

## تغییرات مکانی-زمانی فرسایش خاک در حوزه آبخیز معرف خامسان با استفاده از مدل RUSLE

عبدالواحد خالدی درویشان\*<sup>۱</sup>، جلال فرجی<sup>۲</sup>، لیلیا غلامی<sup>۳</sup> و محسن خورسند<sup>۴</sup>

<sup>۱</sup> دانشیار، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، <sup>۲</sup> دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور و <sup>۳</sup> استادیار، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۰/۲۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۴/۰۷

### چکیده

پویایی عوامل فرساینده باران (R)، مدیریت زراعی (C) و فرسایش‌پذیری خاک (K) در مقایسه با دیگر عوامل (توپوگرافی، LS و مدیریت اراضی، P)، مهمترین نکته در برآورد صحیح فرسایش خاک در پایه‌های زمانی مختلف است. برآوردهای مکانی-زمانی فرسایش خاک در حوزه‌های آبخیز معرف-زوجی به دلیل کارکردهای آموزشی آن‌ها و نیز امکان تعمیم نتایج برای مناطق بزرگ‌تری از کشور از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. بنابراین، در پژوهش حاضر ضمن بررسی پویایی عوامل R، C و K در حوزه آبخیز معرف-زوجی خامسان، نقشه توزیعی فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه با استفاده از مدل RUSLE برای دو سال آبی ۹۵-۱۳۹۴ و ۹۷-۱۳۹۶ تهیه شد. نتایج نشان داد که فرسایش خاک در فصل زمستان با مقادیر ۳/۹۴ و ۴/۵۹ تن در هکتار به ترتیب حدود ۴۹ و ۷۴ درصد از کل فرسایش سال را به خود اختصاص داد. در نظر گرفتن شرایط ذوب در محاسبه عامل K برای فصل زمستان همراه با فقدان پوشش گیاهی در این فصل منجر به برآورد بیشتر فرسایش خاک نسبت به دیگر فصول شد. این نتایج با داده‌های هدررفت خاک کرت‌ها در رگبارهای ثبت شده در فصول مختلف و همچنین، غلظت بیشتر رسوبات معلق در رودخانه‌ها به‌ویژه در اسفند ماه تطابق دارد. در سال آبی ۹۵-۱۳۹۴ توزیع بارندگی‌ها در فصل پاییز به مراتب بیشتر از فصل بهار بود و لذا، فرسایش خاک فصل پاییز حدود ۳۳ درصد از کل فرسایش سال را به خود اختصاص داد. در سال آبی ۹۷-۱۳۹۶ اگرچه متوسط فرسایش خاک سالانه کمتر بود، اما به دلیل توزیع بیشتر بارندگی‌های فرساینده در فصل زمستان و هم‌زمان با فقدان پوشش گیاهی روی سطح خاک و نیز ذوب خاک، شدت فرسایش فصل زمستان بسیار بالا بود.

**واژه‌های کلیدی:** پوشش گیاهی، فرسایش‌پذیری خاک، کاربری اراضی، مدیریت اراضی، معادله جهانی هدررفت خاک

### مقدمه

برون منطقه‌ای پایداری اقتصادی، اجتماعی، سیاسی و محیط زیستی را به خطر می‌اندازد (Grepperud, ۲۰۱۲). فرسایش آبی شامل دو پدیده کاملاً متفاوت بوده که در مرحله اول ذرات خاک سطحی در اثر برخورد قطرات باران در واقع همان عامل فرساینده باران به سطح خاک متلاشی شده (Khaledi

امروزه فرسایش خاک یکی از دلایل مهم تخریب اراضی و یک خطر محیط زیستی مهم در سراسر جهان به‌خصوص برای کشورهای در حال توسعه تلقی می‌شود (Eswaran و همکاران، ۲۰۰۱). همچنین، فرسایش خاک به دلیل خسارت‌های درون منطقه‌ای و

شده  $RUSLE^2$  تهیه و به‌روزرسانی شد (Renard و همکاران، ۱۹۹۶). همچنین، مدل  $RUSLE$  پایه فیزیکی محکم‌تری نسبت به مدل  $USLE$  داشته، در اراضی غیرزراعی نیز استفاده می‌شود و در فرسایش شیاری و سطحی و سایر شکل‌های فرسایش به‌کار می‌رود (Vaezi و همکاران، ۲۰۱۷). رسوب خروجی یک حوضه به عواملی از جمله نوع خاک، کاربری و مدیریت اراضی و دخالت‌های انسانی نیز بستگی دارد، در این بین نقش کاربری اراضی دارای اهمیت زیادی است (O'Callaghan, ۱۹۹۶; Sedighi و همکاران، ۲۰۲۰).

استفاده از کشت بدون اقدامات حفاظتی، جنگل زدایی، شهرسازی و کشاورزی غیراصولی از عوامل اساسی در تشدید فرسایش هستند (Amsalu و Mengaw, ۲۰۱۴). در واقع عامل مدیریت ناصحیح در حوزه‌های آبخیز به‌وسیله انسان می‌تواند سرعت فرسایش را به شدت افزایش دهد (Ghahremannejad و همکاران، ۲۰۱۸). پوشش گیاهی به‌عنوان یک عامل کلیدی در تعیین کمیت و کیفیت فرسایش خاک و نیز پاسخ‌های هیدرولوژیکی سطحی زمین است. در مناطق پوشیده از گیاه، خواص فیزیکی خاک، مانند گسترش نفوذ و مواد آلی در مقایسه با فضاهای عاری از پوشش بیشتر است (Fensholt و همکاران، ۲۰۰۹). در این میان، پوشش گیاهی نقش مهمی در تنظیم فرایندهای هیدرولوژیکی و تغییر در خواص خاک، به‌دلیل مهار نیروهای مخرب بارندگی که باعث سله بستن خاک لخت و فرسایش خاک می‌شود، دارد و باعث بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی و زیست‌شناختی خاک می‌شود که این امر باعث کاهش فرسایش خواهد شد (King و همکاران، ۱۹۹۶). این عامل مهم بر اساس مطالعات، تکنیک‌های حفاظتی روی سطح خاک می‌تواند از دست رفتن خاک را به‌طور مؤثری کاهش دهد (Yu و همکاران، ۲۰۰۶). بنابراین، پیش از هر اقدامی پیش‌بینی شدت فرسایش خاک به برنامه‌ریزی در تعیین کاربری اراضی، بررسی خطرات فرسایش و ارزیابی اثرات تغییرات کاربری‌ها حائز اهمیت است (Bayramin, ۲۰۰۷).

تغییر پوشش و کاربری زمین بر بسیاری از

Darvishan و همکاران، ۲۰۱۴) و در مرحله دوم رواناب سطحی این ذرات متلاشی شده را با خود حمل می‌کند. انتقال رسوبات حاصل از فرسایش و مواد مغذی و انواع مختلف آلاینده‌های همراه با رسوبات به‌وسیله رودخانه‌ها نیز باعث ایجاد مشکلات متعدد محیط زیستی می‌شود (Mohammadi و همکاران، ۲۰۱۹). بنابراین، مطالعه فرسایش خاک و تولید رسوب در حوزه آبخیز یکی از ضروریات اساسی برای دستیابی به مدیریت یکپارچه زمین و حفاظت از خاک و آب است (Khaledi Darvishan و همکاران، ۲۰۱۶). قدرت فرساینده‌ی باران به انرژی جنبشی و شدت بارش بستگی دارد و انرژی جنبشی تابعی از قطر قطرات باران یا در واقع تابعی از جرم قطرات باران و سرعت نهایی آن‌ها است (Sadeghi و همکاران، ۲۰۱۳). پیش‌بینی فرسایش خاک، همواره یکی از متداول‌ترین روش‌ها در مدیریت منابع طبیعی به جهت کنترل بهره‌وری خاک و تخمین میزان رسوب و کیفیت آب است (Morgan و همکاران، ۲۰۱۱). ویشمایر و اسمیت ضمن ارائه معادله جهانی هدررفت خاک ( $USLE$ )<sup>۱</sup> بیان کردند که عامل فرساینده‌ی باران نقش مؤثری در فرسایش خاک داشته، همچنین، بین فرسایش خاک و فرساینده‌ی باران رابطه مستقیم وجود دارد (Wischmeier و Smith, ۱۹۷۸). در گذشته مبنای بر این بود که با برقراری رابطه رگرسیونی میان ارتفاع و مقدار بارندگی، نقشه بارندگی منطقه تهیه و با استفاده از رابطه رگرسیونی بین مقدار بارندگی و میزان عامل فرساینده‌ی، نقشه فرساینده‌ی باران تهیه شود (Arekhi و همکاران، ۲۰۱۱). نقشه فرساینده‌ی می‌تواند با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی، تحلیل داده‌های مکانی را با سرعت بیشتر و به سادگی امکان‌پذیر سازد (Shi, ۲۰۰۴). در همین رابطه با ترکیب سنجش از دور، سامانه اطلاعات جغرافیایی و معادله جهانی هدررفت خاک اصلاح شده میزان فرسایش خاک را سلول به سلول برآورد می‌شود (Mersey و Millward, ۱۹۹۹).

