



ارزیابی تأثیر مدل‌های رقومی ارتفاع، روش‌های زمین‌آمار و شاخص‌های گیاهی بر برآورد فرسایش خاک (مطالعه موردی: آبخیز ریمله)

مقاله پژوهشی

صالح آرخی^{۱*}، افشین شعبانی^۲، سید حسین روشن^۳، بنیامین عشقی^۴

دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۱۱ / پذیرش: ۱۴۰۳/۱۱/۰۸ / دسترسی اینترنتی: ۱۴۰۴/۰۷/۱۹

چکیده

فرسایش خاک از معضلات مهم آبخیزهای کشور است و به عنوان یکی از مهمترین موانع دستیابی به توسعه پایدار کشاورزی و منابع طبیعی به‌شمار می‌رود. دقت بالای پارامترهای ورودی مدل **RUSLE** موجب تخمین دقیق‌تر هدررفت و فرسایش خاک می‌شود. در این مطالعه، ضمن تلفیق مدل **RUSLE** با سنجش از دور (**RS**) و سامانه اطلاعات جغرافیایی (**GIS**)، پارامترهای فرساینده‌ی باران (**R**)، پوشش گیاهی (**C**) و طول و درجه شیب (**LS**) با روش‌های مختلف تهیه شدند. بدین ترتیب، عامل فرساینده‌ی باران بر اساس داده‌های ۲۵ ساله، ۱۳ ایستگاه باران‌سنجی و روش‌های کریجینگ معمولی، ساده و عام بدست آمد. عامل پوشش گیاهی نیز بر مبنای شاخص‌های

IPVI، **NDVI**

صالح آرخی^۱ (✉)، افشین شعبانی^۲، سید حسین روشن^۳، بنیامین عشقی^۴

۱. دانشیار گروه جغرافیا، دانشکده علوم انسانی، دانشگاه گلستان، گرگان، ایران

۲. دانش‌آموخته کارشناسی ارشد، گروه سنجش از دور و سیستم اطلاعات جغرافیایی، دانشگاه تهران، ایران.

۳. دانش‌آموخته دکتری، گروه علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.

۴. دانشجوی کارشناسی ارشد سیستم اطلاعات جغرافیایی، گروه مهندسی نقشه برداری، دانشکده فنی، موسسه غیرانتفاعی لامعی گرگانی، گرگان، ایران

Doi: 10.82447/girs.2025.1118598

پست الکترونیکی مسئول مکاتبات: Arekhi6405@gmail.com

و **NDBI** با استفاده از تصاویر ماهواره لندست ۸ تولید شدند. عامل طول و درجه شیب نیز بر اساس مدل رقومی ارتفاع ماهواره **SRTM** با قدرت تفکیک‌های ۳۰ و ۹۰ متر و مجموعه **NED** با قدرت تفکیک ۱۰ متر تهیه شد. در نهایت با ۹ ترکیب میزان فرسایش و بار رسانی با مدل **RUSLE** در حوضه برآورد شد. نتایج نشان داد که میانگین هدر رفت خاک، ترکیب شاخص گیاهی **NDBI**، طول و درجه شیب حاصل از مدل رقومی ارتفاع **NED** با قدرت تفکیک ۱۰ متر و عامل فرساینده‌ی باران حاصل از روش درون‌یابی کریجینگ ساده برابر با ۱۶/۸۴ (تن در سال) می‌باشد و در مقایسه با رسوب مشاهده‌ای (۱۶/۵ تن در سال) به عنوان ترکیب مناسب انتخاب شد. بر این اساس شاخص **NDBI** در ترکیب با سایر عوامل نسبت به شاخص **NDVI** کارایی بیشتری در تهیه فاکتور پوشش گیاهی مدل **RUSLE** دارد.

طرح مسئله: فرسایش خاک از معضلات مهم آبخیزهای کشور است و به عنوان یکی از مهمترین موانع دستیابی به توسعه پایدار کشاورزی و منابع طبیعی به‌شمار می‌رود. هدر رفت خاک سبب کاهش حاصل‌خیزی اراضی و کاهش عمر مفید سدها و سایر سازه‌های آبی می‌شود. مدل تجدید نظر شده جهانی فرسایش خاک (**RUSLE**) بطور گسترده‌ای برای تخمین هدررفت خاک و خطر فرسایش در سراسر جهان استفاده می‌شود. دقت بالای پارامترهای

مقدمه

فرسایش خاک یکی از عوامل مهمی است که توسعه پایدار جوامع بشری را با چالش مواجه ساخته است. فرسایش پذیری خاک برای خاک‌های کشاورزی، سیستم‌های کشاورزی پایدار و امنیت آب-غذایی در کشورهای در حال توسعه چالش برانگیز است (۳۴). فرسایش خاک پدیده مخربی است که نتایج زیانباری چون بیابان‌زایی، کاهش حاصلخیزی خاک، افزایش سیلاب‌ها و بار رسوب آن‌ها و تأثیرگذاری بر سازه‌های هیدرولیکی را به دنبال خواهد داشت (۱۳). به‌طور کلی فرسایش خاک یک خطر طبیعی جهانی است که منابع آب و خاک را تهدید می‌کند (۳۷). در فرسایش خاک توسط رواناب‌ها عوامل داخل حوضه مانند خاک، توپوگرافی، تراکم زهکشی و الگوی کاربری نقش مهمی ایفا می‌کنند. وضعیت فرسایش خاک در مناطق نیمه‌خشک، محیط‌های کوهستانی و سطوح شیب‌دار که در معرض بارندگی سنگین هستند به مراتب بحرانی‌تر است (۲). فرسایش خاک توسط آب اغلب به‌عنوان بدترین شکل تخریب زمین با پیامدهای جدی زیست‌محیطی و اجتماعی-اقتصادی توصیف می‌شود که توسط فعالیت‌های انسانی تسریع شده و بر بهره‌وری کشاورزی، پایداری منابع آب و حفاظت از محیط زیست تأثیر می‌گذارد (۱۴). فقدان ایستگاه‌های رسوب‌سنجی در حوضه‌های آبخیز، برآورد میزان فرسایش خاک را با مشکل مواجه می‌سازد که این امر سبب استفاده از روش‌های تجربی برآورد فرسایش خاک می‌شود. از طرفی، کمی‌سازی میزان فرسایش به شکل مکانی (فضایی) در مقیاس حوضه و در اجرای فعالیت‌های حفاظتی ضروری است (۱۰). مدل جهانی فرسایش خاک ۱ و نسخه تجدید نظر شده آن ۲ از جمله مواردی هستند که در اغلب نقاط جهان مورد استفاده قرار می‌گیرند (۱). مدل‌های مختلفی جهت کمی‌سازی فرسایش از جمله WEPP, RUSLE, USLE, LI SEM, AGNPS و EUROSEM وجود دارد (۲۶). مدل تجدید

