودیت‌های خاص خود را داشته و الزاماً نتایج آن‌ها با هم سازگاری ندارد. زیرا، پایه و اساس آن‌ها کاملاً متفاوت است. هرچند که نتایج روش‌های مستقیم به واقعیت نزدیک‌ترند، اما به بانک داده‌ای گسترده‌ای نیاز دارند. در عوض، روش‌های غیرمستقیم با هزینه و زمان کمتر نتایج قابل قبولی را ارائه می‌دهند. در کل، با توجه به مسئله کمبود داده و هزینه‌های هنگفت نمونه‌برداری در کشور، از بین روش‌های موجود، روش هزینه اجتناب به دلایل زیر توصیه می‌شود.

کلیه هزینه‌های درجا و خارج از محل را به‌شکل یکپارچه و واحد در نظر می‌گیرد. نیازی به پایگاه داده‌ای وسیع و یا نمونه‌برداری ندارد. برای شکل‌های مختلف فرسایش خاک قابل استفاده است. قیمت‌گذاری آن بر اساس بازار بوده و به‌راحتی قابل محاسبه است. قابلیت استفاده برای تمام مناطق و مقیاس‌ها را دارد.

با توجه به این‌که در هر حوزه آبخیز شدت و نوع فرایند فرسایش و همچنین خسارات آن منحصربه‌فرد است، ارائه یک چارچوب و روش‌شناسی واحد که برای همه مناطق قابلیت کاربرد داشته باشد، امکان‌پذیر نیست. با این-حال، چارچوب کلی که بتوان برای مطالعات ارزیابی خسارات فرسایش خاک پیشنهاد داد از سه بخش تشکیل شده: ۱) تعیین (اندازه‌گیری یا برآورد) مقدار فرسایش خاک، ۲) شناسایی و اولویت‌بندی خسارات موجود در منطقه و ۳) قیمت‌گذاری خسارات. هر کدام از این بخش‌ها با چالش‌های جدی مواجه هستند. چالش اول، عدم وجود یک روش یا مدل استاندارد برای تعیین فرسایش خاک در تمام عرصه‌های مختلف است. چالش دوم این‌که خسارات فرسایش در هر منطقه بسته به نوع فرسایش و ویژگی‌های بیوفیزیکی- اجتماعی و اقتصادی منطقه متفاوت است، و چالش سوم نیز عدم وجود یک شیوه قیمت‌گذاری مشخص برای هر نوع خسارت است. از سوی دیگر، قیمت‌گذاری برخی از خسارات فرسایش خاک مانند آلودگی هوا یا کاهش تنوع زیستی به‌راحتی قابل انجام نیست. با این‌حال، به نظر می‌رسد طبق چارچوب کلی فوق بتوان برای هر یک از شکل‌های مختلف فرسایش یک روش‌شناسی و چارچوب خاص ارائه داد. همچنین، نویسندگان مقاله معتقدند که ارزش‌گذاری (قیمت‌گذاری) خاک‌ها بر اساس شاخص‌های کیفیت خاک یا کلاس اراضی می‌توانند به‌عنوان یک رویکرد مفید و کاربردی برای ارزیابی خسارات فرسایش خاک به‌ویژه خسارات برجا، مورد استفاده قرار بگیرد. لذا، پیشنهاد می‌شود اقدامات لازم برای انجام این مهم صورت پذیرد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Adhikari, B. and Nadella, K., 2011. Ecological economics of soil erosion: a review of the current state of knowledge. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1219*(1), pp.134-152. **doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05910.x**
2. Adhikari, K. and Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services. A global review. *Geoderma*, *262*, pp.101-111. **https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009**

3. Agheli, K.S.L. and Sadeghi, H., 2005. Estimation of economic effects of soil erosion in Iran. Journal of Sustainable Growth and Development (the economic research), 5(15), 87-100. (in Persian)
4. Alfsen, K.H., Bye, T., GLOMSROeD, S.O.L.V.E.I.G. and Wiig, H., 1997. Soil degradation and economic development in Ghana. *Environment and Development Economics*, *2*(2), pp.119-143.
5. Alimohammadlou, Y., Najafi, A. and Yalcin, A., 2013. Landslide process and impacts: A proposed classification method. Catena, 104, pp.219-232. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.013**
6. Almansa, C., Calatrava, J. and Martínez-Paz, J.M., 2012. Extending the framework of the economic evaluation of erosion control actions in Mediterranean basins. *Land Use Policy*, *29*(2), pp.294-308. **https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.06.013**
7. Amaral Sobrinho, N.M.B.D. and Mazur, N., 2005. Soil preparation and nutrient losses by erosion in the culture cucumber. *Scientia Agricola*, *62*, pp.572-577. **DOI: 10.1590/S0103-90162005000600010**
8. Arabkhedri, M., 2021. Water erosion and sediment production status in Iran: Statistical and comparative analyses. Strategic Research Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources, 6(2), pp.139-156. (in Persian) 10.22047/SRJASNR.2021.140574
9. Asadi, H., 2022. A Critical Report on Several Decades' Activities in the Universities, Research Institutes and Executive Organizations in the Field of Soil Erosion and Conservation in Iran, Iranian Journal of Soil and Water Research, 53(2), pp. 411-433. (in Persian) **doi: 10.22059/ijswr.2022.337663.669190**
10. Asadi, H., Besharati, H. and Gorji, M., 2022. Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran, Land Management Journal, 10(1), pp. 111-134. (in Persian) **doi: 10.22092/lmj.2022.358760.309**
11. Asfaw, S., Orecchia, C., Pallante, G., and Palma, A., 2018. Soil and nutrients loss in Malawi: an economic assessment. www.fao.org/publications.
12. Asfaw, S., Pallante G. and Palma A., 2020. Distributional impacts of soil erosion on agricultural productivity and welfare in Malawi, Ecological Economics, Volume 177, 106764, ISSN 0921-8009.
13. Bakker, M. M., Govers, G., and Rounsevell, M. D., 2004. The crop productivity–erosion relationship: an analysis based on experimental work. Catena, 57(1), 55-76. **https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.07.002**
14. Bakker, M. M., Govers, G., Jones, R. A., and Rounsevell, M. D., 2007. The effect of soil erosion on Europe's crop yields. Ecosystems, 10, 1209-1219. **https://doi.org/10.1007/s10021-007-9090-3**
15. Bandara, J.S., Chisholm, A., Ekanayake, A., Jayasuriya, S., 2001. Environmental cost of soil erosion in Sri Lanka: tax/subsidy policy options. Environmental Modelling & Software. 16(6): p. 497-508.
16. Barbier, E.B. and Bishop, J.T., 1995. Economic values and incentives affecting soil and water conservation in developing countries. Journal of Soil and Water Conservation (March-April): 133-137.
17. Bartkowski, B., Schepanski, K., Bredenbeck, S., and Müller, B., 2022. Wind erosion in European agricultural landscapes: More than physics. People Nat., *5*, 34–44.
18. Beek, R.V., Cammeraat, E., Andreu, V., Mickovski, S.B. and Dorren, L., 2008. Hillslope processes: Mass wasting, slope stability and erosion. *Slope stability and erosion control: Ecotechnological solutions*, pp.17-64.
19. Bhandari, D., Joshi, R., Regmi, R. R., and Awasthi, N., 2021. Assessment of soil erosion and its impact on agricultural productivity by using the RMMF model and local perception: A case study of Rangun watershed of Mid-Hills, Nepal. Applied and Environmental Soil Science, 2021, 1-10.
20. Bhuiyan, M.A.H., Islam, S.M.DU., and Azam, G., 2017. Exploring impacts and livelihood vulnerability of riverbank erosion hazard among rural household along the river Padma of Bangladesh. Environ Syst Res 6, 25. **https://doi.org/10.1186/s40068-017-0102-9**

21. Blanco, H. and Lal, R., 2008. *Principles of soil conservation and management* (Vol. 167169). New York: Springer.
22. Blum, W. E., 2005. Functions of soil for society and the environment. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 4, 75-79.
23. Boardman, J. and Poesen, J., 2006. Soil Erosion in Europe: Major Processes, Causes and Consequences. Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons, pp. 477–487 ISBN-13 978 0-470-85910-0.
24. Boardman, J., 2006. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. Catena 68: 73-86.
25. Bojo, J., and Cassells, D., 1995. Land Degradation and Rehabilitation in Ethiopia: A Reassessment. AFTES Working Paper No. 17. World Bank, Washington DC.
26. Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Baartman, J., Ballabio, C., and Panagos, P., 2021. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. Science of the total environment, 780, 146494.
27. Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V. and Bagarello, V., 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications*, *8*(1), pp.1-13.
28. Catma, S., 2021. The Price of Coastal Erosion and Flood Risk: A Hedonic Pricing Approach. Oceans. 2(1):149-161. **https://doi.org/10.3390/oceans2010009**
29. Colacicco, D., Osborn, T. and Alt, K., 1989. Economic damage from soil erosion. Journal of Soil and Water Conservation, 44(1), pp.35-39.
30. Colombo, S., and Calatrava, J., 2002. The off-site effects of soil erosion: a contingent valuation approach to consider them. Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions, Quaderna Editorial (II), 242-244.
31. Costea, A., Bilasco, S., Irimus, I. A., Rosca, S., Vescan, I., Fodorean, I. and Sestras, P., 2022. Evaluation of the Risk Induced by Soil Erosion on Land Use. Case Study: Guruslău Depression. Sustainability, 14(2), 652.
32. Crosson, P., 1997. Will erosion threaten agricultural productivity? Environment 39: 4-31.
33. Daily, G.C., Matson, P.A. and Vitousek, P.M., 1997. Ecosystem services supplied by soil. In: Daily, G.C. (Ed.), Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, DC, pp. 113–132.
34. Das, R., and Samanta, G., 2023. Impact of floods and river-bank erosion on the riverine people in Manikchak Block of Malda District, West Bengal. Environment, development and sustainability, 25(11), 13595-13617.
35. Del Soldato, M., Di Martire, D., Bianchini, S., Tomás, R., De Vita, P., Ramondini, M., Casagli, N. and Calcaterra, D., 2019. Assessment of landslide-induced damage to structures: the Agnone landslide case study (southern Italy). *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, *78*, pp.2387-2408.
36. Dimal, M. O. L., 2015. Integrating Participation in Estimating Soil's Economic Value. International Journal of Multidisciplinary Sciences and Engineering, 2018, 1– 9.
37. Dominati, E., Patterson, M. and Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological economics*, *69*(9), pp.1858-1868.
38. Dominati, Estelle J., 2013. 'Natural Capital and Ecosystem Services of Soils', Ecosystem Services in New Zealand—Conditions and Trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, pp. 132–142.
39. Dou, X., Ma, X., Zhao, C., Li, J., Yan, Y., & Zhu, J., 2022. Risk assessment of soil erosion in Central Asia under global warming. Catena, 212, 106056.
40. Duffy, M., (2012). Value of Soil Erosion to the Land Owner. Staff General Research Papers Archive 34959, Iowa State University, Department of Economics.
41. Eaton D., 1996. The economics of soil erosion: A model of farm decision – Making. International Institute for environment and Development, Environmental Economics Programme. Discussion papers, 24134.