به‌منظور کاهش محدودیت‌های مدل  $USLE$  و بهبود عملکرد آن معادله جهانی فرسایش خاک اصلاح

<sup>2</sup> Revised Universal Soil Loss Equation

<sup>1</sup> Universal Soil Loss Equation

توان فرسایشی ۳/۵ تن در هکتار بوده، در فصل مرطوب مقدار آن به ۲۸ درصد افزایش یافت. Cebecauer و همکاران (۲۰۰۷) با مطالعه تاثیر تغییر کاربری در اسلواکی در سالهای ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰ به این نتیجه رسیدند که عمدتاً به دلیل تغییر مداوم مالکیت اراضی، تغییر نوع محصولات، جنگلزدایی و جنگل کاری تاثیرات آشکاری روی الگوی فرسایش خاک در قسمت دره‌ها و نواحی کوهستانی داشته است.

در ادامه، Sharma و همکاران (۲۰۱۰) با مطالعه اثر تغییر کاربری اراضی روی فرسایش با استفاده از USLE در حوزه آبخیز مایتون، هند طی سالهای ۱۹۸۹ تا ۲۰۰۴ به این نتیجه رسیدند که تغییر کاربری‌ها باعث فرسایش قابل توجهی در حوضه مذکور شد و در سالهای مذکور مقدار فرسایش به ترتیب ۱۲/۱۱ و ۱۳/۲۱ تن در هکتار در سال بود. Sanchez-Moreno و همکاران (۲۰۱۴) عامل فرسایش باران در جزیره Santiago واقع در ۵۰۰ کیلومتری ساحل غربی افریقا را پهنه‌بندی کردند. ایشان حاصل‌ضرب انرژی جنبشی در بیشینه شدت ۳۰ دقیقه‌ای را با استفاده از داده‌های جمع‌آوری شده در سالهای ۲۰۰۸ تا ۲۰۱۴ با دقت زمانی سه دقیقه ای به وسیله ارتباط شدت انرژی جنبشی به دست آوردند. نتایج نشان داد، مقدار فرسایش سالانه بیش از ۱۷۰۰ ژول میلی‌متر بر متر مربع ساعت بوده است. Andreoli (۲۰۱۸) با استفاده از مدل RUSLE در منطقه Dumbea، کالدونیای جنوبی (جنوب غربی اقیانوس آرام) عنوان می‌کند که مدل‌سازی RUSLE نشان‌دهنده یک همبستگی خوب بین موقعیت مناطق فرسایش‌یافته به وسیله مدل در مقایسه با مشاهدات میدانی است.

در ایران نیز Ghoddousi و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی رابطه بین تغییر نوع استفاده از اراضی با مقادیر فرسایش و رسوب در حوزه آبخیز طالقان به این نتیجه رسیدند که در فواصل زمانی ۱۳۸۰-۱۳۴۹ سطح اراضی مرتعی در آبخیز طالقان ۱۵ درصد افزایش داشته، سطح اراضی زراعی شامل دیم و آبی به ترتیب ۱۱/۱ و ۳/۸ درصد کاهش داشته است. بررسی مقادیر بار معلق سالیانه در مقاطع زمانی ۱۳۶۶-۱۳۴۹ و

فرایندهای طبیعی نظیر فرسایش خاک و تولید رسوب، سیلاب و خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک اثر می‌گذارد (Sedighi و همکاران، ۲۰۲۰). یکی از تاثیرات اساسی نوع پوشش زمین بر فرایندهای موجود در حوزه‌های آبخیز، نقش آن بر میزان فرسایش خاک است. فرسایش خاک یکی از مشکلات محیطی است که تهدیدی برای منابع طبیعی، کشاورزی و محیط زیست به شمار می‌رود (Saffari، ۲۰۰۸). کاربری زمین یا درصد پوشش گیاهی اثرات بسیاری در میزان هدررفت خاک دارد (Wijitkosum، ۲۰۱۲؛ Alkharabsheh، ۲۰۱۳؛ Sedighi و همکاران، ۲۰۲۰). از این‌رو، شناسایی روند تغییرات فرسایش خاک به همراه بررسی اثر تغییرات پوشش زمین در حوزه‌های آبخیز در اقدامات مدیریتی کنترل فرسایش و مدیریت حوزه‌های آبخیز و منابع آب و خاک نقش مؤثری دارد (Smith و Wischmeier، ۱۹۷۸).

مدل‌های ریاضی متعددی برای برآورد فرسایش خاک ارائه شده‌اند که در این میان، برخی مدل‌ها نیز در ایران استفاده می‌شوند. از جمله این مدل‌ها، می‌توان به معادله جهانی فرسایش خاک USLE (Smith و Wischmeier، ۱۹۷۸)، معادله جهانی هدررفت خاک تجدید نظر شده MUSLE (Williams، ۱۹۷۵) یا معادله جهانی فرسایش خاک اصلاح شده RUSLE که برای تخمین فرسایش خاک در حوزه‌های آبخیز مورد استفاده قرار می‌گیرد، اشاره کرد (Bahadur و Krishna، ۲۰۰۹). بررسی‌ها نشان داد که پژوهش‌های متعددی در زمینه کاربری معادله RUSLE وجود دارد و می‌توان به موارد بیان شده در ادامه اشاره کرد. Silva (۲۰۰۴) عامل R را بر اساس مقادیر میانگین بارندگی سالانه و میانگین بارندگی ماهانه به دست آورد و تغییرات زمانی و مکانی آن در برزیل را مورد بررسی قرار داد. نتایج ایشان نشان داد که بیشترین و کمترین مقادیر فرسایش به ترتیب مربوط به شمال غربی و شمال شرقی برزیل بوده، ماه‌های دسامبر تا ژانویه و ژوئن تا سپتامبر نیز به ترتیب بیشترین و کمترین مقادیر فرسایش را به خود اختصاص دادند. Hoyos (۲۰۰۵) با ارزیابی توان فرسایش خاک با استفاده از مدل RUSLE در کلمبیا نشان داد که در فصل خشک، ۱۱ درصد اراضی دارای

Ghahremannejad و همکاران (۲۰۱۸) در حوضه کلیبرچای، آذربایجان شرقی بیان کردند که کمترین و بیشترین مقدار متوسط فرسایش خاک در سناریوی تبدیل مرتع طبیعی به پوشش درختی و سناریوی تبدیل مرتع طبیعی به دیمزار به ترتیب ۹/۰۳ و ۱۵/۴۳ تن در هکتار در سال بود. Saffari و همکاران (۲۰۱۸) با استفاده از مدل RUSLE در حوزه آبخیز قره‌سو نشان دادند که رابطه تنگاتنگی بین اثر پوشش زمین بر میزان هدررفت خاک وجود داشت و با استفاده از ابزار سنجش از دور کاهش پوشش‌های جنگل متراکم، جنگل با تراکم کم و مرتع در برابر افزایش سطوح کشاورزی، زمین‌های بدون پوشش و سکونت‌گاه‌های انسانی در طی بازه سی ساله را نشان دادند.

از جمع‌بندی مطالعات انجام شده می‌توان بیان کرد که تقریباً هر جا مقادیر عددی عوامل مدل RUSLE با صحت و دقت قابل قبول در دسترس باشد، این مدل نتایج قابل قبولی را ارائه خواهد کرد (Renard و همکاران، ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷؛ Cooper و همکاران، ۲۰۱۱؛ Khorsand و همکاران، ۲۰۱۷). به-علاوه، بررسی‌های مختلفی در مورد فرسایش باران و نقش آن بر فرسایش خاک به‌وسیله مدل RUSLE انجام شده است. اما پویایی عوامل R و C در فصول مختلف و اثر آن‌ها بر تغییرات مقادیر فرسایش به‌ویژه در یک حوزه آبخیز معرف در کشور مورد بررسی قرار نگرفته است. بنابراین، پژوهش حاضر به‌منظور بررسی تاثیر پویایی دو عامل مذکور در مدل RUSLE بر فرسایش خاک در دو سال آبی ۹۵-۱۳۹۴ و ۹۷-۱۳۹۶ در حوزه آبخیز معرف خامسان در جنوب استان کردستان انجام شد.