نظر شده جهانی فرسایش خاک (RUSLE) به‌طور گسترده‌ای برای تخمین هدررفت خاک و خطر فرسایش در سراسر جهان استفاده می‌شود که راهکارهای مختلفی را برای توسعه برنامه‌های حفاظتی و کنترل فرسایش در شرایط کاربری‌های مختلف اراضی فراهم می‌کند (۲۲). پارامترهای مدل RUSLE شامل عامل فرساینده باران، فرسایش‌پذیری خاک، توپوگرافی (طول و درجه شیب)، پوشش گیاهی و عامل حفاظتی می‌باشد. از آنجائیکه فناوری‌های سنجش از دور (RS) و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) تخمین فرسایش خاک و توزیع مکانی آنرا در مناطق وسیع امکان‌پذیر کرده است (۱۷ و ۲۷) ترکیب این فناوری‌ها با مدل RUSLE پتانسیل تخمین فرسایش و هدررفت خاک به شیوه سلول به سلول ۳ فراهم کرده است (۲۷). مارتین و همکاران (۲۳) در برآورد فرسایش صفحه‌ای از مدل جهانی فرسایش خاک در محیط GIS استفاده کردند. آنها بیان داشتند که ادغام GIS با مدل USLE به سادگی می‌تواند مناطق دارای فرسایش بالا و نیازمند عملیات حفاظتی را شناسایی کند. تاپا (۳۸) به مدل‌سازی فرسایش خاک با مدل RUSLE و GIS تحت تغییرات کاربری اراضی پرداخت. ایشان مدل مذکور را دارای پتانسیل بالا در تخمین هدررفت و فرسایش خاک معرفی می‌کند. گیلشن و همکاران (۱۱) با ترکیب فناوری‌های سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی و مدل RUSLE به تخمین هدررفت خاک اقدام کردند. آنها نقشه نهایی را به پنج طبقه خطر تقسیم‌بندی و بیان داشتند که ترکیب RS, GIS و مدل RUSLE در برآورد تخمین هدررفت خاک موجب صرفه‌جویی در زمان و هزینه می‌شود. برآورد پارامترهای مدل RUSLE مبتنی بر داده‌های مدل رقومی ارتفاع DEM^۴، نقشه خاک، شاخص پوشش گیاهی و پوشش اراضی بدست آمده از تصاویر ماهواره‌ای در محیط GIS و RS امکان‌پذیر است (۲۸). همبستگی مکانی برخی از عوامل معادله تجدید نظر شده جهانی فرسایش خاک همچون عامل فرساینده باران تلفیق این مدل با

3 Cell-by-cell

4 Digital Elevation Model

1. Universal Soil Loss Equation

2. Revised Soil Loss Equation

زمین‌آمار را امکان‌پذیر ساخته است. مهمترین ویژگی روش‌های زمین‌آمار برآورد متغیر با وزن‌دهی به نقاط همسایه آن است (۱۲ و ۱۵). مقدار عامل فرساینده باران مدل RUSLE با استفاده از روش کریجینگ جهت برآورد فرسایش و رسوب حوضه آبخیز سیسپل در شمال ایتالیا بدست آمد (۳۰). همچنین باساران و همکاران (۳) برای برآورد عامل فرساینده باران نمونه‌های مطالعاتی را به سامانه اطلاعات جغرافیایی وارد و با استفاده از روش کریجینگ، نحوه توزیع عامل فرساینده باران را مورد بررسی قرار دادند. در محاسبه شاخص فرساینده باران با استفاده از زمین‌آمار در استان همدان چین، روش کریجینگ معمولی درجه دوم نسبت به روش کریجینگ معمولی درجه صفر و درجه یک، عملکرد بهتری داشته و واریوگرام برازش داده گوسین عملکرد بهتری از واریوگرام کروی و نمایی داشته است (۲۵). سلطانی و همکاران (۳۶) روش‌های زمین‌آمار در پهنه‌بندی عامل فرساینده باران را در استان فارس باهم مقایسه کردند. نتایج آنها بیانگر آنست که از بین روش‌های قطعی و زمین‌آمار، روش تابع پایه شعاعی (RBF) با مدل نواری ضخامت کم نسبت به سایر روش‌های میان‌یابی، به عنوان بهترین روش برای پهنه‌بندی عامل مذکور می‌باشد. پارامتر طول شیب مدل RUSLE نیز از مدل رقومی ارتفاع به‌دست می‌آید. مدل رقومی ارتفاع با فراهم نمودن پارامترهای فیزیکی (همانند طول و درجه شیب) نقش مهمی در ایجاد مدل‌های تجربی فرسایش و رسوب ایفا می‌کند (۳۲). مدل رقومی ارتفاع از روش‌های مختلف و با قدرت تفکیک‌های متفاوت ایجاد می‌شود. اولین مدل رقومی ارتفاع در وسعت جهانی از نوع SRTM در سال ۲۰۰۰ ساخته شد (۷). مدل رقومی ارتفاع SRTM این امکان را به وجود آورده که در بیشتر نقاط دنیا قابل دسترس باشد (۳۳). از دیگر مزایای

SRTM دارا بودن قدرت تفکیک‌های متفاوت است که قدرت تفکیک ۳۰ متر آن با مدل رقومی ارتفاع NED قابل مقایسه است (۸). به‌طور معمول استفاده از مدل رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک‌های پایین‌تر به نتایج بهتری منجر می‌شود، ولی این امر همیشه صادق نبوده و ممکن است مقیاس پدیده مورد نظر بر روی نتایج تأثیر زیادی نداشته باشد (۱۶ و ۱۹). استفاده از سه مدل رقومی ارتفاع SRTM، LI DAR و NED در برآورد میزان فرسایش و رسوب با استفاده از مدل WEPP در حوضه آبخیز شمال آیداهو نشان داد که میزان فرسایش و رسوب به‌دست آمده با استفاده از مدل رقومی ارتفاع LI DAR به واقعیت نزدیک‌تر است (۴۴). عامل پوشش گیاهی بدلیل نقش حفاظتی خود، فرسایش خاک را کاهش می‌دهد (۶). برآورد این عامل در مناطق جغرافیایی پهناور بسیار مشکل بوده و از فناوری سنجش از دور برای برآورد این پارامتر در قالب نقشه کاربری اراضی و شاخص‌های پوشش گیاهی استفاده می‌شود (۵). در این میان شاخص تفاوت پوشش گیاهی نرمال شده (NDVI) یکی از پرکاربردترین شاخص‌ها برای تهیه نقشه عامل پوشش گیاهی است (۲۰). با توجه به مطالب بیان شده محاسبه عوامل مدل RUSLE از روش‌ها و منابع مختلفی قابل انجام است و انتخاب منابع و روش مناسب می‌تواند برآورد این مدل را به واقعیت نزدیک‌تر سازد. از این‌رو، هدف پژوهش حاضر بررسی تأثیر مدل‌های رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک‌های مختلف (۱۰، ۳۰ و ۹۰ متری) و شاخص‌های گیاهی متفاوت (NDVI، NDBI و I PVI) بر برآورد فرسایش خاک بوسیله مدل RUSLE می‌باشد.