42. Ekhtesasi, M.R. and Jahanbakhshi, F., 2016. Models and tools for estimating and measuring wind erosion and dust storms. *Yazd University*. (in Persian)
43. Emadodin, I., and Bork, H. R., 2012. Degradation of soils as a result of long-term human-induced transformation of the environment in Iran: an overview. Journal of land use science, 7(2), 203-219.
44. Enters, T., 1998. Methods for the economic assessment of the on- and off-site impacts of soil erosion. International Board for Soil Research and Management. Issues in Sustainable Land Management no. 2. Bangkok: IBSRAM.
45. Ezebilo, E. E., 2016. Economic value of a non-market ecosystem service: an application of the travel cost method to nature recreation in Sweden. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 12(4), 314–327. **https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1202322**
46. Faber, J.H., and van Wensem, J., 2012. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. Sci. Total Environ. 415, 3–8.
47. García, A.; Ibáñez, J.J. and Bello, A., 2003. Soil functions, soil quality or soil health. Scientific, metaphorical or utilitarian concepts in soil sciences. In: Lobo, M.C. & Ibáñez, J.J. (Eds.). Preserving soil quality and soil biodiversity. The role of surrogate's indicators. Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria. Centro de CC. Medioambientales. Madrid.
48. Goossens, D., 2003. On-site and off-site effects of wind erosion. In: Wind Erosion on Agricultural Land in Europe (Ed. A. Warren). European Commission, DirectorateGeneral for Research, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 29-38
49. Gorlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R., Interweis, E., Bouzit, M., Darmendrail, D. and Rinaudo, J., 2004, Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation, Final Report to European Commission. DG Environment. ENV.B.1/ETU/2003/0024, Ecologic, Berlin, Germany.
50. Govers, G., Poesen, J. and Goossens, D., 2004. Soil erosion-processes, damages and countermeasures. In *managing soil quality: Challenges in modern agriculture* (pp. 199-217). Wallingford UK: CABI Publishing.
51. Graves, A.R. Morris, J., Deeks, L.K., Rickson, R.J., Kibblewhite, M.G., Harris, J.A., Farewell, T. and Truckle, I., 2015. The total costs of soil degradation in England and Wales. Ecological Economics, 119: 399-413.
52. Guerra, C. A., Rosa, I. M., Valentini, E., Wolf, F., Filipponi, F., Karger, D. N. and Eisenhauer, N., 2020. Global vulnerability of soil ecosystems to erosion. Landscape ecology, 35, 823-842.
53. Hassen, G., and Bantider, A., 2020. Assessment of drivers and dynamics of gully erosion in case of Tabota Koromo and Koromo Danshe watersheds, South Central Ethiopia. Geoenvironmental Disasters, 7(1), 5.
54. Haygarth, P.M. and Ritz, K., 2009. The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land use policy*, *26*, pp.S187-S197.
55. Heckrath, G., Djurhuus, J., Quine, T. A., Van, O. K., Govers, G., and Zhang, Y., 2005. Tillage erosion and its effect on soil properties and crop yield in Denmark. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 312–324.
56. Hertzler, G.; Ibañez-Meier, C.A.; Jolly, R.W., 1985. User costs of soil erosion and their effect on agricultural land prices: cost variables and capitalized Hamiltonians. American Journal of Agricultural Economics 67: 948-953.
57. Hosseini, S.S., and Ghorbani, M., 2014. Economics of soil erosion. Publications of Ferdowsi University of Mashhad. The fifth chapter. Page 77. Shabak 6-090-386-964. (in Persian)
58. Huszar, P.C. and Piper, S.L., 1986. Estimating the off-site costs of wind erosion in New Mexico. *Journal of Soil and Water Conservation*, *41*(6), pp.414-416.
59. Jang, W. S., Neff, J. C., Im, Y., Doro, L., and Herrick, J. E., 2021. The hidden costs of land degradation in US maize agriculture. Earth's Future, 9(2), e2020EF001641.

60. Jayasuriya, R.T., 2003. Measurement of the scarcity of soil in agriculture. Resources Policy 29: 119-129.
61. Jónsson, J. Ö. G., and Davíðsdóttir, B., 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services. Agricultural Systems, 145, 24-38.
62. Kefi, M.; Yoshino, K.; City, T., 2010. Evaluation of the Economic Effects of Soil Erosion Risk on Agricultural Productivity Using Remote Sensing: Case of Watershed in Tunisia. Int. Arch. Photogramm. Remote. Sens. Spat. Inf. Sci. 38, 930.
63. Kim, H.G., Lee, D.K., and Park, C., 2018. Assessing the Cost of Damage and Effect of Adaptation to Landslides Considering Climate Change. *Sustainability 10*, 1628. **https://doi.org/10.3390/su10051628**
64. Koetse, M.J., Brouwer, R. and van Beukering, P.J.H., 2015. Economic Valuation Methods for Ecosystem Services. In Ecosystem Services; Bouma, J.A., van Beukering, P.J.H., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, pp. 108–131. ISBN 978-1-107-47761-2.
65. Kuhlman, T., Reinhard, S. and Gaaff, A., 2010. Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. Land Use Policy 27: 22-32.
66. Kuhwald, M., Busche, F., Saggau, P., and Duttmann, R., 2022. Is soil loss due to crop harvesting the most disregarded soil erosion process? A review of harvest erosion. Soil and Tillage Research, 215, 105213.
67. Lal R., 1998. Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality, Critical Reviews in Plant Sciences, 17:4, 319-464,
68. Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. Land degradation & Development, 12, 519-539.
69. Lal, R., 2017. Soil erosion by wind and water: problems and prospects. In *Soil erosion research methods* (pp. 1-10). Routledge.
70. Lal, R., 2018. Accelerated Soil erosion as a source of atmospheric CO 2. Soil and Tillage Research. **doi:10.1016/j.still.2018.02.001**
71. Lal, R., 2020. "Soil Erosion and Gaseous Emissions" Applied Sciences 10, no. 8: 2784. **https://doi.org/10.3390/app10082784**
72. Li, X., Cooper, J. R., and Plater, A. J., 2021. Quantifying erosion hazards and economic damage to critical infrastructure in river catchments: Impact of a warming climate. Climate Risk Management, 32, 100287.
73. Lindstrom, M.J., Lobb, D.A. and Schumacher, T.E., 2001. Tillage erosion: an overview. *Annals of Arid Zone*, *40*(3).
74. Mandal, D., Patra, S., Sharma, N. K., Alam, N. M., Jana, C., and Lal, R., 2023. Impacts of Soil Erosion on Soil Quality and Agricultural Sustainability in the North-Western Himalayan Region of India. Sustainability, 15(6), 5430.
75. Mohammadi, S., Balouei, F., Haji, K., Khaledi Darvishan, A. and Karydas, C.G., 2021. Country-scale spatio-temporal monitoring of soil erosion in Iran using the G2 model. International Journal of Digital Earth, 14(8), pp.1019-1039.
76. Möller, A. and Ranke, U., 2006. Estimation of the on-farm-costs of soil erosion in Sleman, Indonesia. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, *89*.
77. Montgomery, D.R., 2007. Dirt: The Erosion of Civilizations; University of California Press: Berkeley, CA, USA; ISBN 9780520248700
78. Mumeni Landi, A. and Karimi Organi F., 2023. Estimation of conservation value of Shimbar forest area using CVM and AHP methods. Journal of environmental science and technology. 25, (6), page 15-24. (in Persian)
79. Nikkami, D. and Shadfar, S., 2021. Soil erosion mapping in sediment gauged watersheds of Iran. Watershed Engineering and Management, 13(2), pp.479-496. (in Persian)
80. Nkonya, E., Mirzabaev, A., and Von Braun, J., 2016. Economics of land degradation and improvement–a global assessment for sustainable development (p. 686). Springer Nature.
81. Oldeman, L.R., 1994. The global extent of soil degradation. In: Soil Resilience and Sustainable Land Use (eds D.J. Greenland & I. Szabolcs), pp. 99–118. CAB International, Wallingford.
82. Osman, K.T., 2014. Soil Erosion by Water. In: Soil Degradation, Conservation and Remediation. Springer, Dordrecht. **https://doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9_3**

83. Palmquist, R.B. Danielson, L.E., 1989. A hedonic study of the effects of erosion control and drainage on farmland values. American Journal of Agricultural Economics 71: 53-62.
84. Panagos, P., Borrelli, P., and Poesen, J., 2019. Soil loss due to crop harvesting in the European Union: A first estimation of an underrated geomorphic process. Science of the Total Environment, 664, 487-498.
85. Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., and Bosello, F., 2018. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. Land degradation & development, 29(3), 471-484.
86. Patault, E., Ledun, J., Landemaine, V., Soulignac, A., Richet, J.B., Fournier, M., Ouvry, J.F., Cerdan, O. and Laignel, B., 2021. Analysis of off-site economic costs induced by runoff and soil erosion: Example of two areas in the northwestern European loess belt for the last two decades (Normandy, France). *Land Use Policy*, *108*, p.105541.
87. Pimentel, D., 2006. Soil Erosion: A Food and Environmental Threat. Environment, Development and Sustainability. 8(1): p. 119-137.
88. Pimentel, D., Burgess, M., Pimentel, D. and Burgess, M., 2013. Soil erosion threatens food production. Agriculture 3 (3): 443–463. **doi:10.3390/agriculture3030443**
89. Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. and Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, *267*(5201), pp.1117-1123.
90. Podhrazska, J., Szturc, J., Karasek, P., Kucera, J., & Konecna, J., 2019. Economic impacts of farmland degradation in the Czech Republic--Case Study. Agricultural Economics/Zemědělská Ekonomika, 65(11).
91. Poesen, J., 2018. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. Earth surface processes and landforms, 43(1), 64-84.
92. Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S., 2009. The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem. Ambio 38, 186–193.
93. Pradhan, B., Alazhari Moneir A. A., and Jena R., 2018. Sand dune risk assessment in Sabha region, Libya using Landsat 8, MODIS, and Google Earth Engine images, Geomatics, Natural Hazards and Risk, 9:1, 1280-1305, **DOI: 10.1080/19475705.2018.1518880**
94. Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I., Raven, H., Rayment, M.D. and van der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural systems*, *65*(2), pp.113-136.
95. Pröbstl-Haider, U., 2015. Cultural ecosystem services and their effects on human health and well-being–a cross-disciplinary methodological review. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, *10*, pp.1-13.
96. Rastgar, Sh., Barani, H., Darijani, A., Berdi Sheikh, V., Ghorbani, J., Ghorbani, M., 2016. Estimating direct economic value of soil conservation function of rangelands vegetation (case study: summer rangelands of nour-rudwatershed basin). Journal of Watershed Management Research, 7(13), 254-262. (in Persian)
97. Rickson, R.J., Baggaley, N., Deeks, L.K., Graves, A., Hannam, J., Keay, C and Lilly, A., 2019. Developing a method to estimate the costs of soil erosion in high risk Scottish catchments. Report to the Scottish Government. Available online from **https://www.gov.scot/SBN/978-1-83960-754-7**
98. Riksen M., 2004. Off-site effects of wind erosion on agricultural land in Northwestern Europe. In: Goossens D, Riksen M, eds. Wind erosion and dust dynamics: observation, simulation, modelling. Wageningen: ESW publications, 7–13.
99. Riksen, MJPM., De Graaff, J., 2001. On-site and off-site effects of wind erosion on European light soils. Land Degradation & Development 12(1): 1–11. **https://doi.org/10.1002/ ldr.423**
100. Robinson, D. A., and Lebron, I., 2010. On the natural capital and ecosystem services of soils. Ecological economics, 70, 137-138.