### مواد و روش‌ها

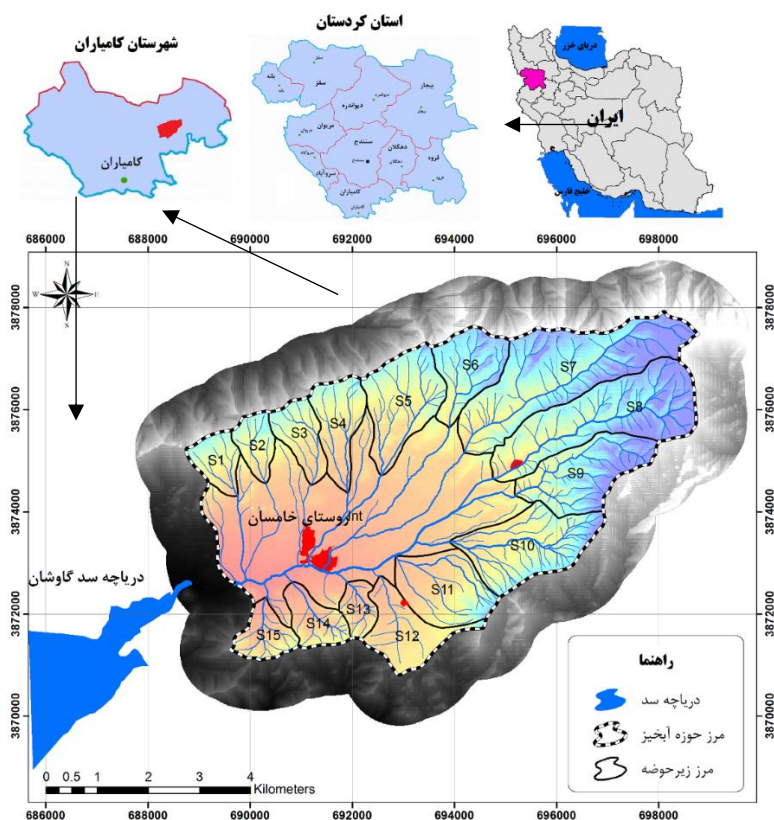
**منطقه مورد مطالعه:** حوزه آبخیز معرف زوجی خامسان در استان کردستان یکی از زیرحوضه‌های آبخیز سیروان می‌باشد که با مساحت ۴۳۳۶/۲۲ هکتار در ۲۵ کیلومتری شمال شهرستان کامیاران و در محدود اراضی ملکی روستاهای خامسان، سنگ‌سفید و چال‌آباد واقع شده است که از شمال به ارتفاعات کوه سوله، از جنوب به ارتفاعات کوه‌های کانی فقی و ملومند، از شرق به ارتفاعات کوه ویس و از غرب به

۱۳۸۰-۱۳۶۷ نیز حاکی از این بوده که در دوره مذکور به ترتیب مقدار بار معلق در رودخانه طالقان به وقوع و کاهش روبرو بوده است. بر اساس بررسی‌های انجام شده، علت افزایش رسوب در دوره ۱۳۶۶-۱۳۴۹ بیشتر مربوط به تغییر در مقادیر ترسالی‌ها و علت کاهش رسوب نیز در دوره ۱۳۸۰-۱۳۶۷ بیشتر مربوط به تغییر در نوع استفاده از اراضی بوده است. Hakimkhani و همکاران (۲۰۱۰) نقشه فرسایش باران در استان لرستان را با برقراری رابطه رگرسیونی بین  $EI_3$  و تعدادی از شاخص‌های زودیافت، تهیه نمودند. Sadeghi و همکاران (۲۰۱۱) تغییرات زمانی و مکانی عامل فرسایش باران ۱۸ ایستگاه را در مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه در یک دوره آماری ۲۳ ساله ارزیابی کردند. نتایج پژوهش نشان داد که بیشینه عامل فرسایش در ماه‌های مارس، دسامبر و نوامبر و کمینه آن طی ماه‌های جولای و اوت اتفاق افتاده است. Rahimi و همکاران (۲۰۱۳) ضمن بررسی تغییرات فرسایش حوزه آبخیز سیوند طی سال‌های ۱۹۸۸ تا ۲۰۰۹ را به‌وسیله مدل RUSLE و بهره‌گیری از تصاویر ماهواره‌ای TM برای سال ۱۹۹۸ و ETM برای سال ۲۰۰۹، بیان نمودند که میانگین فرسایش خاک به ازای هر هکتار ۱/۸۷ تن افزایش یافت که علت افزایش تغییرات فرسایش در طی دوره مطالعه کاهش پوشش گیاهی بوده و این کاهش در اثر افزایش جمعیت حوضه و به تبع آن دخالت در طبیعت و چرای بی‌رویه دام در اراضی مرتعی بوده است.

Zabihی و همکاران (۲۰۱۴) تحلیل الگوهای مکانی عامل فرسایش باران در مقیاس‌های زمانی متفاوت در ایران پرداختند و نشان دادند که مقدار میانگین عامل فرسایش باران سالانه در کشور ۱۴/۱۳ تن متر سانتی‌متر بر هکتار ساعت بود. در ادامه، Khorsand و همکاران (۲۰۱۷) در پژوهشی در حوزه آبخیز معرف خامسان به مقایسه نتایج برآورد فرسایش سالانه خاک به‌وسیله مدل RUSLE با میخ‌ها و کرت‌های فرسایش پرداختند. نتایج ایشان نشان داد که کاربست مدل در مقیاس حوزه آبخیز برآوردهای قابل قبول‌تری نسبت به تعمیم خطی نتایج میخ‌ها و کرت‌های فرسایش به کل حوضه به‌دست می‌دهد.

در حد واسط "۴۷' ۴۵' ۴۷" تا "۴۴' ۱۰' ۴۷" طول شرقی و "۵۱' ۵۷' ۳۴" تا "۲۹' ۱' ۳۵" عرض شمالی قرار دارد (شکل ۱). در این حوضه حداکثر و حداقل ارتفاع به ترتیب ۲۳۸۵ و ۱۵۷۶ متر از سطح دریا می‌باشد. متوسط بارندگی و دمای سالانه حوضه به ترتیب ۳۴۵/۲ میلی‌متر و ۱۳/۲ درجه سانتی‌گراد برآورد شده است (Khorsand و همکاران، ۲۰۱۷).

اراضی روستای پیر مقداد و دریاچه سد مخزنی گاوشان محدود می‌شود. خامسان به‌عنوان یکی از حوزه‌های آبخیز معرف-زوجی و نمایشی کشور، برای مطالعه مستقیم اثر عملیات و اقدامات آبخیزداری بر مراحل مختلف فرایند فرسایش خاک و تولید رسوب و با نصب ایستگاه‌های مورد نیاز از سال ۱۳۸۵ مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. حوضه مذکور در زون ۳۸



شکل ۱- موقعیت حوزه آبخیز معرف خامسان در استان کردستان و ایران

فرسایش شیبی و سطحی (تن در هکتار در سال)،  $R$ ، عامل فرسایش باران (مگاژول میلی‌متر در هکتار ساعت) برای رخ دادهای بارندگی در مقطع زمانی مطالعاتی،  $K$  عامل فرسایش‌پذیری خاک (تن ساعت بر مگاژول میلی‌متر)،  $L$  عامل طول شیب،  $S$  عامل شیب زمین،  $C$  عامل مدیریت زراعی و  $P$  عامل مدیریت اراضی می‌باشند. عامل شیب و طول شیب با استفاده از نقشه توپوگرافی و به بهره‌گیری از فن سنجش از دور به‌دست می‌آیند. عامل مدیریت زراعی عبارت است از، فرسایش حاصل در زمین با پوشش گیاهی مشخص نسبت به مقدار فرسایش در شرایط

- معادله جهانی فرسایش خاک اصلاح شده (RUSLE): معادله RUSLE مشابه معادله جهانی فرسایش خاک (رابطه ۱) بوده، اما اصلاحات مختلفی در تعیین عامل‌های آن صورت گرفته است (Lafren و همکاران، ۱۹۹۱) که وابسته به نوع اراضی است و در اراضی کشاورزی مرتعی قابلیت استفاده دارد. همچنین، در شرایط مختلف پوشش مانند اراضی زراعی، جنگل، مرتع و جنگل‌های آسیب دیده توسعه یافته است (Chakroun و همکاران، ۱۹۹۳).

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

که در آن،  $A$  مقدار خاک فرسایش‌یافته به‌وسیله

۱۹۹۷) مقدار عامل K تعیین و نقشه عامل K به صورت رستری تهیه شد. تغییرپذیری این عامل تحت تاثیر تغییرات دمایی خاک در ماهها و فصول سال برای بافت‌های مختلف به وسیله Wall و همکاران (۱۹۸۸) در جداولی ارائه شده است. لذا، در پژوهش حاضر نیز تغییرات فرسایش‌پذیری خاک در طول سال و متناسب با بافت خاک متوسط نسبت به مقادیر پایه عامل حاصل از نمودار، اعمال شد.

عامل طول و تندی شیب به عنوان عامل توپوگرافی به وسیله رابطه (۲) (برای شیب‌های کوچک‌تر و مساوی با نه درصد) و رابطه (۳) (برای شیب‌های بزرگ‌تر از نه درصد) محاسبه شد (Wischmeier و Smith, ۱۹۷۸).

$$LS = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^{0.5} (10.8 \sin \theta + 0.03) \quad (2)$$

$$LS = \left( \frac{\lambda}{22.13} \right)^{0.5} \left( \frac{\sin \theta}{0.0896} \right)^{0.6} \quad (3)$$

که در آن‌ها،  $\lambda$  طول شیب (متر) و  $S$  زاویه شیب (درجه) است. در پژوهش حاضر، با استفاده از نرم‌افزار SAGA GIS و با استفاده از مدل رقومی ارتفاع ۱۰ متر منطقه نقشه عامل LS به صورت رستری تهیه شد. برای تهیه نقشه عامل C ابتدا، نقشه شاخص نرمال‌شده پوشش گیاهی<sup>۱</sup> NDVI در کل حوضه با استفاده از نوار ۴ و ۵ تصاویر ماهواره‌ای Landsat 8 برای فصولی که در آن‌ها بارش موثر برای ایجاد فرسایش وجود داشت (پاییز، زمستان و بهار) تهیه شد (رابطه ۴). در این مطالعه، از تصاویری استفاده شد که علاوه بر کمترین پوشش ابری و در حد ناچیز، معرف همان فصل نیز باشند.