روش تحقیق

منطقه مورد مطالعه

9 Normalized Difference Vegetation Index

10 Normalized Difference Bareness Index

11 Infrared Percentage Vegetation Index

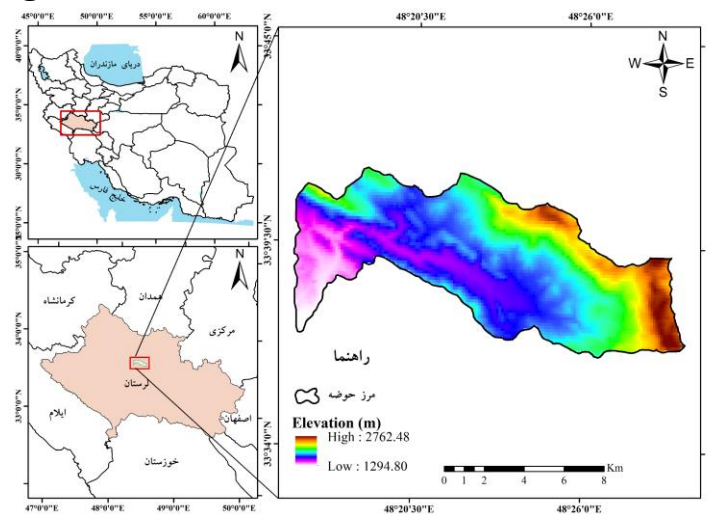
5 Hebei

6 Radial Basis Function

7 National Elevation Dataset

8 Idaho

منطقه مورد مطالعه یکی از زیرحوضه‌های شمال خرم‌آباد (در ۳۵ کیلومتری مرکز استان لرستان) می‌باشد که بین طول‌های جغرافیایی $48^{\circ} 17'$ تا $48^{\circ} 30'$ شرقی و عرض‌های جغرافیایی $33^{\circ} 37'$ تا $33^{\circ} 42'$ شمالی واقع شده است (شکل ۱).

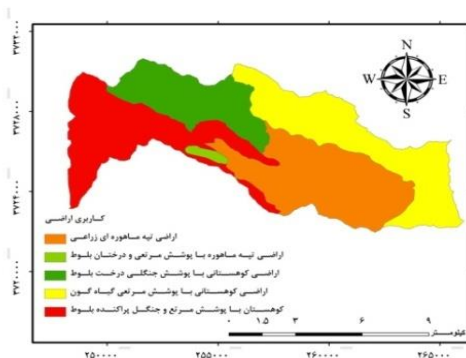


شکل ۱. نقشه موقعیت محدوده مورد مطالعه.

Fig. 1. Location map of the study area.

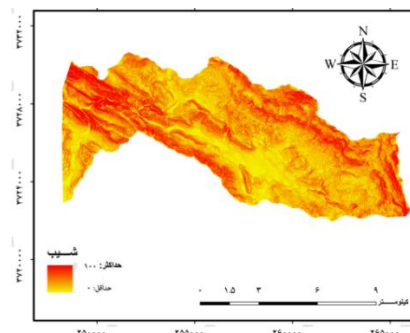
مربوط به دوران‌های دوم تا چهارم زمین‌شناسی است. براساس مطالعه زمین‌شناسی، حوضه دارای سه واحد و هفت تیپ (آهک، مارن، دولومیت، آهک‌مارنی، کنگلومرا، ماسه سنگ و آبرفت) و ۱۶ رخساره (بیرون‌زدگی سنگی، لغزش و سولیفیلوکسیون) است و شامل کاربری‌های مرتع، جنگل و کشاورزی است (شکل ۳).

مساحت حوضه حدود $8054/2$ هکتار بوده و دارای ارتفاع متوسط 1850 متر و شیب متوسط 29 درصد می‌باشد (شکل ۲). متوسط بارندگی این حوضه 696 میلی‌متر بوده و دی‌ماه سردترین و تیرماه گرمترین ماه سال است. نوع اقلیم حوضه به روش دومارتن و آمبرژه به ترتیب اقلیم مرطوب و معتدل مرطوب می‌باشد. از لحاظ زمین‌شناسی دارای تنوع سنگ‌شناسی



شکل ۳. نقشه کاربری اراضی منطقه مورد مطالعه.

Fig.3. Land use map of the study area.



شکل ۲. نقشه شیب منطقه مورد مطالعه.

Fig.2. Slope map of the study area.

استفاده از رابطه ۳، مقدار عامل فرساینده گی باران (R) برای هر ایستگاه به‌دست آمد (۳۱).

$$R - factor = \begin{cases} (0.07397 \times F^{1.847}) / 17.2 & F < 55 \text{ mm} \\ (95.77 - 6.081 \times F + 0.4770 \times F^2) / 17.2 & F > 55 \text{ mm} \end{cases}$$

[۳]

پس از محاسبه عامل فرساینده گی باران برای هر یک از ایستگاه‌ها از سه واریوگرام کروی ۱۴نمایی ۵ و گوسین ۶ برای بررسی همبستگی مکانی داده‌ها استفاده شد. در ادامه با انتخاب بهترین واریوگرام با استفاده از سه روش کریجینگ (ساده، معمولی و عام) ۱۸ عامل فرساینده گی باران مدل‌سازی شد. انتخاب ایستگاه‌ها بر اساس نزدیکی جغرافیایی، هم‌اقلیمی و دسترسی به داده‌های بلندمدت انجام شد. همچنین، روش کریجینگ به دلیل توانایی در مدل‌سازی همبستگی مکانی داده‌ها، دقت بالاتری در برآورد مقادیر در نقاط فاقد داده دارد. این روش یکی از مهمترین و رایج‌ترین روش‌های تخمینی زمین آماری است که بر پایه میانگین متحرک وزن‌دار استوار می‌باشد. به‌طوری که می‌توان گفت این روش بهترین تخمین‌گر خطی نااریب می‌باشد. این تخمین‌گر به‌صورت زیر تعریف می‌شود:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad [4]$$

که در آن؛ $Z^*(x)$: عیار تخمینی، λ_i : وزن یا اهمیت کمیت وابسته به نمونه i ام و $Z(x_i)$: مقدار متغیر اندازه‌گیری شده می‌باشد (۲۴).

از مهمترین ابزارهای مطالعاتی در زمین آماری تابع آماری بنام واریوگرام است که انکان تحلیل ساختار مقیاس و شدت تغییرات مکانی متغیرهای مورد نظر را امکان‌پذیر می‌سازد. در حالتی که مقدار واریوگرام تخمین صحیح داشته باشد می‌توان از نتایج آن برای طراحی و اصلاح شبکه نمونه‌برداری استفاده نمود.

به منظور اجرای مدل RUSLE ابتدا پارامترهای آن بترتیب زیر بر اساس منابع مختلف تهیه گردید:

معادله جهانی فرسایش خاک تجدید نظر شده

مدل RUSLE یک مدل برآورد فرسایش آبی است که با پنج عامل فرسایشی زیر رابطه دارد (۴۰):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad [1]$$

که در آن: A: میانگین فرسایش خاک (تن در هکتار در سال)، R: عامل فرساینده گی باران (مگاژول میلی‌متر بر هکتار بر ساعت بر سال)، K: عامل فرسایش‌پذیری خاک (تن در هکتار در ساعت بر مگاژول بر میلی‌متر)، L: عامل طول شیب (بی‌بعد)، S: عامل درجه شیب (بی‌بعد)، C: عامل عملیات مدیریتی و پوشش گیاهی (بی‌بعد) و P: عامل عملیات حفاظتی (بی‌بعد) می‌باشد (۳۹).