101. Roy, D.K., Goswami, S., Ahmed, T., Saha, M.K., Emon, M.H. and Rahim, M.A., 2017. Socio-economic impacts of river bank erosion on Durgapasha Union in Bakerganj Upazila, Bangladesh. *Barisal University Journal Part*, *1*(4), p.1.
102. Ruysschaert, G., Poesen, J., Verstraeten, G., and Govers, G., 2004. Soil loss due to crop harvesting: significance and determining factors. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *28*(4), 467-501.
103. Sanders, D.W., Huszar, P.C., Sombatpanit, S. and Enters, T. eds., 1999. *Incentives in soil conservation: from theory to practice* (pp. xvii+-384).
104. Sandhu, H.S.,Wratten, S.D., Cullen, R., 2010. The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland. Ecol. Complex. 7, 302–310.
105. Santra, P., Moharana, P. C., Kumar, M., Soni, M. L., Pandey, C. B., Chaudhari, S. K., and Sikka, A. K., 2017. Crop production and economic loss due to wind erosion in hot arid ecosystem of India. Aeolian Res. 28, 71–82.
106. Sartori, M., Philippidis, G., Ferrari, E., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Panagos, P., 2019. A linkage between the biophysical and the economic: assessing the global market impacts of soil erosion. Land Use Policy 86, 299–312.
107. Schwegler, P., 2014. Economic valuation of environmental costs of soil erosion and the loss of biodiversity and ecosystem services caused by food wastage. Sci. Pap. Award.
108. Silva, T. P., Bressiani D., Ebling É. D., Reichert J. M., 2021. Best management practices to reduce soil erosion and change water balance components in watersheds under grain and dairy production, International Soil and Water Conservation Research, Volume 12, Issue 1, Pages 121-136, ISSN 2095-6339,
109. Sokouti Oskoee, R. and Besharati, H., 2022. A Review of Soil Economic Valuation. *Land Management Journal*, *10*(1), pp.1-16. (in Persian)
110. Soufi, M., Bayat, R., Partovi, A. (2022). 'Methods of gully control and reclamation in different provinces of Iran', *Watershed Engineering and Management*, 14(1), pp. 1-16. (in Persian) **doi:10.22092/ijwmse.2021.343122.1800**
111. Sparovek, G., and De Maria, I. C., 2003. Multiperspective analysis of erosion tolerance. Scientia Agricola, 60, 409-416.
112. Steinhoff-Knopp, B., Kuhn, T.K. and Burkhard, B., 2021. The impact of soil erosion on soil-related ecosystem services: development and testing a scenario-based assessment approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*(Suppl 1), p.274.
113. Sterk, G., 2003. Causes, consequences and control of wind erosion in Sahelian Africa: A review. Land Degrad. Dev., 14, 95–108.
114. Sterk, G., Riksen, M.J.P.M. and Goossens, D., 2001. Dryland degradation by wind erosion and its control. *Annals of arid Zone*, *40*(3), pp.351-368.
115. Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P. and Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Ecological economics, 64(2), pp.245-252.
116. Telles, T.S., Dechen, S.C.F., Souza, L.G.A.D. and Guimarães, M.D.F., 2013. Valuation and assessment of soil erosion costs. *Scientia Agricola*, *70*, pp.209-216.
117. Telles, T.S., Guimarães, M.D.F. and Dechen, S.C.F., 2011. The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciencia do solo*, *35*, pp.287-298.
118. Tian, M., Gao, J., Zhang, L., Zhang, H., Feng, C. and Jia, X., 2021. Effects of dust emissions from wind erosion of soil on ambient air quality. *Atmospheric Pollution Research*, *12*(7), p.101108.
119. Tripathy, B., and Mondal, T., 2019. Impact of Riverbank erosion on Human life. Thematics Journal of Geography. 8. 53-56. **10.26643/tjg.v8i9.8101**
120. Uri, N.D., 2000. Agriculture and environment: the problem of soil erosion. Journal of Sustainable Agriculture 16: 71-94.
121. Valentin, C., Poesen, J. and Li, Y., 2005. Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena*, *63*(2-3), pp.132-153. **doi: 10.1016/J.CATENA.2005.06.001**
122. Valentin, C., Poesen, J. and Li, Y., 2005. Gully erosion: Impacts, factors and control. *Catena*, *63*(2-3), pp.132-153.

123. Van Kooten, G.C., Weisensel, W.P. and Chinthammit, D., 1990. Valuing trade-offs between net returns and stewardship practices: The case of soil conservation in Saskatchewan. *American Journal of Agricultural Economics*, *72*(1), pp.104-113.
124. Wang, Y., Zhang, J.H., Zhang, Z.H. and Jia, L.Z., 2016. Impact of tillage erosion on water erosion in a hilly landscape. *Science of the Total Environment*, *551*, pp.522-532. .
125. Wei, Y., Wu, X., Cai, C., Wang, J., Xia, J., Wang, J., Guo, Z. and Yuan, Z., 2019. Impact of erosion-induced land degradation on rainfall infiltration in different types of soils under field simulation. *Land Degradation & Development*, *30*(14), pp.1751-1764.
126. Wolka, K., Mulder, J., and Biazin, B., 2018. Effects of soil and water conservation techniques on crop yield, runoff and soil loss in Sub-Saharan Africa: A review. Agricultural water management, 207, 67-79.
127. Wu, X., Fan, J., Sun, L., Zhang, H., Xu, Y., Yao, Y. and Chi, W., 2021. Wind erosion and its ecological effects on soil in the northern piedmont of the Yinshan Mountains. Ecological Indicators, 128, 107825.
128. Xu, X., Zhu, T., Zhang, H., Gao, L., Xu, X., Zhu, T., Zhang, H. and Gao, L., 2020. Gravity erosions on the loess gully bank: Avalanche, landslide, or mudslide. *Experimental Erosion: Theory and Practice of Soil Conservation Experiments*, pp.141-149.
129. Yan, L., Xu, W., Wang, H., Wang, R., Meng, Q., Yu, J. and Xie, W.C., 2019. Drainage controls on the Donglingxing landslide (China) induced by rainfall and fluctuation in reservoir water levels. *Landslides*, *16*, pp.1583-1593.
130. Yang, T., Siddique, K. H., & Liu, K., 2020. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. Global Ecology and Conservation, 23, e01118.
131. Yazie, T., Mekonnen, M. and Derebe, A., 2021. Gully erosion and its impacts on soil loss and crop yield in three decades, northwest Ethiopia. Model. Earth Syst. Environ. 7, 2491–2500.
132. Young M., 1999. Costing Dust: How much does wind erosion cost the people of South Australia?, Natural Resource Management Economics 99_001, Policy and Economic Research Unit, CSIRO Land and Water, Adelaide, Australia.
133. Zhang, L., Huang, Y., Rong, L., Duan, X., Zhang, R., Li, Y. and Guan, J., 2021. Effect of soil erosion depth on crop yield based on topsoil removal method: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, *41*, pp.1-13.
134. Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K. and Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics*, *64*(2), pp.253-260.
135. Zhao, H., Zhang, F., Yu, Z. and Li, J., 2022. Spatiotemporal variation in soil degradation and economic damage caused by wind erosion in Northwest China. *Journal of Environmental Management*, *314*, p.115121.
https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115121
136. Ziyaei Jazi, D. and Bidaki, R.Z., 2019. Determining the economic damage caused by soil erosion in different land uses (Case study: Beheshtabad watershed, Chaharmahal and Bakhtiari province). *Iranian Journal of Natural Resources (Rangeland and Watershed Management)*, *72*(1), pp.151-165. (in Persian)

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۲ / شماره ۲ / ۱۴۰۳. ص ۲۰۹-۲۱۸
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365713.357

تأثیر مدیریت تلفیقی تغذیه گیاهی بر برخی صفات کمی گندم دیم در شرایط مزرعه‌ای

عزیز مجیدی* و **رامین حمیدی خسرقی**

دانشیار پژوهش، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ارومیه، ایران. **a.majidi@areeo.ac.ir**

کارشناس ارشد، مدیریت هماهنگی ترویج کشاورزی، سازمان جهاد کشاورزی آذربایجان غربی، ارومیه، ایران. **Ramin1975hamidi@gmail.com**

دریافت: مرداد ۱۴۰۲ و پذیرش: تیر ۱۴۰۳

چکیده

مدیریت بهینه حاصلخیزی خاک، یکی از عوامل مهم بهبود تولید کمی و کیفی گندم دیم محسوب می‌گردد. این پروژه تحقیقی-ترویجی به‌منظور ترویج یافته‌های تحقیقاتی مذکور در دیم‌زارهای استان آذربایجان غربی در سال زراعی ۰۱-۱۴۰۰ به مدت یک سال اجرا گردید. تیمارهای آزمایش شامل ۱) استفاده از مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا به‌صورت بذر مال قبل از کشت + برگ پاشی گلایسین بتائین (توصیه یافته تحقیقاتی) و ۲) شاهد (عرف زارع: مصرف کود بر مبنای نقطه نظرات کشاورز) بودند. مایه تلقیح قارچ‌های اندومیکوریزا شامل ترکیبی از سه گونه *Funneliformis mosseae* ، *Rhizaphagus irregularis* و *Claroideoglomus etunicatum* به میزان دو درصد (دو کیلوگرم مایه تلقیح به ازای صدکیلوگرم بذر) و برگ پاشی گلایسین بتائین با غلظت ۱۰۰ میلی مولار (معادل ۱۱/۷۱ گرم در لیتر) در مراحل تولید اولین گره ساقه (کد ۳۱ زادوکس) و مرحله نمو آبستنی (کد ۴۹ زادوکس) بود. نتایج حاصله در استان آذربایجان غربی نشان داد که در تیمار توصیه یافته تحقیقاتی، عملکرد دانه به میزان ۳۵۵ کیلوگرم در هکتار نسبت به شاهد افزایش یافت ($P\leq0.05$). صفات شاخص برداشت، تعداد خوشه در مترمربع و وزن هزار دانه نیز در این تیمار نسبت به شاهد به ترتیب به میزان ۵/۱۳ درصد، ۱۸/۱۰ درصد و ۱۱/۴۴ درصد افزایش یافتند ($P\leq0.05$). در تیمار توصیه یافته تحقیقاتی، جذب عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، منیزیم و روی نیز نسبت به تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری افزایش یافتند ($P\leq0.05$). به‌طورکلی، چنین نتیجه‌گیری می‌شود که کاربرد مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا به همراه محلول‌پاشی شاخسارای گلایسین بتائین می‌تواند به‌عنوان یک‌راهکار مناسب برای افزایش عملکرد دانه و بهبود کیفیت محصول گندم تحت شرایط مشابه این آزمایش در نظر گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: تغذیه بهینه، تنش خشکی، عملکرد محصول، رقم باران

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: **a.majidi@areeo.ac.ir**

نوع مقاله: ترویجی

CC BY

مقدمه

بخش کشاورزی در کشور به جهت تأثیر فراگیری که می‌تواند در زمینه رفع چالش‌های اقتصادی-اجتماعی داشته باشد، از جایگاه مهمی برخوردار بوده و شرایط دیم برای تولید غذا از اولویت خاصی برخوردار است. در اغلب کشورهای درحال توسعه مانند ایران، بخش عمده غذا برای جوامع فقیر در شرایط دیم تولید می شود (Hafiza *et al*., 2022).