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})} \quad (4)$$

که در آن،  $NIR$  مقدار نوار مادون قرمز نزدیک و  $RED$  مقدار نوار قرمز است (Sharma و Patil, ۲۰۱۳). با توجه به این‌که تقریباً ۵۰ درصد از بارندگی در حوزه آبخیز خامسان مربوط به فصل پاییز است (Khorsand و همکاران، ۲۰۱۷) و به‌طور کلی، متوسط شدت بارندگی منطقه مورد مطالعه زیاد است، برای تبدیل NDVI به نقشه عامل C از رابطه Durigon و همکاران (۲۰۱۴) استفاده شد (رابطه ۵). مقدار C با NDVI

پوشش و مدیریت کرت استاندارد که با توجه به نقشه پوشش گیاهی و کاربری اراضی منطقه تعیین می‌گردد. عامل مدیریت اراضی نیز عبارت است از نسبت فرسایش در یک زمین حفاظت شده به مقدار فرسایش همان زمین که هیچ‌گونه عملیات حفاظتی در آن انجام نشده است.

**روش پژوهش:** برای تهیه نقشه عامل فرساینده از داده‌های ایستگاه باران‌نگاری واقع در حوزه آبخیز معرف خامسان برای سال‌های آبی ۹۵-۱۳۹۴ و ۹۷-۱۳۹۶ مورد استفاده قرار گرفت. داده‌های باران‌نگاری در فواصل زمانی ۱۰ دقیقه‌ای ابتدا، بر اساس فصل مرتب شد و به ازای مقادیر مختلف زمان وقفه بین رگبارهای مختلف (۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۲۰ و ۱۴۰ دقیقه) تعداد رگبارها محاسبه و در ادامه، نمودار زمان وقفه در مقابل تعداد واقعه ترسیم شد. سپس، زمان وقفه ۶۰ دقیقه که در آن شیب تغییرات تعداد رگبارها به صورت معنی‌دار کمتر شد، به عنوان زمان وقفه بهینه برای سری زمانی داده‌های باران‌نگاری مشخص شد (Joo و همکاران، ۲۰۱۳). از طرفی، استفاده از مدل رقومی ارتفاع به عنوان عامل کمکی برای برآورد عامل فرساینده باران در مناطقی که تعداد ایستگاه هواشناسی اندک است منبعی بسیار ارزشمند است (Goovaerts, ۱۹۹۹). لذا، در حوزه آبخیز خامسان هر چند تغییرات مکانی عامل فرساینده باران به دلیل وسعت کم ناچیز است، اما با استفاده از تغییرات ارتفاع سعی شد که تغییرات مکانی عامل فرساینده باران در نظر گرفته شود. Khaledi Darvishan و همکاران (۲۰۱۸) با بررسی آمار رواناب و رسوب اندازه‌گیری شده در خروجی ۱۸ کرت استاندارد برای ۵۲ رگبار ثبت شده در حوزه آبخیز مورد مطالعه نشان دادند که برای رگبارهای با مقدار ارتفاع بارندگی تجمعی کمتر از پنج میلی‌متر میزان رسوب اندازه‌گیری شده بسیار کم و قابل صرف‌نظر کردن است. لذا، در پژوهش حاضر نیز رگبارهای با مقادیر کمتر از پنج میلی‌متر به عنوان رگبارهای غیرفرساینده حذف شدند. نقشه عامل فرساینده برای هر ماه به وسیله نرم‌افزار ArcGIS تهیه و سپس، برای مقیاس‌های فصلی و سالانه با هم جمع شد.

برای محاسبه عامل K، به کمک نمودار (Wischmeier و Smith, ۱۹۷۸؛ Renard و همکاران،

<sup>1</sup> Normalized Difference Vegetation Index

استفاده شد. در نهایت، با توجه به سال‌های آبی مدنظر، نقشه‌های عوامل RUSLE به‌وسیله نرم‌افزار ArcMap در هم ضرب و در نهایت، نقشه فرسایش خاک فصلی و سالانه برای سال‌های آبی مدنظر تهیه شد.

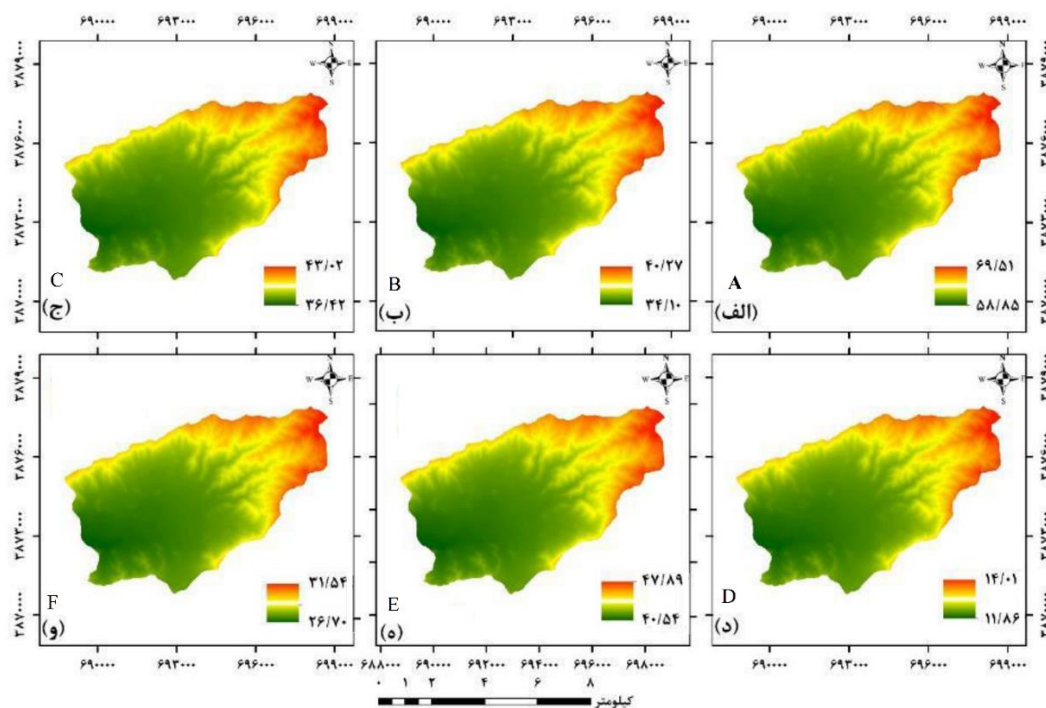
### نتایج و بحث

نقشه‌های عامل فرسایش‌دگی باران برای فصول پاییز، زمستان و بهار در هر دو سال آبی مورد بررسی در شکل ۲ و نقشه‌های عامل فرسایش‌پذیری خاک برای فصول مذکور در شکل ۳ ارائه شده است. در دو سال آبی مورد بررسی توزیع عامل فرسایش‌دگی باران در فصول مختلف یکسان نبود. در حالی‌که با توجه به روش محاسبه عامل فرسایش‌پذیری خاک، تغییرپذیری این عامل در ماه‌ها و فصول مختلف یک سال بسیار بیشتر از تغییرات آن در دو سال با فاصله زمانی کم است.