عامل فرساینده گی باران

عامل فرساینده گی باران به‌عنوان توان تجمعی بارندگی در ایجاد فرسایش خاک تعریف می‌شود و یکی از مؤلفه‌های کلیدی مدل RUSLE است. در این مطالعه، برای برآورد این عامل از داده‌های بارندگی متوسط ماهانه و سالانه طی یک دوره ۲۵ ساله از ۱۳ ایستگاه باران‌سنجی مجاور حوضه استفاده شد. ابتدا شاخص فورینر^۳ برای هر ایستگاه با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید (۳۱).

$$F = \frac{\sum_{i=1}^{12} p_i^2}{\sum_{i=1}^{12} p} \quad [2]$$

در این رابطه، p_i متوسط بارندگی (بر حسب میلی‌متر) در ماه i و p متوسط بارندگی سالانه (بر حسب میلی‌متر) است. شاخص فورینر، شدت و تمرکز بارندگی را در طول سال در نظر می‌گیرد و به‌ویژه در مناطقی که داده‌های شدت باران در دسترس نیست، ابزار مناسبی برای تخمین عامل R محسوب می‌شود. مقدار این شاخص برای هر ایستگاه محاسبه شد و سپس با

^۱Gaussian

^۲Simple Kriging

^۳Universal Kriging

^۴Fournier Index

^۵Spherical

^۶Exponential

عامل فرسایش پذیری خاک

این شاخص میزان هدر رفت خاک را در پلات استاندارد با شیب ۹ درصد و طول ۲۲/۱ متر در نوع خاک مورد مطالعه نشان می‌دهد (۴۰). عامل فرسایش‌پذیری خاک در واحدهای فیزیوگرافی مختلف، با روش نمونه‌گیری ترکیبی بدست آمد. بدین صورت که ۵ نمونه از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری خاک در هر واحد فیزیوگرافی برداشت شد (در مجموع ۲۵ نمونه برای ۵ واحد فیزیوگرافی) سپس با ترکیب نمونه‌های هر واحد فیزیوگرافی و ساخت یک نمونه واحد با استفاده از رابطه (۵) میزان فرسایش‌پذیری در هر واحد فیزیوگرافی محاسبه شد.

$$K = 2.73 \times \quad [5]$$

$$10^{-6} m^{1/4} (12 - a) + 3.25 \times 10^{-2} (b - 2) + 2.5 \times 10^{-2} (c - 3)$$

در این رابطه، M: قطر ذره {(درصدسیلت + درصد شن خیلی ریز) × (درصد رس - ۱۰۰)}، a: درصد ماده آلی، b: کد ساختمان خاک که بر اساس نوع و پایداری ساختار فیزیکی خاک طبقه‌بندی می‌شود. این کد به صورت عددی و مطابق با استانداردهای طبقه‌بندی ساختمان خاک (مانند USDA) تعیین شده و بیانگر ویژگی‌هایی نظیر شکل، اندازه و انسجام تجمعات خاک در افق سطحی می‌باشد، و c: کلاسه نفوذپذیری تا عمق ۳۰ سانتی‌متری خاک می‌باشند.

عامل پوشش گیاهی

برای محاسبه عامل پوشش گیاهی، شاخص تفاضل پوشش گیاهی نرمال شده (NDVI)، شاخص گیاهی درصد مادون قرمز (I PVI) و شاخص نرمال‌شده مناطق بدون پوشش (NDBI) از تصاویر ماهواره لندست ۸ سنجنده OLI (سال ۱۳۹۸) در نرم افزار ۵.۶ ENVI بر مبنای روابط زیر استخراج شد (۴۲).

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \quad [6]$$

که در آن، NDVI: شاخص تفاضل پوشش گیاهی نرمال شده است، NIR: میزان انعکاس در باند مادون قرمز نزدیک و Red: میزان انعکاس در باند قرمز است. شاخص NDVI یک تبدیل

نرمال شده از نسبت قابلیت انعکاس بین امواج مادون قرمز نزدیک (NIR) و مادون قرمز (RED) یا (BNI R/BRED) حاصل می‌شود. مقدار این شاخص بین -۱ و +۱ است و عدد صفر به معنی عدم پوشش گیاهی می‌باشد. مقادیر منفی این شاخص بیانگر سطوحی به غیر از پوشش گیاهی (مانند آب و برف) است (۳۵).

$$IPVI = \frac{(NDVI + 1)}{2} = \frac{NIR}{NIR - Red} \quad [7]$$

در این رابطه I PVI: شاخص گیاهی درصد مادون قرمز می‌باشد. شاخص I PVI در سال ۱۹۹۰ توسط کریپن معرفی شد. کریپن بیان داشت که کسر نمودن انعکاس باند قرمز در صورت کسر شاخص NDVI نامناسب است و شاخص I PVI را به عنوان راهی جهت بهبود سرعت محاسبات پیشنهاد داد. مزیت این شاخص اینست که مقادیر منفی NDVI را برطرف می‌کند.

$$DBI = \frac{MIR - NIR}{MIR + NIR} \quad [8]$$

در این رابطه NDBI: شاخص نرمال‌شده مناطق بدون پوشش گیاهی و MIR: میزان انعکاس در محدوده باند مادون قرمز میانی می‌باشد. از آنجا که شاخص‌های مورد استفاده در محدوده -۱ تا +۱ قرار دارند، در ادامه با استفاده از تبدیل خطی معکوس میزان شاخص‌های گیاهی در محدوده ۰ تا ۱ قرار گرفتند (۱).

$$C = (1 - VI) / 2 \quad [9]$$

که در آن، C: میزان عامل پوشش گیاهی و VI: شاخص پوشش گیاهی می‌باشد.

عوامل طول شیب (L) و درجه شیب (S)

عامل طول شیب و درجه شیب نشان‌دهنده تأثیر توپوگرافی بر میزان فرسایش است؛ به طوری که با افزایش طول شیب و درجه شیب میزان رواناب افزایش یافته و فرسایش نیز بیشتر می‌شود. این عامل مستقیماً از مدل رقومی ارتفاع طبق روابط (۹ و ۱۰) به دست می‌آید.

$$L = 1/4 \left[\frac{As}{22.13} \right]^{0.4} \quad [10]$$

$$S = \left[\frac{\sin \beta}{0.0896} \right]^{1.3} \quad [11]$$

در آنها، As : مساحت حوضه ویژه یا مساحت دامنه بالادست در واحد عرض خطوط توپوگرافی، β : زاویه شیب برحسب درجه است. در این تحقیق برای محاسبه عامل طول شیب و جهت شیب (LS) از مدل رقومی ارتفاع $SRTM$ با قدرت تفکیک ۳۰ و ۹۰ متر و مدل رقومی ارتفاع NED با قدرت تفکیک ۱۰ متر استفاده گردید.

عامل عملیات حفاظتی

این عامل شامل عملیات حفاظتی همچون کنتور فارو، کشت روی خطوط تراز، شخم در جهت عمود بر شیب و سایر موارد حفاظتی است که سبب کاهش سرعت رواناب شده و میزان فرسایش را کاهش می‌دهد. با توجه به بررسی‌های میدانی انجام شده میزان این عامل محاسبه گردید. در ادامه با ضرب عوامل فرسایش در یکدیگر میزان فرسایش محاسبه شد. برای صحت‌سنجی مدل، میزان فرسایش محاسبه شده توسط مدل به

میزان بار رسوب تبدیل گردید تا قابلیت مقایسه با میزان بار رسوب اندازه‌گیری شده در ایستگاه هیدرومتری میسر شود. به همین منظور زیرحوضه‌ها با استفاده از الحاقیه $ArcHydro$ ۱۰.۳ در $ArcMap$ ۱۰.۸ استخراج شدند. سپس با استفاده از فرمول بویس (۴) (رابطه ۱۲)، ضریب رسوب‌دهی برای هریک از زیرحوضه‌ها بدست آمد.

$$SDR = 0.3750 \times A^{-0.2382} \quad [12]$$

در آن، SDR : نسبت تحویل رسوب در حوضه و A : مساحت حوضه بر حسب کیلومتر مربع می‌باشد.