بر اساس آخرین آمار رسمی، میزان تولید محصول گندم دیم در کشور طی سال‌های ۱۴۰۱-۱۴۰۰، ۳/۴۲ میلیون تن بوده که ۷۲/۴ درصد کل محصولات زراعی دیم را شامل شده و سطح زیر کشت این محصول نیز ۴/۱۳ میلیون هکتار برآورد گردیده است (Ahmadi *et al*., 2021). با توجه به عملکرد پائین (۱۲۰۷ کیلوگرم در هکتار) و سطح قابل‌توجه مناطق تحت کشت گندم دیم در کشور، ضرورت دارد راه‌کارهای لازم برای بهبود عملکرد در واحد سطح، معرفی گردند.

تنش خشکی از اصلی‌ترین عوامل محدودکننده رشد گندم دیم در شرایط دیم محسوب شده و در بیشتر مراحل رشد گیاه با ایجاد محدودیت، دستیابی به عملکرد بهینه را دشوار می‌سازد (Fahad *et al*., 2022). گیاهان به طرق مختلف در مقابل تنش خشکی مقابله می‌کنند. یکی از روش‌های افزایش پایداری تولید گیاهان در شرایط تنش خشکی، استفاده از روابط همزیستی میکوریزایی است (Jamshidi *et al*., 2009). بررسی‌ها نشان داده است که قارچ‌های میکوریزا قادر هستند که اثرات نامطلوب تنش خشکی را در گیاهان تعدیل کنند (Augé, 2001). همزیستی قارچ میکوریزا با اغلب گیاهان در شرایط تنش خشکی باعث بهبود تولید از طریق جذ ب بیشتر عناصر غذایی غیر متحرک مانند فسفر، روی و مس شده و تحمل گیاهان به خشکی را با بهبود جذب آب و پتانسیل آماس برگ، کنترل منافذ روزنه‌ای و تعرق، افزایش طول و عمق ریشه و توسعه هیف‌های انتهایی افزایش می‌دهد (Sajedi and Sajedi, 2009). الکاراکی و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند که غلظت عناصر فسفر و آهن در گندم تلقیح‌شده با قارچ‌های میکوریزا نسبت به شاهد بیشتر بود. آن‌ها همچنین مشاهده کردند که کلونیزاسیون میکوریزایی ریشه منجر به افزایش بیوماس و عملکرد دانه گندم گردید (Al-Karaki *et al*.,2004).

یکی دیگر از روش‌های مؤثر برای مقابله با تنش خشکی، ذخیره مواد تنظیم‌کننده اسمزی است. مواد تنظیم‌کننده فشار اسمزی بیشتر شامل اسیدهای آمینه، قندها و برخی یون‌های معدنی، هورمون اسید آبسیزیک و پروتئین‌ها هستند (Abbaszadeh *et al*., 2008). از بین تعداد زیادی از مواد تنظیم‌کننده فشار اسمزی سازگار در گیاهان، گلایسین بتائین به‌طور گسترده‌ای در پاسخ به تنش‌های خشکی مورداستفاده قرارگرفته است (Yang *et al*., 2003b). علاوه بر نقش آن در تنظیم اسمزی، مطالعات متعددی پیشنهاد می‌کنند که گلایسین بتائین یک نقش حیاتی در حمایت غشاهای تیلاکوئید و دستگاه فتوسنتزی (Wang *et al*., 2010)، ثبات پروتئین‌های پیچیده و پایداری غشاها، حمایت از اندامک‌های مسئول رونویسی و ترجمه و همچنین به‌عنوان یک محافظ مولکولی در فعالیت آنزیم‌ها مانند روبیسکو (Chen and Murata, 2002) دارد.

از عوامل مهم مقابله با تنش‌های خشکی در دیم‌زارها در کنار توسعه کشت واریته‌های مقاوم گندم معرفی‌شده، بهره‌گیری از روش‌ها و دانش نوین به‌زراعی است. افزایش عملکرد گندم دیم در شرایط تنش خشکی با استفاده از گونه‌های کارا با درجه همزیستی بالای قارچ‌های میکوریزا و استفاده از ترکیبات گلایسین بتائین جهت کاهش خسارت‌های ناشی از تنش‌های محیطی، از جنبه‌های مدیریتی نوین کشاورزی پایدار در مناطق خشک و نیمه‌خشک محسوب می‌شوند. نتایج تحقیقات به انجام رسیده در استان آذربایجان غربی نشان می‌دهد استفاده از روش‌های نوین مقابله با تنش‌های محیطی می‌تواند به نحو مؤثری به رشد بهتر محصولات و تولید اقتصادی آن تحت شرایط تنش خشکی مؤثر واقع شود (Majidi and

Rejali, 2023). در این پژوهش مشخص شد بیشترین عملکرد دانه با بذرمال کردن گندم دیم با مایه تلقیح میکوریزا و محلول‌پاشی گلایسین بتائین به میزان ۲۱۶۳ کیلوگرم در هکتار به دست آمد که ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش نشان داد. همچنین با اعمال این تیمار، نه تنها عملکرد دانه در مقدار بهینه‌ای تولید شد بلکه، محتوی پروتئین دانه و غلظت عناصر فسفر و روی نیز در دانه افزایش یافت.

بر این اساس، هدف از اجرای پروژه تحقیقی- ترویجی حاضر، معرفی فنون نوین مدیریت بهینه تغذیه بر مبنای سیستم تلفیقی تغذیه گیاهی (IPNS) به زارعین با استفاده از مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا و آمینواسید گلایسین بتائین جهت افزایش تولید کمی و کیفی محصول گندم دیم در شرایط دیم در استان آذربایجان غربی بود.

مواد و روش‌ها

این پروژه تحقیقی- ترویجی از مهرماه سال ۱۴۰۰ به مدت یک سال زراعی در اراضی مزروعی روستاهای سیر در شهرستان ارومیه اجرا شد. این آزمایش به‌منظور مقایسه دو تیمار ۱) استفاده از مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا جهت بذر مال بذور گندم قبل از کشت + برگ پاشی گلایسین بتائین (Guangzhou Zio Chemical Co., LTD) با غلظت ۱۰۰ میلی مولار (معادل ۱۱/۷۱ گرم در لیتر) در مرحله تولید اولین گره ساقه گندم و مرحله نمو آبستنی گندم (بر مبنای سیستم تلفیقی تغذیه گیاه) و ۲) مصرف کود مطابق شرایط بهره‌بردار و بر مبنای عرف زارع انجام گرفت. مایه تلقیح قارچ‌های اندومیکوریزا شامل ترکیبی از سه گونه *Rhizaphagus irregularis*، *Funneliformis mosseae* و *Claroideoglomus etunicatum* به میزان دو درصد (دو کیلوگرم مایه تلقیح به ازای دویست کیلوگرم بذر) بود که توسط بخش تحقیقات بیولوژی خاک موسسه تحقیقات خاک و آب تهیه شد.

قبل از کاشت، قطعه زمین کشاورز متراژ و به دو قطعه مساوی هرکدام به ابعاد طول ۳۰ متر و عرض ۷/۲ متر (مساحت ۲۱۶ مترمربع) تقسیم شدند. نمونه‌های مرکب خاک شامل ۱۵ نمونه ساده بصورت تصادفی از قطعات مذکور تهیه و برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، شامل تجزیه روتین و غلظت عناصر کم‌مصرف شامل آهن، روی، منگنز و مس بر اساس دستورالعمل‌های موسسه تحقیقات خاک و آب (Aliehyaei, 1997) اندازه‌گیری شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی کردن با اسید، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع با هدایت سنج الکتریکی، واکنش خاک در گل اشباع (pH_s) به‌وسیله الکترود شیشه‌ای، کربن آلی به روش اکسید کردن با اسیدسولفوریک غلیظ در مجاورت دی کرومات پتاسیم، فسفر قابل‌استفاده با روش اولسن، پتاسیم قابل‌استفاده به روش استات آمونیوم نرمال و غلظت عناصر کم‌مصرف به روش DTPA اندازه‌گیری شدند (جدول ۱). کودهای شیمیایی پایه بر مبنای تفسیر نتایج آزمون خاک در سطح مزرعه و به هنگام کشت به‌صورت نواری و توسط بذرکار خطی کار جایگذاری شدند.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک (۲۵-۰ سانتی‌متری) مکان اجرای آزمایش (ارومیه، ۱۴۰۱)

Table 1- Some physical and chemical characteristics of the soil (0-25 cm) of the experimental site (Urmia, 2022)

Site	Ece (dS/m)	pH_s	OC	TNV	Clay	Silt	Sand	Tex.	P_{av}	K_{av}	Zn	Cu	Fe	Mn
			(%)						(mg kg^{-1})					
Urmia	0.50	7.29	1.18	10.80	41	33	26	clay	10.34	465	0.47	1.22	3.78	6.42

کودهای مورداستفاده مطابق تیمارها در جدول ۲ نشان داده‌شده است. در تیمار عرف زارع مصرف کودها بر اساس نقطه نظرات کشاورز انجام شد. در این تیمار فقط از کودهای اوره و سوپرفسفات‌تریپل استفاده‌شده و نصف کود اوره به همراه تمامی کود فسفاتی به‌صورت پخش مستقیم در خاک و تداخل آن با خاک با استفاده از

زدن دیسک قبل از کشت گندم در پائیز مصرف شدند. نصف دیگر کود اوره در بهار به‌صورت سرک در مرحله تولید اولین گره ساقه مصرف شدند. در تیمار مصرف بهینه کود، نوع، مقدار و زمان مصرف کودها مطابق آخرین دستاوردهای علمی و بر اساس نتایج آزمون خاک برآورد و مصرف شدند (Balali *et al.*, 1999). در این تیمار کودهای پایه شامل اوره و سوپرفسفات‌تریپل مطابق تیمارها در کرت مربوطه تماماً قبل از کاشت در پائیز و به‌صورت نواری مصرف شدند. برای مصرف این کودها از دستگاه خطی کار توأم استفاده شد.

جدول ۲- نوع، مقدار و منابع کودی مورداستفاده در آزمایش (ارومیه، ۱۴۰۱)

Table 2- The type, amount and source of fertilizers used in the experiment (Urmia, 2022)

Site	Treatment	Urea	TSP†	IMF	GB	GB + Zn
		(kg ha^{-1})			(L ha^{-1})	
Urmia	conventional method	120	100	0	0	0
	optimal use	100	50	1.5	2	2

†TSP: Triple superphosphate; IMF: inoculum of mycorrhizal fungi; GB: Glycine Betaine

برای تعیین محدوده کرت‌های آزمایش، میخ‌کوبی و طناب‌کشی در سطح زمین انجام شد. هر کرت آزمایشی ۳۶ خط به طول ۳۰ متر و به عرض ۷/۲ متر پیش‌بینی شد. فاصله بین ردیف‌ها بیست سانتی‌متر و فاصله بین دو تیمار، دو متر در نظر گرفته شد. ذرات کودی در فاصله پنج سانتیمتر فاصله عرضی و پنج سانتیمتر عمیق‌تر از محل کاشت بذور هم‌زمان با گندم در اوایل آبان به‌صورت نواری مصرف شدند. به‌منظور تلقیح بذر با مایه تلقیح قارچ اندومیکوریزا، نسبت دو در صد (دو کیلوگرم مایه تلقیح همراه با ماده مویان به ازای یک‌صد کیلوگرم بذر گندم) در نظر گرفته شد. مقدار بذر گندم موردنیاز از رقم گندم دیم باران به مساحت ۲۱۶ مترمربع بر اساس ۱۵۰ کیلوگرم بذر در هکتار محاسبه و آن را روی پوشش نایلونی ریخته، سپس مایه تلقیح و ماده مویان بر مبنای نسبت دو درصد محاسبه و با بذر گندم به‌طور کامل مخلوط شدند. پس از خشک شدن بذر گندم (حدوداً نیم ساعت)، بذر تلقیح‌شده را در مخزن بذرکار ریخته و در کرت توصیه یافته تحقیقاتی کشت شد.