رابطه خطی معکوس دارد، یعنی وقتی مقدار NDVI به سمت ۱- نزدیک می‌شود، منطقه فقیر از پوشش گیاهی و وقتی به سمت یک نزدیک می‌شود، منطقه دارای پوشش گیاهی می‌باشد (Lin و همکاران، ۲۰۰۲).

$$C = \frac{-NDVI + 1}{2} \quad (5)$$

بخش‌هایی از حوضه خامسان عملیات بانکت‌بندی انجام شده است که مقادیر مناسب این نوع عملیات حفاظتی با استفاده از جدول‌های مربوط به آن در نظر گرفته شد (Troeh و همکاران، ۱۹۸۰). ایشان برای کاربری‌های زراعت آبی، محصولات متنوع، مسکونی، جنگل، باغبانی مخلوط، برنج، منطقه تفریحی، بانکت‌بندی، مرتع، زراعت دیم، جنگل دشتی، آب، رخنمون سنگی و معدن مقادیر ۰/۴۵، ۰/۴۵، ۰/۴، ۰/۱، ۰/۴، ۰/۵، ۰/۶، ۰/۵، ۰/۱، ۰/۵، ۰/۱ و ۱/۰ را ارائه کردند. نقشه عامل P حاصل از پژوهش Khorsand و همکاران (۲۰۱۷)، در پژوهش حاضر



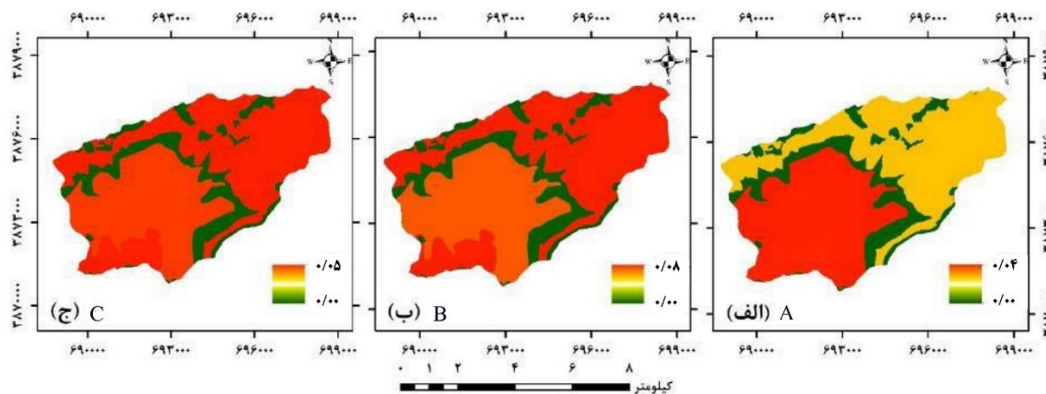
شکل ۲- نقشه عامل فرسایش‌دگی باران (مگاژول میلی‌متر در هکتار ساعت) حوزه آبخیز خامسان برای پاییز (الف) و زمستان (ب) ۱۳۹۴، بهار (ج) ۱۳۹۵، پاییز (د) و زمستان (ه) ۱۳۹۶ و بهار (و) ۱۳۹۷

این عامل که از نمودار به‌دست آمد، برای فصول مختلف در ضرایب اصلاحی ضرب شود. غلظت بیشتر رسوبات معلق در رودخانه‌های مناطق با ویژگی‌های

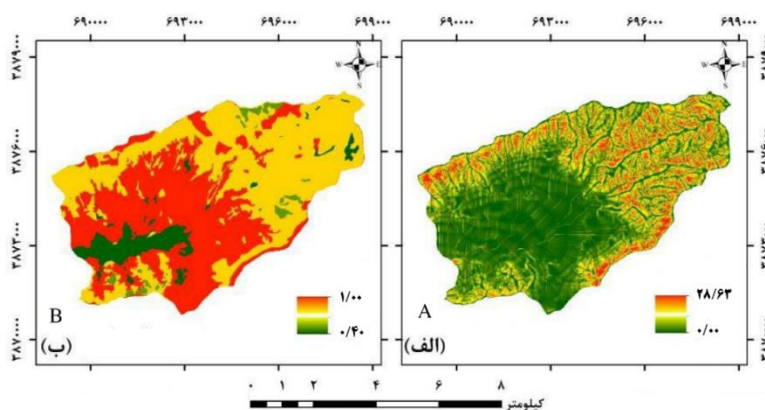
در نظر گرفتن شرایط ذوب پس از انجماد در محاسبه عامل فرسایش‌پذیری خاک برای اواخر فصل زمستان و اوایل فصل بهار موجب شد تا مقادیر پایه

یکساله (تیر ۱۳۹۴ تا خرداد ۱۳۹۵) نیز نشان داد که متوسط غلظت رسوب معلق در ماه‌های فروردین و اردیبهشت به بیشترین حد خود می‌رسد.

مشابه در اواخر زمستان و اوایل بهار نیز بر افزایش فرسایش‌پذیری خاک در این دوره زمانی تاکید دارد. در همین رابطه اندازه‌گیری روزانه غلظت رسوبات معلق در خروجی حوزه آبخیز خامسان در یک دوره



شکل ۳- نقشه عامل فرسایش‌پذیری خاک (تن ساعت بر مگاژول میلی‌متر) حوزه آبخیز خامسان برای فصول پاییز (الف)، زمستان (ب) و بهار- تابستان (ج) (Khor sand و همکاران، ۲۰۱۷)



شکل ۴- نقشه‌های عوامل توپوگرافی (الف) و مدیریت اراضی (ب) حوزه آبخیز خامسان

است.

نقشه‌های عامل مدیریت زراعی برای فصول پاییز، زمستان و بهار در هر دو سال آبی مورد بررسی در شکل ۵ ارائه شده است. تغییرات این عامل در ماه‌ها و فصول مختلف، یکی از مهمترین دلایل اختلاف فرسایش خاک بین ماه‌ها و فصول است و در حقیقت می‌توان گفت، بعد از عامل فرسایش‌پذیری باران، مهمترین دلیل توزیع غیریکنواخت فرسایش خاک در طول ماه‌های مختلف سال است. همان‌طور که در شکل ۵ دیده می‌شود، نه تنها مقادیر کمینه و بیشینه عامل مدیریت زراعی در فصول مختلف متفاوت است، بلکه میزان و شدت تفاوت در دو سال مورد بررسی نیز مشابه نیست. از طرف دیگر، توزیع مقادیر مختلف

نقشه‌های عوامل توپوگرافی و مدیریت اراضی به‌صورت عوامل ایستا و بدون تغییر در دوره مورد بررسی در شکل ۴ ارائه شده است. همان‌طور که دیده می‌شود، از نظر عامل توپوگرافی، دامنه‌های پرشیب بالادست (رنگ‌های زرد و قرمز) و از نظر عامل مدیریت اراضی، ناحیه داخلی یا دشت میانی (رنگ‌های سبز و قرمز منطبق بر اراضی کشاورزی آبی و دیم) بیشترین مقادیر را به خود اختصاص داده است. به‌عبارت دیگر، توزیع حساس‌ترین مناطق برای افزایش خطر فرسایش از نظر این دو عامل تا حد زیادی برعکس است. در حقیقت، وجود سنگریزه‌های بیشتر در خاک و نیز واریزه‌ها در شیب‌های زیاد یکی از دلایل کاهش فرسایش‌پذیری خاک در اراضی شیب‌دار

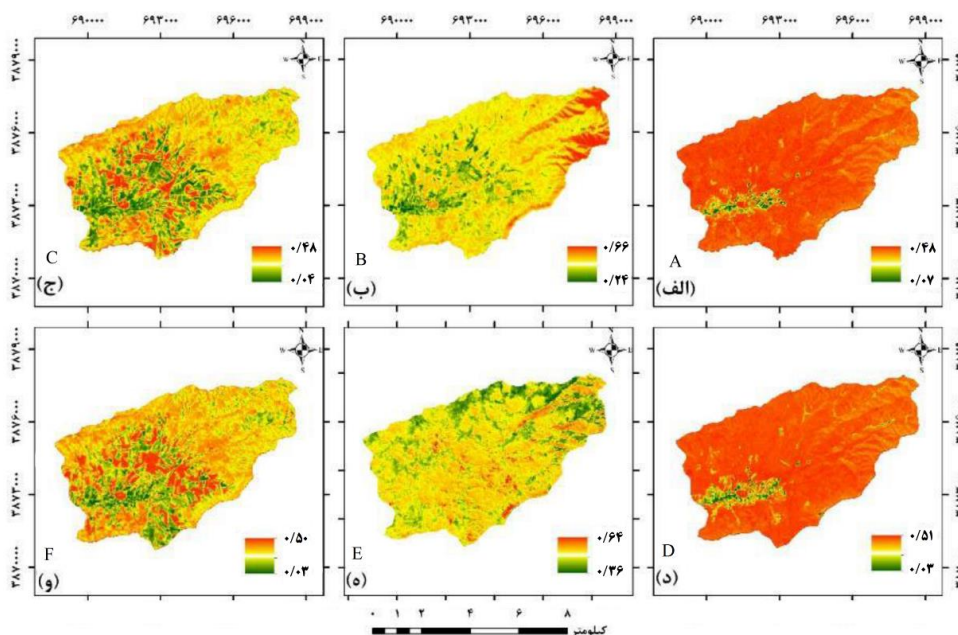


مدیریت زراعی شود (نقشه‌های ۵-ب و ۵-ه). در نهایت، اختلاف و تنوع مقادیر عامل مدیریت زراعی در فصل بهار (نقشه‌های ۵-ج و ۵-و) بیشتر از سایر فصول است. در ادامه، با ضرب نقشه عوامل مختلف ورودی مدل در همدیگر، نقشه توزیعی فرسایش خاک برای هر یک از فصول در دو سال مورد بررسی تهیه شد.

نتایج تفکیک درصد بارش فصلی به سالانه، دامنه تغییرات و متوسط فرسایش فصلی و سالانه و درصد فرسایش فصلی به سالانه در جدول ۱ ارائه شده است. همچنین، نقشه‌های فرسایش فصلی و سالانه برای هر دو سال آبی مورد بررسی به ترتیب در شکل‌های ۶ و ۷ ارائه شده است.