نتایج

همبستگی مکانی عامل فرساینده‌گی باران با استفاده از سه واریوگرام کروی، نمایی و گوسین ارزیابی و از نسبت تأثیر قطعه‌ای ۲۰ بر سقف واریوگرام ۲۱ برای انتخاب بهترین واریوگرام برازش داده شده به ایستگاه‌ها استفاده گردید (جدول ۱).

جدول ۱. نتایج حاصل از واریوگرام کروی، نمایی و گوسین.

Table 1. Results of Spherical, Exponential and Gaussian variogram.

نوع واریوگرام	تأثیر قطعه‌ای	سقف واریوگرام	نسبت تأثیر قطعه‌ای به سقف واریوگرام
کروی	۱۱۶۵	۴۸۳۷	۰/۲۴۰۸
نمایی	۱۱۶۰	۵۱۰۱	۰/۲۲۷۴
گوسین	۱۱۶۵	۴۸۴۶	۰/۲۴۰۴

طبق جدول ۱ واریوگرام نمایی با کمترین میزان تأثیر قطعه‌ای بر سقف واریوگرام بهترین برازش را با داده‌ها دارد. با توجه به نسبت تأثیر قطعه‌ای به سقف واریوگرام، اگر در بازه صفر تا ۰/۲۵ باشد، همبستگی بین داده‌ها بسیار قوی و در فاصله ۰/۲۵

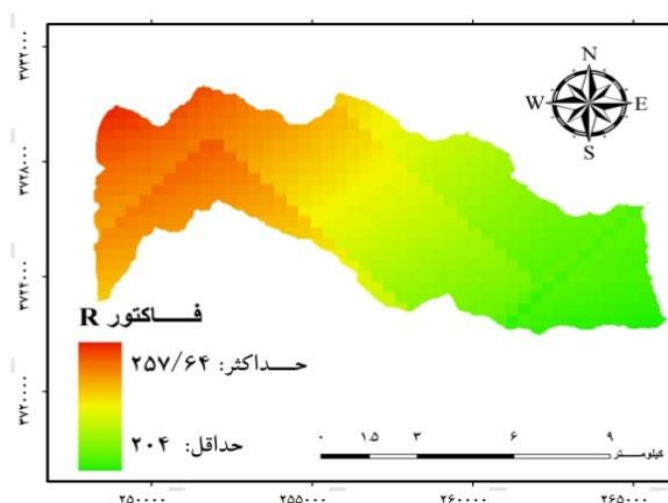
تا ۰/۷۵ همبستگی متوسط و بیش از ۰/۷۵ فاقد هرگونه همبستگی معنی‌دار است (۱۵). بر این اساس، هر سه واریوگرام همبستگی مکانی بالایی را بین ایستگاه‌ها نشان دادند. در ادامه از واریوگرام نمایی برای مدل‌سازی عامل فرساینده‌گی باران با استفاده از سه روش کریجینگ ساده، معمولی و عام استفاده شد (جدول ۲).

جدول ۲. نتایج مدل سازی. با سه روش کریجینگ.

Table 2. Results of Modelling with three types Kriging.

روش کریجینگ	میانگین خطا	RMSE
ساده	۰/۴۸	۳۵/۱۸
عام	۲/۵	۳۸/۳۵
معمولی	-۱/۲۵	۳۵/۹۸

نتایج جدول ۲ بیانگر اینست که روش کریجینگ ساده با کمترین جذر میانگین مربعات خطا ۲ بهترین روش برای مدل سازی عامل فرساینده گی باران می باشد (شکل ۴).



شکل ۴. میزان عامل فرساینده گی باران.

Fig.4. The amount of Rainfall erosivity factor.

نتایج عامل فرسایش پذیری خاک در واحدهای فیزیوگرافی اندازه و پایداری و کلاس نفوذپذیری خاک بر اساس بافت خاک مختلف، با روش نمونه گیری ترکیبی در زیر آمده است (جدول ۳). در این جدول کلاس بندی ساختمان خاک بر اساس شکل، تعیین شد (۲۹).

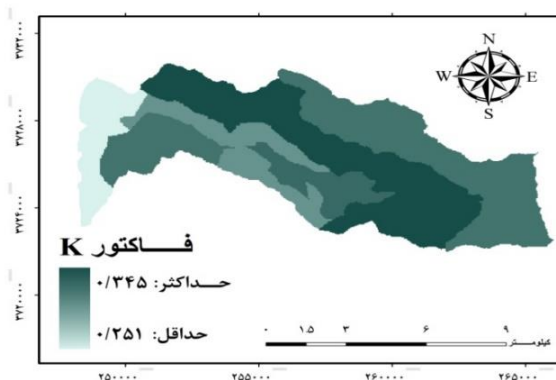
جدول ۳. میزان عامل فرسایش پذیری خاک به دست آمده از نوموگراف.

Table 3. The amount of soil erodibility factor obtained from nomograph.

نقاط نمونه برداری	درصد رس	درصد سیلت	درصد شن خیلی ریز	M	درصد ماده آلی	کلاس ساختمان خاک	کلاس نفوذپذیری	ضریب فرسایش پذیری
اول	۳۶	۲۵	۹,۲۳	۳۰۸۶/۷۲	۲/۳	۳	۴	۰/۲۵۱
دوم	۳۸	۱۴	۴/۷	۳۲۵۶/۷۶	۱/۶۱	۴	۴	۰/۳۰۸
سوم	۳۱	۱۲	۱/۵	۴۰۳۶/۵	۲/۴۲	۳	۴	۰/۳۲۴
چهارم	۳۴	۸	۱/۱	۳۹۰۰	۱/۱۵	۴	۴	۰/۳۲۷
پنجم	۳۵	۱۶	۵/۷	۳۵۵۴/۱۷	۱/۰۷	۴	۴	۰/۳۴۵

2Root Mean Square Error (RMSE)

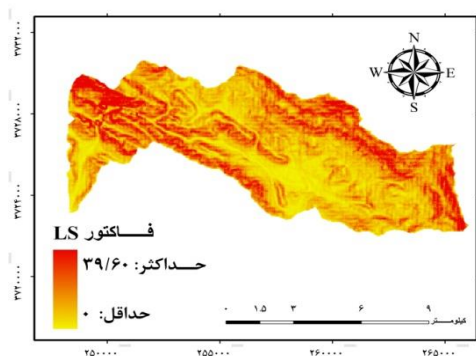
توزیع مکانی عامل فرسایش‌پذیری خاک در سطح حوضه مورد مطالعه به صورت زیر نهایی شد (شکل ۵).



شکل ۵. توزیع مکانی عامل فرسایش‌پذیری خاک.

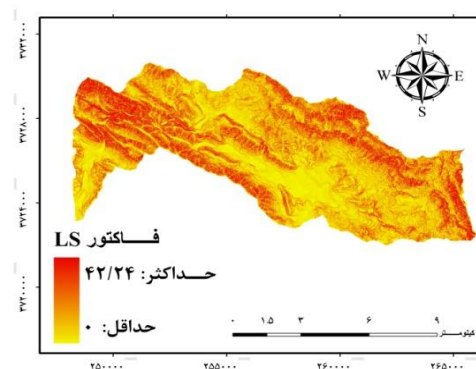
Fig. 5. Spatial distribution of soil erodibility factor.