در طول عملیات داشت گندم دیم، مراقبت‌های لازم ازنظر مبارزه با علف‌های هرز، آفات و بیماری‌های احتمالی در هر دو قطعه توصیه یافته تحقیقاتی و شاهد انجام شد. برگ پاشی گندم دیم با اسیدآمینه گلایسین بتائین گلایسین بتائین در مراحل تولید اولین گره ساقه (کد ۳۱ زادوکس) در بهار سال ۱۴۰۱ و مرحله نمو آبستنی (کد ۴۹ زادوکس) بر اساس کدبندی مراحل رشد روش (Zadoks *et al.*, 1974)، در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی انجام شد. در هر دو مرحله برگ پاشی، محلول با غلظت دو لیتر در ۴۰۰ لیتر آب به ازای یک هکتار در صبح به‌صورت یکنواخت در سطح مزرعه مصرف شد.

در مرحله برداشت، برداشت محصول به‌صورت کف بر و کادر فلزی در ۱۵ نقطه هر کرت انجام و عملکرد کل (زیستی)، عملکرد کلش، عملکرد دانه، تعداد سنبله (در واحد سطح)، تعداد دانه در سنبله و وزن هزار دانه اندازه‌گیری شد. سپس ۱۵ نمونه ساده دانه در هر دو کرت آزمایشی، جهت اندازه‌گیری غلظت عناصر به آزمایشگاه بخش تحقیقات خاک و آب مرکز منتقل شد. غلظت عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، آهن، منگنز، روی و مس در نمونه‌های دانه و برگ پرچم مطابق روش‌های استاندارد موسسه تحقیقات خاک و آب اندازه‌گیری شد (Amami, 1996). جذب عناصر در دانه با حاصل‌ضرب عملکرد دانه در غلظت عناصر به دست آمد. در نهایت تجزیه‌وتحلیل آماری صفات اندازه‌گیری شده در گندم با استفاده از نرم‌افزار SPSS و آزمون تی در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج

نتایج تجزیه خاک قبل از اجرای آزمایش: نتایج تجزیه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک، نشان‌دهنده آن بود که خاک محل اجرای آزمایش، آهکی و دارای pH قلیایی، بافت خاک رسی و به لحاظ شوری، فاقد مسئله بود. میزان ماده آلی کل در حد کمبود، فسفر و روی قابل‌جذب کمتر از حد بحرانی و پتاسیم قابل‌جذب؛ بالاتر از حد بحرانی و غلظت آهن، مس و منگنز قابل‌جذب خاک، بالاتر از حد بحرانی و در حد کفایت، قرار داشتند (جدول ۲).

اثر تیمارها بر صفات کمی: نتایج این پژوهش نشان داد که در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی با مصرف بهینه کودهای پایه همراه با آغشته کردن بذر گندم دیم با مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا در هنگام کشت در پائیز و انجام دو مرحله شامل برگ پاشی در بهار با محرک رشد گلایسین بتائین، عملکرد دانه گندم دیم در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی به میزان ۳۵۵ کیلوگرم در هکتار افزایش یافت که بر اساس نتایج آزمون تی این اختلاف، در سطح آماری پنج درصد معنی‌دار بود. در این طرح نیز عملکردهای زیستی و کلش به ترتیب به میزان ۴۹۳ و ۱۳۷ کیلوگرم در هکتار در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی نسبت به شاهد (عرف زارع) افزایش نشان داد که این اختلاف در مورد صفت عملکرد زیستی نیز برای هر دو قطعه، در سطح آماری پنج درصد معنی‌دار بود (شکل ۱).

شکل ۱- مقایسه عملکردهای زیستی، دانه و کلش گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه یافته تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)
Figure 1- Comparison of biological, grain and straw yields of rainfed wheat in two experimental and research recommendation plots (Urmia, 2022)

مقایسه تعداد خوشه در واحد سطح، تعداد دانه در خوشه، وزن هزار دانه و شاخص برداشت در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی با شاهد (عرف زارع) نشان داد که صفات مذکور در دو تیمار مذکور به ترتیب به میزان ۷۸ خوشه، صفر دانه، ۳/۳۳ گرم و ۰/۰۲ افزایش داشتند (شکل‌های ۲، ۳، ۴ و ۵).

جذب عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم و منیزیم در دانه گندم دیم در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی، نسبت به شاهد (عرف زارع) به ترتیب به میزان ۱۰/۳، ۲/۶، ۴/۳ و ۰/۹۲ کیلوگرم در هکتار افزایش نشان دادند که این اختلاف در سطوح آماری پنج درصد معنی‌دار بودند (شکل ۶). جذب روی و مس در دانه گندم دیم در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی نسبت به شاهد (عرف زارع) به ترتیب به میزان ۶۲ و ۳/۸ گرم در هکتار افزایش داشتند، به‌طوری‌که این اختلاف برای این عناصر در سطوح پنج درصد معنی‌دار بود (شکل ۷). درصد پروتئین دانه در قطعه توصیه یافته تحقیقاتی برابر ۱۳/۵۶ و در قطعه شاهد ۱۳/۰۳ بود که این اختلاف ازنظر آماری معنی‌داری نبود.

شکل ۳- مقایسه تعداد دانه در خوشه گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 3- Comparison of the number of seeds in dry wheat clusters in two control plots and research recommendations (Urmia, 2022)

شکل ۲- مقایسه تعداد خوشه گندم دیم در واحد سطح در دو قطعه شاهد و توصیه تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 2- Comparison of the number of rainfed wheat clusters per unit area in two control plots and research recommendation (Urmia, 2022)

شکل ۵- مقایسه وزن هزار دانه گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 5- Comparison of the thousand grains weight of rainfed wheat in two control and research recommendation plots (Urmia, 2022)

شکل ۴- مقایسه شاخص برداشت گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 4- Comparison of rainfed wheat harvest index in two control and research recommendation plots (Urmia, 2022)

شکل ۶- مقایسه جذب عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم دانه گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه یافته تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 6- Comparison of N, P, K, Ca and Mg nutrients uptake in seeds of raifed wheat in two control and research recommendation plots (Urmia, 2022)

ملاحظات اقتصادی پروژه: یکی از مهم‌ترین جنبه‌های به‌کارگیری توصیه‌های تحقیقاتی در عرصه تولید توسط بهره‌برداران، ملاحظات اقتصادی است. ازاین‌رو، نسبت فایده به هزینه استفاده این یافته تحقیقاتی در تولید محصول دیم محاسبه شد (جدول ۳). بر مبنای نتایج جدول مذکور نسبت فایده به هزینه برابر ۲/۰۴ بود؛ بنابراین، استفاده از این یافته تحقیقاتی در تولید محصول گندم دیم ازنظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه بوده و افزایش بیشتر درآمد زارع را به دنبال خواهد داشت.

شکل ۷- مقایسه جذب عناصر آهن، منگنز، روی و مس دانه گندم دیم در دو قطعه شاهد و توصیه یافته تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Figure 7- Comparison of Fe, Mn, Zn, and Cu nutrients uptake in seeds of raifed wheat in two control and research recommendation plots (Urmia, 2022)

جدول ۳- محاسبه ارزش فعلی فایده، هزینه و نسبت فایده به هزینه تولید کمی محصول گندم دیم در رابطه با به‌کارگیری تیمار توصیه تحقیقاتی (ارومیه، ۱۴۰۱)

Table 3- Calculation of the current value of benefit, cost and the ratio of benefit to cost of quantitative production of rainfed wheat in relation to the application of research recommendation treatment (Urmia, 1401)

	current value	Value
Incomes	Increase grain yield†	355
	Increase Straw Yield†	238
	Income of grain product††	39700000
	Income of Straw product†††	4284000
	Total income (Rials)	44044000
Costs	Mycorrhizal inoculum	1600000
	Glycine betaine	16000000
	Foliar Alication	4000000
	Total costs	21600000
Net income (Rials)		22444000
Benefit-cost ratio		2.04

† kg/ha; †† Unit price (kg): 112,000 Rials; ††† Unit price (kg): 18,000 Rials

بحث

نتایج نشان داد که استفاده از قارچ‌های میکوریزا و گلایسین بتائین باعث افزایش عملکرد دانه و زیستی گندم در شرایط دیم می‌گردد. یکی از دلایل این تأثیر مثبت این است که در شرایط خشکی گیاهان تلقیح‌شده با میکوریزا، آب و مواد غذایی بیشتری نسبت به گیاهان تلقیح نشده جذب می‌کنند (Sajedi and Sajedi, 2009). این قارچ‌ها قادر به جذب و انتقال مواد آلی به گیاهان هستند (Chalk *et al.*, 2006). از سوی دیگر، گلایسین بتائین نیز، به‌عنوان یکی از ترکیبات مواد آلی

سازگار، در بسیاری از گونه‌های گیاهی به میزان بالا در پاسخ به انواع تنش‌های محیطی سنتز می‌شود (Miri and Zamani Moghadam, 2014) که کاربرد خارجی آن نیز می‌تواند سبب بهبود تحمل به خشکی و درنتیجه افزایش رشد و عملکرد دانه در شرایط دیم گردد. بانفوذ به داخل برگ‌های گیاهی، گلایسین بتائین بلافاصله به ریشه‌ها، مریستم‌ها و برگ‌های توسعه‌یافته منتقل می‌شود و اندام‌های گیاهی در حال نمو و توسعه را از تنش حفظ می‌کند (He *et al*., 2011)؛ به نظر می‌رسد که افزایش عملکرد دانه گندم در اثر کاربرد قارچ‌های میکوریزا و گلایسین بتائین به دلیل افزایش برخی از صفات اجزای عملکرد باشد. اثر تیمارهای تحقیقاتی باعث شده است که تعداد خوشه در مترمربع و تعداد دانه‌های پوک کمتر و درنتیجه تعداد دانه‌های بارور بیشتر گردد. جمشیدی و همکاران (۲۰۰۹) نشان دادند که تیمار گیاهان آفتابگردان با قارچ‌های میکوریزا آربسکولار سبب کاهش درصد پوکی دانه می‌شود (Jamshidi *et al*., 2009). در شرایط دیم، تلقیح قارچ‌های میکوریزا و محلول‌پاشی گلایسین بتائین با بهبود وضعیت آبی گیاه موجب تخصیص میزان بالاتری از مواد فتوسنتزی به مخازن فیزیولوژیک[1] شده و درنتیجه تعداد دانه بیشتری پر گردد که به‌احتمال زیاد در نتیجه چنین مکانیسمی (Al-Karaki *et al*.,2004; Gupta *et al*., 2014) موجب افزایش عملکرد دانه شده است. ضمن اینکه گلایسین بتائین منبع غنی از نیتروژن و کربن به‌منظور رشد بیشتر است، لذا سبب افزایش تولید مواد پرورده برای پر کردن تعداد دانه بیشتری می‌شود (Miri and Zamani Moghadam, 2014). افزایش اجزای عملکرد و درنتیجه عملکرد دانه در اثر همزیستی با قارچ میکوریزا همچنین می‌تواند به بهبود جذب عناصر غذایی غیر متحرک مانند فسفر، روی و مس، بهبود جذب آب و پتانسیل آماس برگ و کنترل منافذ روزنه‌ای و تعرق نسبت داده شود (Sajedi and Sajedi, 2009).