عامل مدیریت زراعی در سطح حوزه آبخیز نیز کاملاً وابسته به شرایط بارندگی و نوع محصولات و زمان‌بندی زراعی و آبیاری است. لذا، در فصل پائیز در بخش‌های کمی از مناطق داخلی که دقیقاً منطبق با اراضی کشاورزی آبی هستند، مقادیر عامل مدیریت زراعی کم بوده، در مابقی بخش‌های حوزه آبخیز به دلیل عدم برخورداری از پوشش سبز در فصل پائیز، مقادیر عامل مدیریت زراعی بالاست.

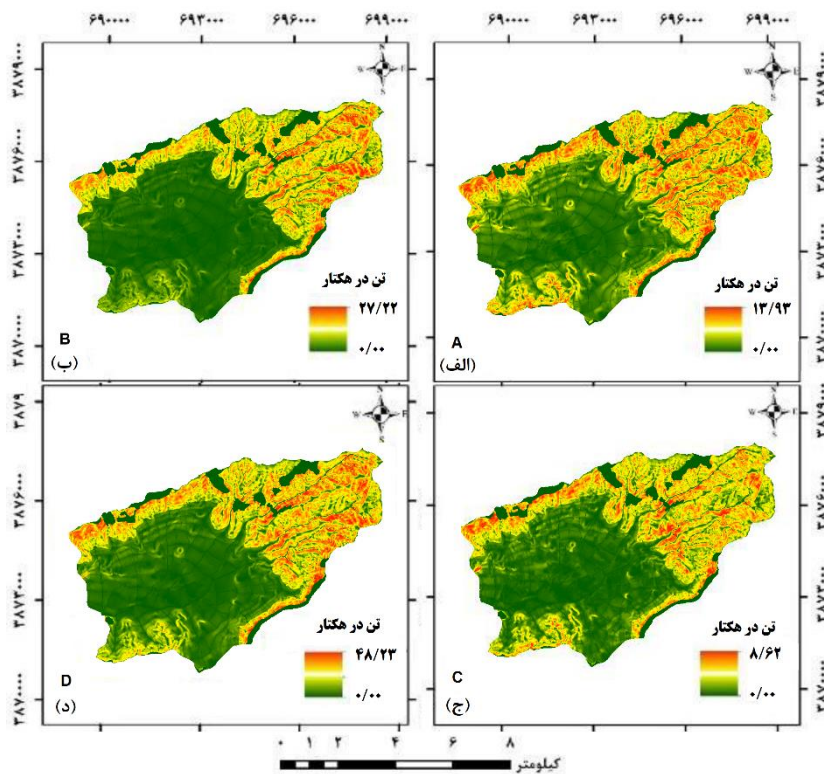
تقدم و یا تأخر ایجاد شده در پوشش گیاهی سبز در مراتع و اراضی کشاورزی وابسته به تغییرات دمایی و گرمای زودرس است که توانسته در اواخر فصل زمستان تا حدودی موجب اختلاف در نقشه شاخص نرمال‌شده پوشش گیاهی و در نهایت، در نقشه عامل



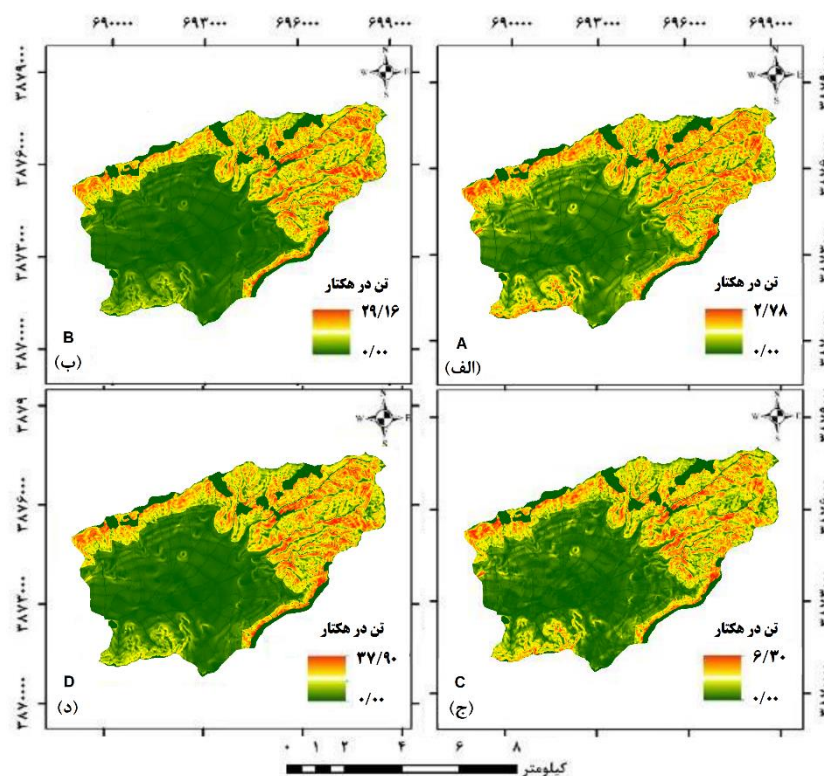
شکل ۵- نقشه عامل مدیریت زراعی حوزه آبخیز خامسان برای فصول پاییز (الف) و زمستان (ب) ۱۳۹۴، بهار (ج) ۱۳۹۵، پاییز (د) و زمستان (ه) ۱۳۹۶ و بهار (و) ۱۳۹۷

جدول ۱- نتایج مقادیر فرسایش خاک (تن در هکتار) در مقیاس‌های فصلی و سالانه مورد مطالعه

سال آبی	سال	فصل	درصد بارش فصلی به سالانه	دامنه تغییرات فرسایش فصلی	متوسط فرسایش فصلی	درصد فرسایش فصلی به سالانه	دامنه تغییرات فرسایش سالانه	متوسط فرسایش سالانه
۱۳۹۴-۹۵	۱۳۹۴	پاییز	۴۹/۷۴	۰ - ۱۳/۹۳	۲/۶۲	۳۲/۸۳		
		زمستان	۲۶/۰۹	۰ - ۲۷/۲۲	۳/۹۴	۴۹/۳۷	۰ - ۴۸/۲۳	۷/۹۸
		بهار	۲۲/۶۹	۰ - ۸/۶۲	۱/۴۲	۱۷/۸۰		
۱۳۹۶-۹۷	۱۳۹۶	تابستان	۱/۴۸	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰		
		پاییز	۲۲/۸۰	۰ - ۲/۷۸	۰/۵۲	۸/۳۵		
		زمستان	۴۱/۴۸	۰ - ۲۹/۱۶	۴/۵۹	۷۳/۶۷	۰ - ۳۷/۹۰	۶/۲۳
	۱۳۹۷	بهار	۲۴/۱۷	۰ - ۶/۳۰	۱/۱۲	۱۷/۹۸		
		تابستان	۱۱/۵۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰		



شکل ۶- نقشه فرسایش خاک (تن در هکتار) در حوزه آبخیز خامسان برای پاییز (الف) و زمستان (ب) ۱۳۹۴ و بهار (ج) ۱۳۹۵ و سال آبی ۱۳۹۴-۹۵ (د)



شکل ۷- نقشه فرسایش خاک (تن در هکتار) در حوزه آبخیز خامسان برای فصول پاییز (الف) و زمستان (ب) ۱۳۹۶ و بهار (ج) ۱۳۹۷ و سال آبی ۱۳۹۶-۹۷ (د)

بسیار مهم شامل تغییرات کاربری اراضی، تغییرات پراکنش زمانی بارش و همچنین، دما موجب تغییر در چرخه انجماد-ذوب و وضعیت و مراحل زیستی پوشش گیاهی شده و در نهایت، میزان فرسایش خاک را تعیین می‌کنند. در دهه‌های اخیر تغییر اقلیم همراه با افزایش دما باعث تقویت مطالعات در خصوص فرایندهای هیدرولوژیک در مناطق مستعد کوهستانی شده است (Bloomfield و همکاران، ۲۰۱۳). تغییرات شدید نسبت بارش فصلی به سالانه در حوزه آبخیز مورد بررسی (جدول ۱) نیز ممکن است، ناشی از این پدیده باشد.

### نتیجه‌گیری

پژوهش حاضر به منظور بررسی پویایی عوامل R، C و P در حوزه آبخیز معرف-زوجی خامسان در جنوب استان کردستان انجام شد. برای این منظور، نقشه توزیعی فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی فصلی و سالانه با استفاده از مدل RUSLE برای دو سال آبی ۱۳۹۴-۹۵ و ۱۳۹۶-۹۷ تهیه شد.