نتایج عامل طول و درجه شیب (LS) بر مبنای سه مدل رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک‌های مختلف ۱۰ متر (شکل ۶)، ۳۰ متر (شکل ۷) و ۹۰ متر (شکل ۸) قابل مشاهده است.



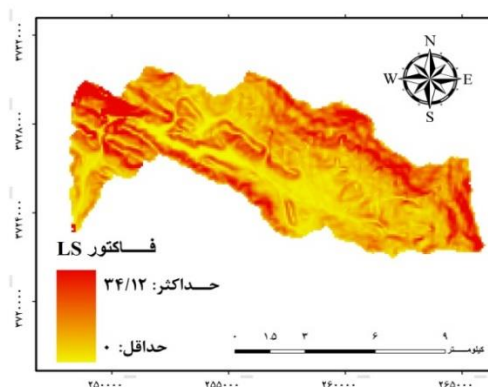
شکل ۷. عامل طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۳۰ متر.

Fig. 7. LS factor with resolution 30 meters.



شکل ۶. عامل طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۱۰ متر.

Fig. 6. LS factor with resolution 10 meters.



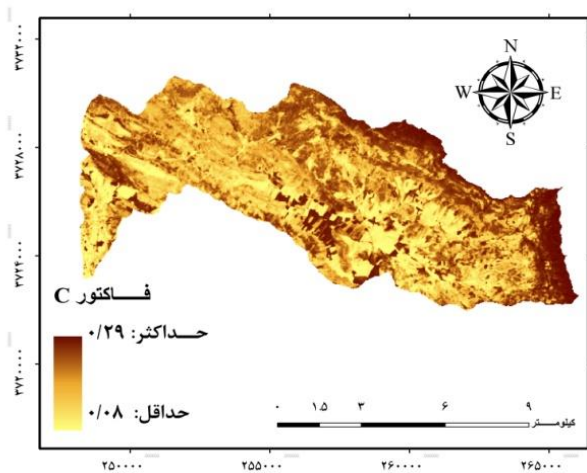
شکل ۸. عامل طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۹۰ متر.

Fig. 8. LS factor with resolution 90 meters.

ارتفاع ۹۰ متری توانایی نمایش جزئیات را نداشته و در مناطقی که طول شیب کمتر از ۹۰ متر است (به ویژه در مناطق تپه ماهور) با حذف اطلاعات مواجهه است. این امر سبب می شود که فرسایش محاسبه شده نیز در تمامی نقاط مشابه باشد و اولویت بندی عملیات حفاظتی را با مشکل مواجه سازد. در این زمینه ژانگ و همکاران (۴۳) اثر مدل های رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک های متفاوت در مدل سازی فرسایش را ناشی از تولید طول و درجه شیب های متنوع پستی و بلندی های کوچک می دانند. همچنین یانگ (۴۱) در محاسبه مقدار LS از DEM های با قدرت تفکیک مختلف بیان می کند که قدرت تفکیک بالاتر DEM منجر به تولید نقشه های LS دقیق تری و قدرت تفکیک های پایین تر، مقدار LS بیش از حد برآورد می شود.

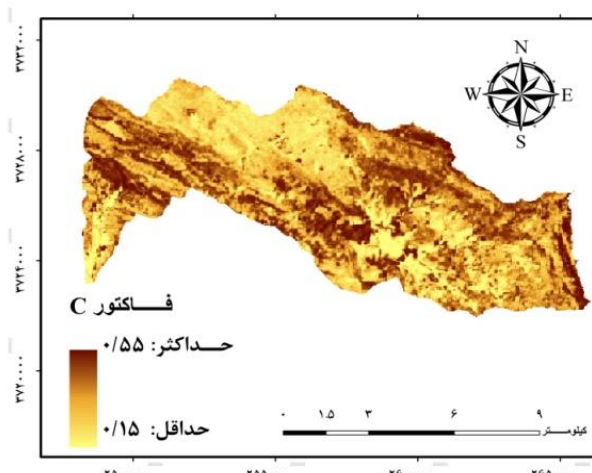
عامل پوشش گیاهی، بر مبنای شاخص های گیاهی I PVI، NDVI و NDBI محاسبه شد و با استفاده از تبدیل معکوس خطی (رابطه ۸) این شاخص ها در محدوده صفر تا ۱ قرار گرفتند (شکل های ۹، ۱۰ و ۱۱).

میانگین طول و درجه شیب کل حوضه آبخیز در مدل های رقومی ۱۰، ۳۰ و ۹۰ به ترتیب برابر با ۵/۸۰، ۶/۳۷ و ۶/۲۳ بوده و انحراف معیار آنها نیز به ترتیب برابر با ۵/۲، ۵ و ۴/۷۳ بدست آمد. با توجه به نتایج، مدل رقومی ارتفاع ۱۰ متر سطح را خشن تر از سایر مدل های دیگر نشان می دهد. بر اساس نتایج، انتظار می رود که میانگین طول و درجه شیب محاسبه شده از مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر کمتر از ۹۰ متر باشد. همانند مدل رقومی ارتفاع ۱۰ متر که کمتر از ۳۰ متر است. اما مشاهده شد که مقدار میانگین طول و درجه شیب به دست آمده از مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر برابر با ۶/۳۷ و در ۹۰ متر برابر با ۶/۲۳ است. پس با توجه به ثابت بودن سایر عوامل باید انتظار داشت که میزان فرسایش و رسوب برآورد شده با استفاده از مدل رقومی ارتفاع ۱۰ متر، ۹۰ متر و ۳۰ متر به ترتیب افزایش می یابد که علت آن پایین تر بودن برآورد مدل رقومی ارتفاع ۹۰ متر نسبت به ۳۰ متر در محاسبه طول و درجه شیب می باشد. مدل رقومی ارتفاع ۹۰ متر به دلیل اندازه پیکسل های ۹۰ متری سطح را صاف تر از مدل رقومی ارتفاع ۳۰ متر نشان می دهد. به عبارت دیگر، مدل رقومی



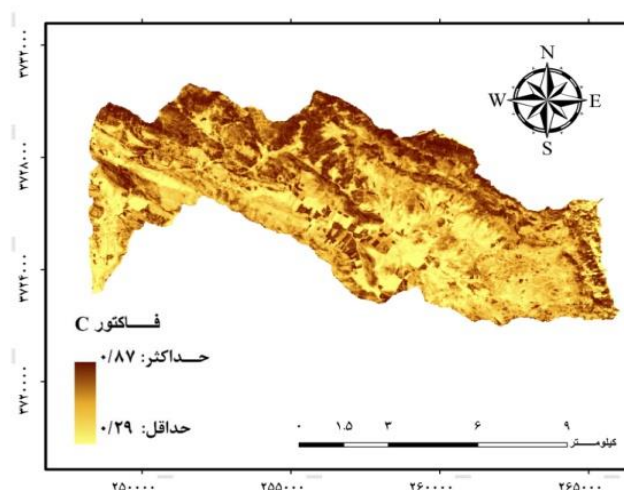
شکل ۱۰. عامل پوشش گیاهی محاسبه شده از IPVI.

Fig. 10. Vegetation factor calculated from IPVI.



شکل ۹. عامل پوشش گیاهی محاسبه شده از NDVI.

Fig. 9. Vegetation factor calculated from NDVI.