در بین اجزای عملکرد وزن هزار دانه، صفتی تقریباً ثابت است و کمتر تحت تأثیر محیط قرار می‌گیرد. این موضوع به دلیل محدودیت مخزن[2] در گندم و سایر غلات است. در این مطالعه، در اثر کاربرد قارچ‌های میکوریزا و گلایسین بتائین، تعداد خوشه در مترمربع و تعداد دانه در سنبله افزایش یافت، بنابراین، افزایش مواد پرورده تولیدی محصول فتوسنتز در تعداد دانه بیشتری ذخیره می‌شد و میانگین وزن دانه‌ها بدون تغییر باقی ماند. ازنظر فیزیولوژیک، نقش حفاظتی گلایسین بتائین به‌طور مستقیم از طریق اثر مثبت روی آنزیم‌ها و سیالیت غشاء و به‌طور غیرمستقیم از طریق نقش آن در انتقال پیام به‌عنوان یک حفاظت کننده اسمزی، سلول‌ها را از تنش‌های محیطی حفظ می‌کند (Gupta and Thind, 2015).

جذب عناصر در دانه به‌ویژه عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، منیزیم، روی و مس در بوته‌های گندم رشد کرده تحت مدیریت تحقیقاتی به‌طور معنی‌داری بیشتر از گندم‌های با مدیریت کشاورز بود؛ که نشان‌دهنده تأثیر مثبت کاربرد قارچ‌های میکوریزا و گلایسین بتائین بر کیفیت دانه بود. میکوریزا آربسکولار قادر به افزایش جذب و انتقال و قابلیت دسترسی به عناصر معدنی مانند فسفر، نیتروژن، مس و روی به گیاه میزبان خود است که به‌نوبه خود می‌تواند سبب افزایش رشد و عملکرد در شرایط خشکی گردد (Jamshidi *et al*., 2009). اثرات مثبت ناشی از تأثیر تلقیح میکوریزا بر اجزای عملکرد و عملکرد دانه ممکن است ناشی از افزایش جذب مواد معدنی توسط ریشه گیاهان باشد که ضمن تائید این نتایج در پروژه حاضر با یافته‌های سایر محققان که افزایش در اجزای عملکرد را ناشی از بهبود وضعیت جذب عناصر و آب به‌وسیله هیف دانسته‌اند (Clark and Zeto, 2000)، مطابقت دارد. بهبود جذب عناصر غذایی توسط ریشه بوته‌های گندم تیمارشده با قارچ‌های میکوریزا و گلایسین بتائین می‌تواند به افزایش توان جذب آب توسط ریشه‌ها و همچنین افزایش طول و عمق ریشه و توسعه هیف‌های

1 -Physiological sinks

2- Sink limited

انتهایی نسبت داده شود (Allakhverdiev *et al.*, 2003).

نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج حاصل از اجرای یک‌ساله طرح تحقیقی- ترویجی یافته تحقیقاتی در اراضی مزروعی دیم در استان آذربایجان غربی با آغشته کردن بذر گندم دیم با مایه تلقیح قارچ‌های میکوریزا و دو مرحله برگ پاشی در بهار با محرک رشد گلایسین بتائین در مراحل تولید اولین گره ساقه گندم و نمو آبستنی گندم دیم، عملکرد دانه به ترتیب به میزان ۳۵۵ کیلوگرم در هکتار افزایش یافت. علاوه بر این میزان جذب عناصر برخی عناصر غذایی در دانه افزایش نشان داد؛ بنابراین، از نتایج این پروژه می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که یکی از روش‌های مؤثر برای مقابله با تنش خشکی در شرایط دیم، استفاده از محرک‌های رشد بوده و استفاده از مایه تلقیح گونه‌های مرکب قارچ میکوریزا آربسکولار (کود زیستی) به‌صورت بذر مال به همراه محلول‌پاشی تنظیم‌کننده اسمزی گلایسین بتائین نقش مؤثری در مقابله با تنش خشکی در گندم دیم داشته و می‌تواند به‌عنوان یک‌راه حل برای کنترل اثرات نامطلوب تنش خشکی به‌ویژه در شرایط مشابه انجام این آزمایش پیشنهاد گردد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از همکاری‌های بی‌دریغ همکاران محترم موسسه آموزش و ترویج سازمان متبوع به خاطر تأمین اعتبار، همکاران گران‌قدر مدیریت جهاد کشاورزی ارومیه و مراکز خدمات جهاد کشاورزی بکشلوچای که در اجرای این پروژه نهایت همکاری را داشته‌اند، تشکر و قدردانی می‌گردد.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافعی وجود ندارد و این مسئله مورد تأیید نویسندگان مقاله است.

References

1. Abbaszadeh, B., Sharifi Ashourabadi, E., Lebaschi, M., Naderi hajibagher Kandy, M. and Moghadami, F., 2008. The effect of drought stress on proline contents, soluble sugars, chlorophyll and relative water contents of balm (*Melissa officinalis* L.). *Iranian Journal of Medicinal and Aromatic Plants Research*, 23(4), pp.504-513. **https://doi.org/10.22092/ ijmapr.2008.10090** (In Persian)
2. Ahmadi, K., Gholizdeh, H., Ebadzadeh, H., Hosseinpour, R., Abdeshah, A., Kazemian, A. and Rafiee, M., 2021. Agricultural Statistics of the Crop Year 2019-20, Volume 1: Crops. Deputy of Planning and Economy, Tehran: Information Technology Center of the Ministry of Jihad Agriculture. (In Persian)
3. Aliehyaei, M., 1997. Description of soil chemical analysis methods. Volume 2, Number 1024, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran. (In Persian)
4. Al-Karaki, G., McMichael, B. and Zak, J., 2004. Field response of wheat to arbuscular mycorrhizal fungi and drought stress. *Mycorrhiza*, 14, pp.263-269. **DOI: 10.1007/s00572-003-0265-2**
5. Allakhverdiev, S. I., Hayashi, H., Nishiyama, Y. and Ivanov, A. G., 2003. Glycine betaine protects the D1/D2/Cyt559 complex of photosystem II against photo-induced and heat-induced inactivation. *Journal of Plant Physiology*, 160,4 pp.1-49. **https://doi.org/10.1078/0176-1617-00845**
6. Amami, A., 1996. Methods of plant analysis. Number 982, Tehran, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran. (In Persian)
7. Augé, R. M., 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, 11, pp.3-42. **https://doi.org/10.1007/s005720100097**
8. Blali, M. R., Mahajer Milani, P., Khadami, Z., Droodi, M.S., Mashayikhi, H. H. and Malakouti, M.J., 1999. Comprehensive computer model of chemical fertilizers

recommendation in the direction of sustainable wheat agricultural products. Agriculture education publication, Karaj, Iran. (In Persian)

9. Chalk, P. M., Souza, R., DeF, S., Urquiaga, B., Alves, J. R. and Boddey, R. M., 2006. The role of arbuscular mycorrhiza in legume symbiotic performance. *Soil Biology & Biochemistry*, 47, pp. 487 -499. **https://doi.org/10.3390/plants12173102**
10. Chen, T. H. H. and Murata, N., 2002. Enhancement of tolerance to abiotic stress by metabolic engineering of betaines and other compatible solutes. *Current Opinion in Plant Biology*, 5, pp.250-257. **https://doi.org/10.1016/S1369-5266(02)00255-8**
11. Clark, R. B. and Zeto, S. K., 2000. Mineral acquisition by arbescular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition*, 23, pp.876 -902. **https://doi.org/10.1080/01904160009382068**
12. Fahad, S., Bajwa, A.A., Nazir, U., Anjum, S.A., Farooq, A., Zohaib, A., Sadia, S., Nasim, W., Adkins, S., Saud, S. and Ihsan, M.Z., 2017. Crop production under drought and heat stress: plant responses and management options. *Frontiers in Plant Science*, 8, pp.1147-1163. **https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01147**
13. Gupta, N., Thind, S. K. and Bains, N.S., 2014. Glycine betaine application modifies biochemical attributes of osmotic adjustment in drought stressed wheat. *Plant Growth Regulation*, 72, pp. 221-228. **https://doi.org/10.1007/s10725-013-9853-0**
14. Gupta, N., and Thind, S., 2015. Improving photosynthetic performance of bread wheat under field drought stress by foliar applied glycine betaine. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 17(1), pp.75-86. **https://doi.org/20.1001.1.16807073. 2015.17.1.6.7**
15. Hafiza, B.S., Ishaque, W., Osman, R., Aziz, M. and Ata-Ul-Karim, S.T., 2022. Simulation of wheat yield using CERES-Wheat under rainfed and supplemental irrigation conditions in a semi-arid environment. *Agricultural Water Management*, 264, pp. 107510. **DOI: 10.1016/j.agwat.2022.107510**
16. He, C., Zhang, W., Gao, Q., Yang, A., Hu, X. and Zhang, J., 2011. Enhancement of drought resistance and biomass by increasing the amount of glycine betaine in wheat seedlings. *Euphytica*, 177, pp.151-167. **DOI:10.1007/s10681-010-0263-3**
17. Jamshidi, E.H., Ghalavand, A., Salehi, A.M., Zare, M.J. and Jamshidi, A. R., 2009. Effect of arbuscular mycorrhizal on yield, yield components and plant characteristics of sunflower (*Helianthus annuus* L.) under drought stress conditions. *Iranian Journal of Crop Sciences*, 11(2), pp.136-50. **DOI: 20.1001.1.15625540.1388.11.2.4.6** (In Persian)
18. Majidi, A. and Rejali, F., 2023. Mycorrhizal symbiosis and glycine betaine effect foliar application on some agronomic traits of rainfed wheat in calcareous soils. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 54(2), pp. 281-297. **DOI: 10.22059/ijswr.2023.352937.669423** (In Persian)
19. Miri, H. R. and Zamani Moghadam, A., 2014. The effect of external usage of glycine betaine on corn (*zea mays* L.) in drought condition. *Iranian Journal of Field Crops Research*, 12(4), pp.704-717. **DOI: 10.22092/lmj.2024.363124.343** (In Persian)
20. Sajedi, N.A. and Sajedi, A., 2009. Effect of drought stress, mycorrhiza and zinc rates on agro-physiologic characteristics of maize cv. KSC704. *Iranian Journal of Crop Sciences*, 11(3), pp. 202-222. **DOI: 20.1001.1.15625540.1388.11.3.2.6** (In Persian)
21. Wang, G. P., Zhang, X. Y., Li, F., Luo, Y. and Wang, W., 2010. Over accumulation of glycine betaine enhances tolerance to drought and heat stress in wheat leaves in the protection of photosynthesis. *Photosynthetica*, 48, pp.117-126. **https://doi.org/10.1007/s11099-010-0016-5**
22. Yang, W. J., Rich, P. J., Axtell, J. D., Wood, K.V., Bonham, C. C., Ejeta, G., Mickelbart, M.V. and Rhodes, D., 2003b. Genotypic variation for glycine betaine in sorghum. *Crop Science*, 43, pp.162-169. **DOI:10.2135/cropsci2003.0162**
23. Zadoks, J.C., Chang, T.T. and Konzak, C.F., 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14, pp.415-421. **https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1974.tb01084.x**