مهمترین نتیجه کاربردی پژوهش حاضر، تعیین سهم فرسایش فصول مختلف در فرسایش کل سالانه بود. در این راستا، مشخص شد که فصل زمستان در هر دو سال آبی مورد بررسی بیشترین سهم را در فرسایش سالانه دارد. به‌ویژه در سال آبی ۱۳۹۴-۹۵ که حدود نیمی از بارش کل سال در فصل پائیز و تنها حدود یک چهارم در فصل زمستان رخ داد، با این حال سهم فرسایش خاک در فصل زمستان بسیار بیشتر از فصل پائیز بود. افزایش رواناب ناشی از ذوب برف و بارندگی روی خاک کاملاً مرطوب در کنار پدیده ذوب خاک‌های منجمد و اتساع ساختار خاک موجب افزایش فرسایش‌پذیری خاک و در نهایت، افزایش شدید فرسایش در این ماه می‌شود و البته این شرایط تا اوایل فروردین نیز ادامه دارد. در این میان نقش عامل مدیریت زراعی و به‌ویژه تلاش برای حفظ کمینه پوشش کاه و کلش برای افزایش مقاومت برشی سطح خاک و حفاظت فیزیکی از آن در اسفند و اوایل فروردین، بسیار حائز اهمیت است. در همین راستا، پیشنهاد می‌شود که نقش تیمارهای مختلف مدیریت شخم به‌ویژه کشاورزی حفاظتی و حفظ کاه و کلش در

همان‌طور که دیده می‌شود، روند کلی تغییرات مکانی فرسایش خاک از روند تغییرات مکانی عامل توپوگرافی تبعیت می‌کند. دامنه تغییرات زیاد این عامل به‌ویژه در مناطق کوهستانی به‌عنوان دلیل اصلی اثرگذاری آن در الگوی مکانی فرسایش در تعدادی از پژوهش‌های پیشین ذکر شده است (به عنوان مثال Fu و همکاران، ۲۰۰۵؛ King و همکاران، ۲۰۰۵؛ Zhou و همکاران، ۲۰۰۸؛ Zhang و همکاران، ۲۰۱۳؛ Markose و Jayappa، ۲۰۱۶). ذکر این نکته نیز جالب است که در بخش میانی و کم‌شیب حوضه مقادیر فرسایش خاک بسیار کمتر از دامنه‌های پرشیب است.

همان‌طور که در شکل‌های ۶ و ۷ و جدول ۱ دیده می‌شود، در دو سال آبی ۱۳۹۴-۹۵ و ۱۳۹۶-۹۷ فرسایش خاک در فصل زمستان بیشترین سهم از کل فرسایش سال را به خود اختصاص داده است. در نظر گرفتن شرایط ذوب پس از انجماد خاک در محاسبه عامل K برای فصل زمستان همراه با مقادیر بالای عامل C به دلیل فقدان پوشش گیاهی سبز در این فصل منجر به افزایش فرسایش خاک نسبت به دیگر فصول شده است. یافته‌های پژوهش حاضر با داده‌های هدررفت خاک کرت‌ها در رگبارهای ثبت شده در فصول مختلف (Khaledi Darvishan و همکاران، ۲۰۱۸) و همچنین، غلظت بیشتر رسوبات معلق در رودخانه‌های این حوزه آبخیز در اسفند ماه (Khorsand و همکاران، ۲۰۱۷) تطابق دارد.

در سال آبی ۱۳۹۴-۹۵ توزیع بارندگی‌ها در فصل پاییز به مراتب بیشتر از فصل بهار بود و لذا، در این سال فرسایش خاک فصل پاییز حدود ۳۳ درصد از کل فرسایش سال را به خود اختصاص داد. در سال آبی ۱۳۹۶-۹۷ اگرچه متوسط فرسایش خاک سالانه کمتر شده، اما به دلایلی شامل توزیع بیشتر بارندگی‌های فرساینده در فصل زمستان و هم‌زمان با فقدان پوشش گیاهی سبز روی سطح خاک و نیز پدیده ذوب خاک (Ban و همکاران، ۲۰۱۶ و ۲۰۱۷؛ Kværnø و همکاران، ۲۰۰۶)، در مجموع سهم فرسایش فصل زمستان بسیار بالا بود. همچنین، فرسایش خاک فصل تابستان به دلیل عدم برخورداری از بارندگی فرساینده در هر دو سال مورد بررسی برابر صفر بود. سه عامل

کوهستانی و اثرات متقابل آن با مجموعه تغییرات لایه سطحی خاک در اثر تکمیل چرخه انجماد-ذوب در اسفند ماه مورد توجه قرار گیرد.

سطح خاک بر مقاومت برشی آن به‌ویژه پس از چرخه انجماد-ذوب در اراضی زراعی مد نظر قرار داده شود. همچنین، پیشنهاد می‌شود که بررسی‌های مشابه برای اثر تیمارهای مدیریتی و شدت چرا در مراتع مناطق

#### منابع مورد استفاده

1. Alkharabsheh, M.M., T.K. Alexandeidis, G. Bilas, N. Misopolinos and N. Silleos. 2013. The impact of land cover change on soil erosion hazard in northern Jordan using remote sensing and GIS. *Procedia Environmental Sciences*, 19: 912-921.
2. Amsalu, T. and A. Mengaw. 2014. GIS Based soil loss estimation using RUSLE model: the case of Jabi Tehinan Woreda, ANRS, Ethiopia. *Natural Resources*, 5: 616-626.
3. Andreoli, R. 2018. Modeling erosion risk using the RUSLE equation. *QGIS and Applications in Water and Risks*, 4: 245-282.
4. Arekhi, S., Y. Niazi and A.M. Kalteh. 2012. Soil erosion and sediment yield modeling using RS and GIS techniques: a case study, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 5(2): 285-296.
5. Bahadur, K.K. 2009. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. *Environmental Geology*, 57(3): 695-705.
6. Ban, Y.Y., T.W. Lei, C. Chen and Z. Liu. 2016. Study on the facilities and procedures for melt water erosion of Thawed soil. *International Soil and Water Conservation Research*, 4: 142-147.
7. Ban, Y.Y., T.W. Lei, Z.Q. Liu and C. Chen. 2017. Comparative study of erosion processes of Thawed and non-frozen soil by concentrated meltwater flow. *Catena*, 148: 153-159.
8. Bayramin, I., M. Basaran, M. Erpul, M. Gunay and M. Canga. 2007. Assessing the effect of land use change on soil sensitivity to erosion in a highland ecosystem of semi-arid Turkey. *Environmental Monitoring Assessment*, 2: 891-896.
9. Bloomfield, J.P., C.R. Jackson and M.E. Stuart. 2013. Changes in groundwater levels, temperature, and quality in the UK over the 20th century: an assessment of evidence of impacts from climate change. *Living with Environmental Change Report*, UK, 114 pages.
10. Cebecauer, T. and J. Hofierka. 2007. The consequences of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. *Geomorphology*, 98: 187-198.
11. Chakroun, H., F. Bonn and J.P. Fortin. 1993. Combination of single storm erosion and hydrological models into a geographic information system. In: *Farm Land Erosion: in Temperate Plains, Environment and Hills*, (Ed.): Wicherek, S., Elsevier, Amsterdam, 261-270.
12. Durigon, V.L., D.F. Carvalho, M.A.H. Antunes, P.T.S. Oliveira and M.M. Fernandes. 2014. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 35(2): 441-453.
13. Eswaran, H., R. Lal and P.F. Reich. 2001. Land degradation: an overview. *Final Report of Watershed Management Studies of Khamsan Representative Watershed*, 124 pages.
14. Fensholt, R., K. Rasmussen, T.T. Nilson and C. Mbow. 2009. Evaluation of earth observation based long term vegetation trends-intercomparing NDVI time series trend analysis. *Remote Sensing of Environment*, 113(9): 1886-1898.
15. Fu, B.J., W.W. Zhao, L.D. Chen, Q.J. Zhang, Y.H. Lü, H. Gulinck and J. Poesen. 2005. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the Loess Plateau of China. *Land Degradation and Development*, 16(1): 73-85.
16. Ghahremannejad, E., H. Nazarnejad and M. Miryaghubzadeh. 2018. Effect of different land use management scenarios on soil erosion using USLE model in Kalaybarchay. *Journal of Water and Soil Resources Conservation*, 7(2): 91-104 (in Persian).
17. Ghoddousi, J., S. Feiznia, H. Ahmadi, M. Shabani and A. Sarreshtehdari. 2007. Relationship between land use change and amount of erosion and sediment production in Taleghan Watershed. *Pajouhesh and Sazandegi*, 73: 123-130 (in Persian).
18. Goovaerts, P. 1999. Using elevation to aid the geostatistical mapping of rainfall erosivity. *Catena*, 34(3): 227-242.
19. Grepperud, S. 2012. Soil conservation and government policies in tropical area: does aid worsen the incentives for arresting erosion. *Agricultural Economics*, 12: 120-140.
20. Hakimkhani, Sh. and E. Hakimkhani. 2010. Rainfall erosivity mapping for Lorestan Province. *Watershed Management Research Journal*, 89: 62-72 (in Persian).
21. Hoyos, N. 2005. Spatial modeling of soil erosion potential in a tropical watershed of the Colombian Andes. *Catena*, 63: 85-108.