شکل ۱۱. عامل پوشش گیاهی محاسبه شده از NDBI.

Fig. 11. Vegetation factor calculated from NDBI

گیاهی MGRVI در مقایسه با NDRE و NDVI نتایج دقیق‌تری از هدررفت خاک را پیش‌بینی می‌کند. همچنین کو و همکاران (۱۸) شاخص پوشش گیاهی SAVI ارتباط قوی‌تری با فاکتور C در مقایسه با شاخص NDVI دارد و شاخص SAVI نسبت به NDVI تخمین بهتری از فاکتور پوشش گیاهی برای مدل‌های USLE و RUSLE دارد.

با عملیات میدانی و مشاهدات به عمل آمده میزان عامل حفاظتی به طور متوسط برای کل حوضه ۰/۸ بدست آمد. پس از محاسبه عوامل مؤثر در رابطه مدل RUSLE (رابطه ۱)، متوسط فرسایش سالانه خاک با ضرب عوامل فرساینده باران (R)، عامل فرسایش‌پذیری خاک (K)، عامل توپوگرافی (LS)، عامل پوشش گیاهی (C) و عامل عملیات حفاظتی (P) در محیط ArcGIS ۱۰.۸ محاسبه شد. نتایج حاصل از میزان فرسایش خاک در ترکیب‌های مختلف ورودی‌های مدل RUSLE به صورت زیر می‌باشد (جدول ۴).

با توجه به شکل‌های (۹، ۱۰ و ۱۱) میانگین شاخص‌های NDVI و NDBI به ترتیب برابر با ۰/۴۳ و ۰/۴۰ می‌باشد، در حالی که میانگین شاخص I PVI برابر با ۰/۲۰ است. تفاوت فاحش شاخص I PVI با دو شاخص دیگر را می‌توان نرمال نبودن این شاخص بیان کرد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، شاخص‌های NDVI و NDBI در صورت و مخرج نرمال می‌شوند، در حالی که شاخص I PVI تنها در مخرج نرمال شده است. به دلیل اینکه میزان انعکاس در شیب‌ها و جهت‌های جغرافیایی مختلف، متفاوت می‌باشد، می‌توان انتظار داشت که شاخص غیرنرمال در مناطق ناهموار برآوردی متفاوت با شاخص‌های نرمال شده داشته باشد. شاخص I PVI به دلیل نرمال‌سازی ناقص، دامنه محدود خروجی، و حساسیت بالا به شرایط توپوگرافی، در مقایسه با شاخص‌های نرمال‌شده مانند NDVI و NDBI عملکرد ضعیف‌تری دارد. فلیکس و همکاران (۹) بیان داشتند که شاخص

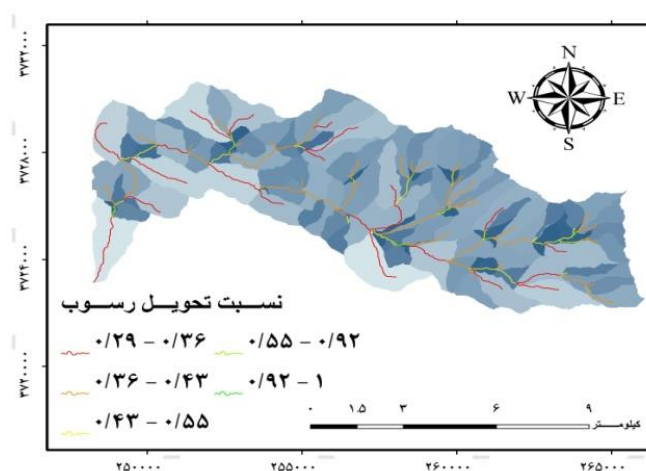
جدول ۴. میزان فرسایش خاک در ترکیب پارامترهای مختلف (تن/هکتار/ سال).

Table 4. The amount of soil erosion in the combination of different parameters (t/ha/yr)

شاخص استفاده	طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۱۰ متر	طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۳۰ متر	طول و درجه شیب با قدرت تفکیک ۹۰ متر
شده در محاسبه	میانگین تلفات	انحراف معیار تلفات	میانگین تلفات
پوشش گیاهی	خاک (تن در هکتار)	خاک (تن در هکتار)	تلفات خاک (تن در هکتار)
	در سال	در سال	در سال
NDBI	۱۳۰	۱۴۳/۴۸	۹۲/۴۸
NDVI	۱۴۴/۴۵	۱۳۶/۷۳	۱۱۳/۸۱
IPVI	۷۱/۱۸	۶۶/۹	۵۵/۱۰

بر اساس نتایج جدول ۴، کمترین میزان هدر رفت خاک ۷۰/۶۶ بر اساس نتایج جدول ۴، کمترین میزان هدر رفت خاک ۷۰/۶۶ تن در هکتار در سال بوده که در ترکیب شاخص IPVI و مدل رقمی ارتفاع ۱۰ متر به دست آمده و بیشترین میزان فرسایش خاک نیز ۱۵۸ تن می باشد که در ترکیب شاخص NDVI با مدل رقمی ارتفاع با قدرت تفکیک ۳۰ متر به دست آمده است. با توجه به پیسکل پایه بودن مدل، میانگین بالای فرسایش را می توان ناشی از پیکسل های بحرانی دانست. این پیکسل ها با

تأثیر در دامنه فرسایش و افزایش میان حداقل و حداکثر فرسایش، میانگین فرسایش را افزایش می دهند که این امر ممکن است در واقعیت غیرطبیعی به نظر برسد. برای ارزیابی ترکیب انتخاب شده برای هر یک از زیرحوضه ها میزان ضریب رسوب دهی محاسبه گردیده (شکل ۱۲) و میزان بار رسوب (تلفات خاک) برای تمامی سطح منطقه به دست آمده است (جدول ۵).



شکل ۱۲. میزان ضریب رسوب دهی برای هر یک از زیر حوضه های منطقه مورد.

Fig. 12. The rate of sediment delivery ratio for each of the subwatershed of the region

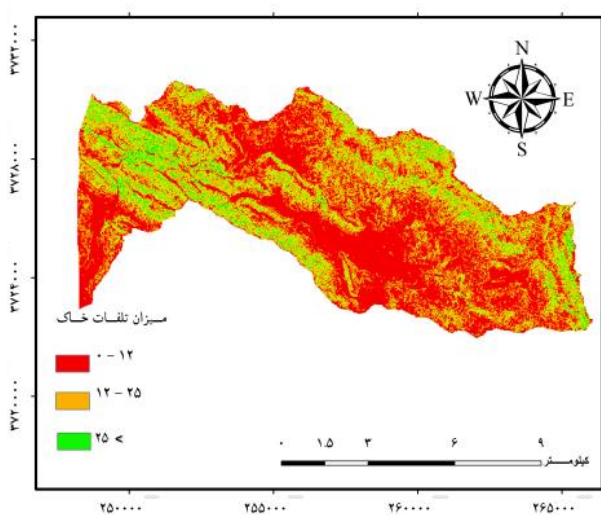
جدول ۵. میزان رسوب در ترکیب عوامل مختلف طول شیب و پوشش گیاهی.