Effects of integrated plant nutrient management on some quantitative traits of rainfed wheat under field conditions

A. Majidi* and **R. Hamidi Khasraghi**

Associate Prof.; Department of Soil Science, West Azerbaijan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center; Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Urmia, Iran. **a.majidi@areeo.ac.ir**

M.Sc., Agricultural Extension Coordination Management, Jihad-e-Agriculture Organization of West Azerbaijan, Urmia, Iran. **Ramin1975hamidi@gmail.com**

Received: August 2023 and Accepted: July 2024

Abstract

Optimized soil fertility management is a most important paramneter contributing to improved quality and quantity of rainfed wheat production. Meanwhile, sustainable agricultural production is most crucial for development programs in arid and semi-arid regions of the world. The present research-extension project was implemented to apply and promote previously reported research findings (RF) in the rainfed fields of West Azerbaijan Province in the crop season of 2021-2022. For this purpose, the following two experimental treatments were designed and implemented: 1) seed surface application of AMF inoculum prior to cultivation + foliar spray of glycine betaine (as recommended in previous study) and 2) control treatment (application of fertilizers according to local farmer practices). The AMF inoculum consisted of a combination of the three species of *Funneliformis mosseae*, *Claroideoglomus etunicatum*, and *Rhizaphagus irregularis* at a rate of 2% (i.e., 2 kg of inoculum/100 kg of seeds) and GB foliar applications at a concentration of 100 mM (equivalent to 11.71 g/L), all applied in the two wheat growth stages; namely, the first stem node (code 31 Zadox) and the developmental stage of pregnancy (code 49 Zadox). The results showed that the RF treatment increased grain yield by 355 kg/ha compared to the control ($P \leq 0.05$). The characteristics of the harvest index, the number of spikes/m^2, and the weight of 1000 seeds also increased by 5.13%, 18.10%, and 11.44% respectively, compared to those of the control ($P \leq 0.05$). Also, in the RF treatment, the uptake of nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K), magnesium (Mg), zinc (Zn), and copper (Cu) nutrients exhibited significant increases when compared with those in the control ($P \leq 0.05$). It was concluded that inoculation with AMF in combination with GB foliar application could be a sustainable approach to increase yield and to improve wheat crop quality under the conditions similar to those of the present experiment.

Keywords: Baran variety, Crop yield, Drought stress, Optimum fertilization

* -Corresponding author's email: **a.majidi@areeo.ac.ir**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365713.357

An overview of methods for economic valuation of soil erosion damages: fundamentals, approaches, and operational methodology

H. Ghafari *, Y. Parvizi, and M. Arabkhedri

Assistant Prof., Soil Science Department, College of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran. **h.ghafari@scu.ac.ir**

Associate Prof., Water and Soil Conservation Engineering Department, Soil Conservation and Watershed Management Research Institute (SCWMRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **yparvizi1360@gmail.com**

Professor, Soil Conservation and Watershed Management Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Tehran, Iran. **arabkhedri.mahmood@yahoo.com**

Received: June 2024 and Accepted: January 2025

Abstract

Soil is a vital natural resource with a multitude of functions, whose degradation leaves significant adverse effects on the beneficiary community. Given the pivotal role soil erosion plays in soil destruction and the mandatory measures prescribed by Article 15 of the Soil Protection Law to address these adverse consequences, the current study was performed to explore the prevailing methodologies along with their inherent limitations and advantages. The goal was to identify and propose solutions for economic assessment of damages ensuing from soil degradation. The types and extent of soil erosion damage pose significant challenges to practitioners and scientists in their efforts to assess and quantify soil degradation. It is, therefore, essential to develop a specialized evaluation framework and datasets for each type of damage. The majority of conventional methods used for quantifying erosion damage are cost-oriented, with the most prominent ones being characterized by replacement cost, avoidance cost, and opportunity cost. It is important to note that no single method is perfect as each is designed for a specific type of erosion or damage. Furthermore, it is likely that application of combined methods might lead to overestimation. Given these considerations, it is not feasible to provide a universal framework as a cure-all that can be used for all types of erosion under all conditions. Our literature review revealed that soil erosion damage assessment studies typically comprise three main parts: 1) measuring the amount of soil erosion, 2) identifying the types of erosion damage in each study area, and 3) pricing the damage, each entailing significant challenges. Consequently, it is essential to adopt the most effective and efficient approach tailored to the specific goals and conditions at hand. Based on the results obtained, the avoided cost method was identified as an optimal solution that might be recommended on practical grounds as it encompasses all damage types, its pricing is straightforward, and is applicable to all forms of erosion.

Keywords: Natural Resource, Soil Protection Law, Pricing, Avoided Cost Method

* - Corresponding author's email: **h.ghafari@scu.ac.ir**

https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365713.357

Using Remote Sensing Data and Machine Learning Methods to Estimate Changes in Hyrcanian Forests along the Southern Coasts of the Caspian Sea

M. Afraz, D. Omarzadeh, M. Eftekhari*, M. Yaghoobzadeh, and A. Haji Elyasi

Forest, Range and Watershed Management Organization, Tehran, Iran. **afraz123879@yahoo.com**
Internet Interdisciplinary Institute (IN3), Universitat Oberta de Catalunya, Barcelona, Catalonia, Spain. **domarzadeh@uoc.edu**
Ph.D Student, Water Engineering Department, University of Birjand, Birjand, Iran. **mobineftekhari@yahoo.com**
Associate Prof., Department of Water Engineering, University of Birjand, Birjand, Iran. **m.yaghoobzadeh@birjand.ac.ir**
Ph.D. Student of Water and Hydraulic Structures, School of Civil Engineering, College of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran. **alielyasi2015@gmail.com**

Received: July 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

The Hyrcanian Forests, located along the southern coastal areas of the Caspian Sea in northern Iran, are of great environmental, economic, and cultural significance. They play crucial roles not only in preserving water resources, soil, plant, and animal diversity but in mitigating adverse impacts of climate change as well. The present study investigated changes in the Hyrcanian forest cover between 2000 and 2017 using the diverse remote sensing data of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), and MODIS Vegetation Continuous Fields (VCF) as well as Sentinel-1, Landsat-5, and Landsat-8 satellite images while the Support Vector Machine (SVM) and Random Forest (RF) methods were employed for classification. The results revealed that approximately 534 square kilometers of the forests had experienced degradation. Moreover, classification accuracy levels were impressive as evidenced by a user accuracy of 93.26% and a Kappa coefficient of 94.62% recorded for SVM and corresponding values of 89.29% 74.63% for RF. Comparison with global forest change datasets confirmed the reliability of the results obtained. The research approach seems to offer promising insights useful for forest conservation management, natural resource planning, and enhanced sustainable utilization of Hyrcanian forests.

Keywords: Forest degradation, remote sensing, Hansen method, Support Vector Machine, Random Forest

* - Corresponding author's email: **mobineftekhari@yahoo.com**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.366437.362

Using remote sensing techniques to monitor changes in the use of protected lands and the Gheshlagh River bed and their impacts on flooding potential in the basin

N. Shayani *, H. Shafizadeh Moghadam, and M. Minaei
MSc Graduate of Water Resources Engineering, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. **shayani.nesa74@gmail.com**
Assistant Prof., Faculty of Agriculture, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran. **h_shafizadeh@modares.ac.ir**
Associate Prof., Department of Geography, Faculty of Literature and Humanities, Ferdowsi University, Mashhad, Iran. **m.minaei@um.ac.ir**

Received: March 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

River flow pattern is subject to constant changes as a result of changes caused by natural factors and human activities both in the catchment and along the river course. A sound knowledge of the phenomena involved and their impacts on flow conditions can obviously play effective roles in minimizing flood-associated casualties and in improving the exploitation and operation of the river as a resource. In the Gheshlaq basin, agricultural and orchard developments along the river banks over the past three decades have escalated the density of different land uses to increase pressure on this resource. To carry out a site investigation into the current status of the land uses along the river, satellite images obtained from Landsat-8 sensor OLI/TRIS and Landsat-5 sensor TM were used in the Google Earth Engine system with a spatial resolution of 30 meters. Subsequently, the random forest classification method was employed to derive land use maps for the years 1990, 2000, 2010, and 2020 and the changes in each period were detected and explored. The biggest changes were found to belong to the third period (i.e., 2010-2020) when residential development had increased by 23.3%, rainfed agriculture by 57%, and irrigated agriculture by 52.7% while pastures decreased by 16.9%. The river bed, boundaries, and transverse span of the river were also studied to detect land use changes to find increases in residential development and encroachments in the study periods: indeed, 154.1% of the bed of the Gheshlagh river was found to have been encroached in the period 1990-2000, 60% in the period 2010–2000, and 31.3% in the period 2010-2020. Evidently, these increases warrant necessary measures to clear the occupied sites for reclamation. Another aspect of the study involved the determination of peak discharges in the river basin throughout the study years using the HEC-HMS software based on rainfall intensities with different return periods in the study sub-basins along with CN values extracted from the combined land use maps and soil hydrological group maps. The results showed that peak flood discharge increased over time such that the greatest change in peak discharge belonged to the third period (2010-2020). This drastic increase in peak flood discharge was attributed to the declining pasture use and the increasing agricultural and residential land uses that, in turn, increased runoff potential and, thereby, CN values.

Keywords: Land use changes, Flood, Remote sensing technique, HEC-HMS hydrological model, Gheshlagh basin

*- Corresponding author's email: **shayani.nesa74@gmail.com**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.365031.350

Identification and ranking of factors involved in land use change of tea farms (A Case Study of Lakan Region, Rasht County)

S. J. Amirkyiaee, M. Kavoosi-Kalashami*, and R. Esfanjari Kenari
MSc Graduate of Rural Development, Department of Agricultural Economics, University of Guilan.
a.kiayi@yahoo.com
Associate Prof., Department of Agricultural Economics, University of Guilan. **mkavoosi@guilan.ac.ir**
Assistant Prof., Department of Agricultural Economics, University of Guilan. **esfanjari@guilan.ac.ir**

Received: August 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

Changes in agricultural land use pose serious challenges to rural communities in terms of their food security, self-sufficiency, and sustainable employment with many dire social, cultural, and economic consequences. It is the main goal of this study to identify and rank the factors involved in land use changes of tea farms in Lakan Region, Rasht County, Iran. For this purpose, a comprehensive decision tree was designed to identify the factors involved. Thus, the various criteria and sub-criteria were determined and defined based on previous study results and expert opinions collected from 15 local experts. In the second stage, the factors thus identified were prioritized and their impact intensities determined using Fuzzy Hierarchy Process (FAHP), Spherical Fuzzy Hierarchy Process (SFAHP), and Grey Analytic Hierarchy Process (GAHP). In this regard, a pairwise comparison questionnaire based on the decision tree was designed and administered to 15 experts in order to collect the required information while face-to-face interviews were also conducted. The results showed that the economic factor was the most important drive for the land use change of tea farms. Among the economic sub-criteria, the most important ones involved in land use changes were "shrinking tea farms into more compact sites and reducing their dispersion", "the rising prices of tea farm land plots due to their vicinity to Rasht city and tourist areas", and "low income levels of tea growers" scoring average relative weights of 13.82, 13.59, and 12.05%, respectively, in the three approaches employed. The "legal problems and gap" and "legal supervision and law enforcement" ranked second and third, respectively. It may be concluded that economic and legal criteria must be considered as priority criteria in any program to ban land use change and to preserve the existing tea farms.