22. Joo, J., J. Lee, J.H. Kim, H. Jun and D. Joo. 2013. Inter-event time definition setting procedure for urban drainage systems. *Water*, 6(1): 45-58.
23. Khaledi Darvishan, A., A. Katebikord, H. Mohammad Amini, L. Gholami, A. Karamzadeh, A. Bahmani and F. Saeidi. 2018. Effect of exclosure on runoff, sediment concentration and soil loss in erosion plots in Khamsan representative watershed of Kurdistan Province. *Water and Soil Conservation*, 24(6): 243-255 (in Persian).
24. Khaledi Darvishan, A., S.H.R. Sadeghi, M. Homaee and M. Arabkhedri. 2014. Measuring sheet erosion using synthetic color-contrast aggregates. *Hydrological Processes*, 28(15): 4463-4471.
25. Khaledi Darvishan, A., V. Homayonfar and S.H.R. Sadeghi. 2016. The impact of standard preparation practice on the runoff and soil erosion rates under laboratory conditions. *Solid Earth*, 7(5): 1293-1302.
26. Khorsand, M., A. Khaledi Darvishan and M. Gholamalifard. 2017. Comparison between estimated annual soil loss using RUSLE model with data from the erosion pins and plots in Khamsan representative watershed. *Eco Hydrology*, 3(4): 680-669 (in Persian).
27. King, C., N. Baghdadi, V. Lecomte and O. Cerdan. 2005. The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. *Catena*, 62(2): 79-93.
28. King, K.W., C.W. Richardson and G.R. Willians. 1996. Simulation of sediment and nitrate loss on a vertisol with conservation practices. *Transactions of the ASAE*, 39: 2139-2145.
29. Kværnø, S.H. and L. Øygarden. 2006. The influence of freeze-thaw cycles and soil moisture on aggregate stability of three soils in Norway. *Catena*, 67(3): 175-182.
30. Laflen, J.M., L.J. Lane and G.R. Foster. 1991. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1): 34-38.
31. Lin, C., W. Lin and W. Chou. 2002. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. *Soil and Tillage Research*, 68: 143-152.
32. Markose, V.J. and K.S. Jayappa. 2016. Soil loss estimation and prioritization of sub-watersheds of Kali River Basin, Karnataka, India, using RUSLE and GIS. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(4): 1-16.
33. Millward, A.A. and J.E. Mersey. 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38: 109-129.
34. Mohammadi, M., A. Khaledi Darvishan and N. Bahramifar. 2019. Spatial distribution and source identification of heavy metals (As, Cr, Cu and Ni) at sub-watershed scale using geographically weighted regression. *International Soil and Water Conservation Research*, 7 (3): 308-315.
35. Morgan, R.P.C. and M.A. Nearing. 2011. The future role of information technology in erosion modeling. *Hand Book of Erosion Modeling*, 631 pages.
36. O'Callaghan, J.R. 1996. *Land use: the interaction of economics, ecology and hydrology*. London Chapman and Hall, 200 pages.
37. Patil, R.J. and S.K. Sharma. 2013. Remote sensing and GIS based modeling of crop/cover management factor (C) of USLE in Shaker river watershed. *International Conference on Chemical, Agricultural and Medical Sciences (CAMS-2013) Dec. 29-30, 2013 Kuala Lumpur, Malaysia*, 4 pp.
38. Rahimi, KH. and M. Mezbani. 2013. Evaluation of sivand Basin erosion by RUSLE model during 1998 to 2009. *Quarterly Journal of Environmental Erosion Researche*, 3(9): 1-18 (in Persian).
39. Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies and D.K. McCool. 1996. Predicting soil erosion by water. A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agricultural Handbook 703*, US Government Printing Office, Washington, DC, 383 pages.
40. Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool and D.C. Yoder. 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Vol. 703). Washington, DC: US Government Printing Office, 384 pages.
41. Sadeghi, S.H.R., M. Moatamednia and M. Behzadfar. 2011. Spatial and temporal variations in the rainfall erosivity factor in Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 13: 451-464 (in Persian).
42. Sadeghi, S.H.R., Z. Abdollahi and A. Khaledi Darvishan. 2013. Experimental comparison of some techniques for estimating natural raindrop size distribution on the south coast of the Caspian Sea, Iran. *Hydrological Sciences Journal*, 58(6): 1374-1382.
43. Saffari, A., A. Saffari and J. Karami. 2018. Investigation about the influence of land-cover and land use changes on soil erodibility potential, case study: Gharesou, Gorganrood. *Journal of Spatial Analysis Environmental Hazards*, 5(1): 83-96 (in Persian).
44. Sanchez-Moreno, J.F., C.M. Mannaerts and V. Jetten. 2014. Rainfall erosivity mapping for Santiago Island, Cape Verde. *Geoderma*, 217-218: 74-82.
45. Sedighi, F., A. Khaledi Darvishan and M.R. Zare. 2021. Effect of watershed geomorphological characteristics on sediment redistribution. *Geomorphology*, 375: 107-129.

46. Sharma, A., K.N. Kamlesh and P.B.S. Bahdoria. 2010. Effect of land use land cover change on soil erosion potential in an agricultural watershed. *Environmental Monitoring Assessment*, 173: 789-801.
47. Shi, Z. 2004. Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the three Gorge Area of China. *Catena*, 55: 33-48.
48. Silva, A.M. 2004. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, 57(3): 251-259.
49. Troeh, F.R., J.A. Hobbs and R.L. Donahue. 1980. Soil and water conservation for productivity and environmental production. 3<sup>rd</sup> Edition, Prentice-Hall, 624 pages.
50. Vaezi, A.R., M. Abbasi and Kh. Hajimaleki. 2017. Assessment of the RUSLE model integrated with RS and GIS in semi-arid small drainage areas, NW Iran. *Watershed Management Science and Engineering*, 11(38): 1-10 (in Persian).
51. Wall, G.J., W.T. Dickinson, R.P. Rudra and D.R. Coote. 1988. Seasonal soil erodibility variation in southwestern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science*, 68(2): 417-424.
52. Wijitkosum, S. 2012. Impacts of land use changes on soil erosion in Pa Deng sub-district, adjacent area of Kaeng Krachan National Park, Thailand. *Soil and Water Research*, 7(1): 10-17.
53. Williams, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin*, 11: 965-974.
54. Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses (a guide to conservation planning). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537, Washington, DC, 60 pages.
55. Yu, X., X. Zhang, L. Jianlao, Z. Manling and X. Yanyan. 2006. Effect of vegetation cover and precipitation on the process of sediment produced by erosion in a small watershed of loess region. *Acta Ecological*, 26(1): 1-8.
56. Zabihi, M., S.H.R. Sadeghi and M. Vafakhah. 2014. Spatial analysis of rainfall erosivity index patterns at different time scales in Iran. *Journal of Watershed Engineering and Management*, 7(4): 422-457 (in Persian).
57. Zhang, X., Z. Li, Z. Tang, G. Zeng, J. Huang, W. Guo, X. Chen and A. Hirsh. 2013. Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China. *Geomorphology*, 197: 137-144.
58. Zhou, P., O. Luukkanen, T. Tokola and J. Nieminen. 2008. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. *Catena*, 75(3): 319-325.

## Spatio-temporal variation of soil erosion in Khamsan representative watershed using RUSLE

Abdulvahed Khaledi Darvishan<sup>\*1</sup>, Jalal Faraji<sup>2</sup>, Leila Gholami<sup>3</sup> and Mohsen Khorsand<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Associate Professor, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran, <sup>2</sup> and <sup>4</sup> MSc, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, Iran and <sup>3</sup> Assistant Professor, Faculty of Natural Resources, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

Received: 27 June 2020

Accepted: 18 January 2021

### Abstract

The dynamics of rainfall erosivity (R), crop management (C) and soil erodibility (K) factors compared to the others (topography-LS and land management-P) is the most important note for the correct estimate of soil erosion at different time bases. Spatio-temporal estimates of soil erosion in the representative paired watersheds are of particular importance due to their educational functions as well as the possibility of generalizing the results to larger areas of the country. Therefore, in the present study, while examining the dynamics of R, C and K factors in the Khamsan representative paired watershed, the distribution map of soil erosion in seasonal and annual time scales were prepared using RUSLE model for two water years of 2015-2016 and 2017-2018. The results showed that soil erosion in winter with values of 3.94 and 4.95 t ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> accounted for about 49 and 74% of the total erosion of the year, respectively. Considering the melting conditions in calculating the K factor for the winter along with the lack of vegetation in this season led to a higher estimate of soil erosion than other seasons. These results are in consistent with plots soil loss data recorded in different seasons and the higher concentration of suspended sediments in the rivers especially in March. In the water year of 2015-2016, the distribution of rainfalls in the autumn was much higher than in the spring, so that soil erosion in the autumn accounted for about 33% of the total erosion of the year. In the water year of 2017-2018, although the average annual soil erosion was less, but due to more distribution of erosive rainfalls in winter at the same time with the lack of vegetation on the soil surface and the soil melting, the rate of winter erosion was very high.

**Keywords:** Land management, Land use, Soil erodibility, Vegetation cover, Universal soil loss equation

---

\* Corresponding author: a.khaledi@modares.ac.ir