Keywords: Decision Tree, Fuzzy Approach, Spherical fuzzy, Gray Approach, Land Use Change

* - Corresponding author's email: **mkavoosi@guilan.ac.ir**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.366686.364

Effects of Different Types of Vegetation Cover on Soil Organic Matter Components and its Biological Characteristics (A Case Study of Mountain Ecosystems in Nowshahr, Mazandaran Province)

Y. Kooch *, M. Tavakoli and K. Noormohammadi

Associate Prof., Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.
yahya.kooch@yahoo.com
Ph.D. Student, Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.
mahmoodtavakoli72@gmail.com
Ph.D., Department of Forestry, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University.
k_nourmohammadi@yahoo.com

Received: October 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

Soil, as the bed and medium of plant growth, plays a vital role in providing services to communities that depend on natural ecosystems. Its qualitative characteristics, in turn, strongly depend on the vegetation cover in the area. The present study explores the effects of different types of vegetation cover on soil organic matter components and biological characteristics, using the mountainous region of Central Alborz in Nowshahr, Mazandaran Province, as its study site. To achieve this, forest, forest-rangeland ecotone, and rangeland habitats were identified in summer 2023 and three one-hectare plots were selected in each to collect four soil samples (to make a total of 12 soil samples per habitat) from a 30 × 30 cm surface area and a depth of 10 cm. Variance analysis revealed significant differences ($p<0.05$) among the soils taken from the three different habitats. Compared to rangeland soil, forest soils exhibited a higher soil moisture (by 11%) but a lower temperature (by 8°C). Moreover, samples from the forest habitat showed the lowest bulk density (1.16) but the highest porosity (0.56), stability (53.72), and mean weight diameter (0.39). Meanwhile, phosphorus, potassium, calcium, and magnesium levels in the forest soils were by 168%, 108.3%, 91.1%, and 221%, respectively, higher than those in rangeland soils. Similarly, the activities of urease, acid phosphatase, arylsulfatase, and invertase enzymes in forest soil were by 1.69, 2.35, 2.02, and 1.88 times, respectively, higher than those in rangeland soil. Moreover, forest soils were characterized by higher microbial indices, including basal respiration and stimulated respiration as well as carbon, nitrogen, and phosphorus contents, which were by 2.84, 1.6, 1.9, 2.35, and 2.29 times greater than those recorded for rangeland soil. Earthworm population and biomass in the forest soil were by 5.84 and 7.19 times greater than those observed in the rangeland one, which recorded the lowest among the three soils tested. Additionally, mites, springtails, and nematodes in the forest soil outnumbered those in rangeland soil by 3.46, 3.57, and 6.13 times, respectively. The results of principal component analysis revealed that the first and second axes together explained 52.37% of the variation. These findings confirm that forest vegetation cover establishes greater correlations with higher levels of organic matter components, fertility indices, and biological activities. Overall, it may be claimed that, due to their high capacity for maintaining soil fertility and biodiversity, forest vegetation cover can be considered a suitable option for the restoration of degraded habitats in the study region and similar areas, and that this finding should receive due consideration by managers and decision-makers.

Keywords: Ecotone, Forest, Rangeland, Soil fertility, Soil biota

* - Corresponding author's email: **yahya.kooch@yahoo.com**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.367460.370

Using Sentinel radar and optical data in the Google Earth Engine platform to determine the extent of land use changes in Alborz Province

R. Kharazmi *, Z. MohammadEsmail, and M. ChatreNour

Assistant Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **r.kharazmi@areeo.a.ir**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **mesmaily_n@yahoo.com**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **m.chatrenor@areeo.ac.ir**

Received: October 2024 and Accepted: February 2025

Abstract

Land cover (LC) maps play a key role in generating accurate data for land resource management. The recent developments in accurate data utilization as well as novel technologies and methods have led to the generation of valuable information useful in extracting remote sensing datasets for application in different fields. In this study, use was made of high-resolution satellite images and up-to-date methodologies to assess LC changes over five-year periods in Alborz Province. To achieve this, LC maps of the study area with the four major land classes of barren, cultivated, and built-up lands as well as water bodies were generated for the two time periods of 2009 and 2023 by combining optical and radar Sentinel images as well as such supplemental data as vegetation indices and Digital Elevation Model (DEM) using the random forest (RF) algorithm. For this purpose, 57 sentinel-2 and 15 sentinel-1 images were exploited for the first time period and 78 Sentinel-2 and 23 Sentinel-1 images for the second within the Google Earth Engine (GEE) cloud computing platform. The overall accuracy values obtained for the two periods were 92.4% and 94.5%, respectively, while the corresponding Kappa coefficients were 0.89 and0.9. The results showed a decrease of 29.38 KM^2 in cropland and an increase of 21.4 KM^2 in Built-Up areas over the past five years. Additionally, barren lands increased by 2.6 KM^2 over the five-year period, with these changes primarily associated with the southern plains of the study area, which had changed from cultivated to barren land during the second period. In order to determine the trends in increasing built-up areas, the urban land map of the second period was laid on the land use classification obtained for the first period, whereby the extent of changes in each class was determined. The results showed that approximately 55% of the Built-up development had occurred on croplands, indicating a change of 11.74 KM^2 of the cultivated land into Built-pp one. Hence, cropland loss in favor of human built-up land forms a major challenge in IRAN . Obviously, the maps thus prepared might serve as great contributions to land management thereby controlling the growth of human built-up lands, especially in the outskirts of metropolises.

Keywords: Land use Change, Remote Sensing, Random Forest, Satellite Imagery, Machine Learning

* - Corresponding author's email: **r.kharazmi@areeo.a.ir**
https://doi.org/10.22092/lmj.2025.367197.368

Subject **Page**

Using Sentinel radar and optical data in the Google Earth Engine platform to determine the extent of land use changes in Alborz Province.....7
R. Kharazmi, Z. MohammadEsmail, and M. ChatreNour

Effects of Different Types of Vegetation Cover on Soil Organic Matter Components and its Biological Characteristics (A Case Study of Mountain Ecosystems in Nowshahr, Mazandaran Province)…….....8
Y. Kooch, M. Tavakoli and K. Noormohammadi

Identification and ranking of factors involved in land use change of tea farms (A Case Study of Lakan Region, Rasht County)……...…….9
S. J. Amirkyiaee, M. Kavoosi-Kalashami, and R. Esfanjari Kenari

Using remote sensing techniques to monitor changes in the use of protected lands and the Gheshlagh River bed and their impacts on flooding potential in the basin…….....…..10
N. Shayani, H. Shafizadeh Moghadam, and M. Minaei

Using Remote Sensing Data and Machine Learning Methods to Estimate Changes in Hyrcanian Forests along the Southern Coasts of the Caspian Sea.....…11
M. Afraz, D. Omarzadeh, M. Eftekhari, M. Yaghoobzadeh, and A. Haji Elyasi

An overview of methods for economic valuation of soil erosion damages: fundamentals, approaches, and operational methodology.....….. 12
H. Ghafari, Y. Parvizi, and M. Arabkhedri

Effects of integrated plant nutrient management on some quantitative traits of rainfed wheat under field conditions.....….. 13
A. Majidi and R. Hamidi Khasraghi

Ministry of Jihad-e-Agriculture
Agricultural Research, Education and Extension Organization
Soil and Water Research Institute

Journal of Land Management

Vol. 12, No. 2
2025

Manager-in–Charge: Hadi Asadi Rahmani, PhD
Director General, Soil and Water Research Institute

Editor-in–Chief: Hossein Besharati, PhD
Professor, Soil and Water Research Institute

Editorial Board

Naser Aliasgharzad, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Tabriz University
Hossein Asadi, PhD	Professor, College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Hossein Besharati, PhD	Professor, Soil and Water Research Institute
Hossein A. Bahrami, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modarres University
Mohammad R. Balali, PhD	Assistant Prof., Soil and Water Research Institute
Manuchehr Gorji, PhD	Professor, College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Mohammad A. Hajabbasi, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Isfahan Industerial University
Mohammad H. Mohammadi,PhD	Associate Prof., College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Aziz Momeni, PhD	Associate Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad H. Roozitalab, PhD	Professor, Agricutural Research, Education and Extension Organization
Saeed Saadat, PhD	Associate Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad R. Shahpasand, PhD	Associate Prof., Imam Khomeini Higher Education Center

Executive Manager: Farhad Moshiri, PhD
English Editor : Ezatollah Roustazadeh, PhD
Design: Fatemeh Aghajani

Postal Address: P. O. Box: 317793545, Karaj – IRAN
Tel / Fax: 026-36220160
Soil and Water Research Institute Website: www.swri.ir
Journal Website: http://lmj.areo.ir

Journal of
Land Management

ISSN: 2345-6205

Volume 12/ No. 2/ 2025

Subject **Page**

Using Sentinel radar and optical data in the Google Earth Engine platform to determine the extent of land use changes in Alborz Province.....7
R. Kharazmi, Z. MohammadEsmail, and M. ChatreNour

Effects of Different Types of Vegetation Cover on Soil Organic Matter Components and its Biological Characteristics (A Case Study of Mountain Ecosystems in Nowshahr, Mazandaran Province).....8
Y. Kooch, M. Tavakoli and K. Noormohammadi

Identification and ranking of factors involved in land use change of tea farms (A Case Study of Lakan Region, Rasht County).....9
S. J. Amirkyiaee, M. Kavoosi-Kalashami, and R. Esfanjari Kenari

Using remote sensing techniques to monitor changes in the use of protected lands and the Gheshlagh River bed and their impacts on flooding potential in the basin.....10
N. Shayani, H. Shafizadeh Moghadam, and M. Minaei

Using Remote Sensing Data and Machine Learning Methods to Estimate Changes in Hyrcanian Forests along the Southern Coasts of the Caspian Sea.....11
M. Afraz, D. Omarzadeh, M. Eftekhari, M. Yaghoobzadeh, and A. Haji Elyasi

An overview of methods for economic valuation of soil erosion damages: fundamentals, approaches, and operational methodology..... 12
H. Ghafari, Y. Parvizi, and M. Arabkhedri

Effects of integrated plant nutrient management on some quantitative traits of rainfed wheat under field conditions..... 13
A. Majidi and R. Hamidi Khasraghi

http://lmj.areo.ir