Table 5. The amount of sediment in the combination of different factors of slope length and vegetation cover

طول شیب با قدرت تفکیک ۹۰ متر		طول شیب با قدرت تفکیک ۳۰ متر		طول شیب با قدرت تفکیک ۱۰ متر		شاخص استفاده
انحراف معیار رسوب	میانگین رسوب	انحراف معیار رسوب	میانگین رسوب	انحراف رسوب	میانگین رسوب	شده در محاسبه پوشش گیاهی
(تن در سال)	(تن در سال)	(تن در سال)	(تن در سال)	(تن در سال)	(تن در سال)	
۱۱/۹۳	۱۷	۱۳/۶۴	۱۸/۵	۱۴/۶۴	۱۶/۸۴	NDBI
۱۴/۶۸	۱۸/۹۱	۱۵/۲۱	۱۸/۹۶	۱۶/۱۶	۱۷/۳۳	NDVI
۷/۱۰	۹/۳۰	۸/۱۶	۱۰/۰۵	۸/۶۴	۹/۱۸	IPVI

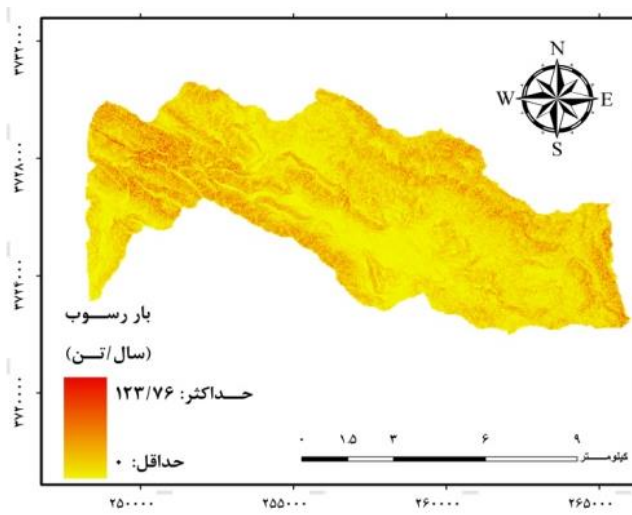
نظر گرفتن رابطه مدل RUSLE در نرم‌افزار ArcGIS ۱۰.۸ بدست آمد (شکل‌های ۱۳ و ۱۴). دومین ترکیب مناسب طول و جهت شیب با قدرت تفکیک ۹۰ متر و شاخص NDBI است. برآورد نزدیک به واقعیت به دلیل ترکیب مناسب نبوده، بلکه میزان دقت کم عامل طول و جهت شیب محاسباتی از قدرت تفکیک ۹۰ متر سبب شده میزان تلفات خاک کمتر از ترکیب‌های ۳۰ متر گردد. انحراف معیار پایین‌تر ترکیب‌های ۹۰ متری به ۳۰ متری به خوبی بیانگر این موضوع است.

گزارش شرکت آب منطقه‌ای استان لرستان میانگین خروجی بار رسوبی از حوضه مورد مطالعه ۱۶/۵ تن در سال می‌باشد (۲۱) با توجه به نتایج جدول ۵، ترکیب اول شامل میزان عامل پوشش گیاهی حاصل از شاخص NDBI و عامل طول و جهت شیب به‌دست آمده از مدل رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک ۱۰ متر برآوردی برابر با ۱۶/۸۴ (تن در سال) دارد که در مقایسه با دو ترکیب دیگر مقداری نزدیک به واقعیت دارد. بر این اساس نقشه نهایی تلفات و هدررفت خاک و میزان بار رسوبی حوضه با در



شکل ۱۴. کلاس‌های میزان تلفات خاک.

Fig. 14. Soil loss rate classes.



شکل ۱۳. میزان بار رسوب (تن/سال).

Fig. 13. The amount of sediment yeild (tons/year).

میزان فرسایش در مناطق مرتفع و عاری از پوشش گیاهی رخ داده است. همچنین میزان همبستگی برای ۱۰۰ نقطه تصادفی بین میزان رسوب و سایر عامل‌ها در جدول (۶) قابل مشاهده است.

با توجه به کلاس‌های تلفات خاک در شکل ۱۴، ۴۷ درصد حوضه دارای فرسایش کم (۰-۱۲ تن در سال)، ۲۸ درصد حوضه فرسایش شدید (۱۲-۲۵) و ۲۵ درصد حوضه تحت فرسایش بسیار شدید (بیش از ۲۵ تن در سال) می‌باشد. بیشترین

جدول ۶. همبستگی میزان رسوب و عوامل مؤثر در فرسایش.

Table 6. Correlation of sediment amount and effective factors in erosion.

میزان همبستگی	عامل
۸۲٪	قدرت فرساینده‌گی باران
۷۸٪	فرسایش پذیری خاک
۹۰٪	طول و درجه شیب
۸۶٪	پوشش گیاهی

در مجموع، ترکیب شاخص NDBI برای عامل پوشش گیاهی و DEM با قدرت تفکیک ۱۰ متر برای عامل طول و جهت شیب، توانست مقدار هدررفت خاک را با دقت قابل قبولی (۱۶/۸۴ تن در سال) برآورد کند. با این حال، نقاط ضعف مدل از جمله تأثیر قدرت تفکیک DEM در مناطق پرشیب و محدودیت‌های شاخص‌های پوشش گیاهی در شرایط مختلف رطوبتی، باید در تحلیل نهایی مورد توجه قرار گیرد. عناوین زیر برای مطالعات بعدی پیشنهاد می‌شود:

۱. بررسی عملکرد شاخص‌های پوشش گیاهی در شرایط اقلیمی و توپوگرافی متفاوت، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک.
۲. توسعه مدل‌های ترکیبی با استفاده از شاخص‌های پیشرفته‌تر مانند MGRVI و SAVI برای بهبود دقت عامل C.
۳. ارزیابی تأثیر قدرت تفکیک DEM در مدل‌سازی دقیق‌تر عامل LS در مناطق کوهستانی.
۴. استفاده از الگوریتم‌های یادگیری ماشین برای بهینه‌سازی ترکیب عوامل مدل RUSLE و افزایش دقت پیش‌بینی هدررفت خاک

نتیجه‌گیری

تحقیق حاضر توانایی تلفیق مدل RUSLE با فناوری‌های سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی را به‌خوبی نشان داد. در این مطالعه، از روش‌های زمین‌آماری برای مدل‌سازی عامل فرساینده‌گی باران استفاده شد که نه تنها همبستگی مکانی داده‌ها را به‌دقت محاسبه نمود، بلکه در برآورد مؤثر این عامل نیز نقش کلیدی ایفا کرد. همچنین بررسی عامل طول و جهت شیب (LS) با استفاده از مدل رقومی ارتفاع (DEM) در قدرت تفکیک‌های مختلف نشان داد که هرچند میانگین نتایج در قدرت‌های تفکیک متفاوت مشابه است، اما در سطح حوضه، تفاوت‌های قابل توجهی وجود دارد. به‌ویژه در مناطق پرشیب، DEM با قدرت تفکیک بالا عملکرد ضعیف‌تری دارد و نتایج غیرواقعی‌تری ارائه می‌دهد. در ارزیابی عامل پوشش گیاهی (C)، مشخص شد که شاخص‌های نرمال‌نشده مانند I PVI به دلیل نرمال‌سازی ناقص و حساسیت بالا به شرایط توپوگرافی، نتایج رضایت‌بخشی ارائه نمی‌دهند. در مقابل، شاخص NDBI به‌واسطه استفاده از باند مادون‌قرمز میانی، توانایی بالاتری در تفکیک خاک‌های مرطوب و خشک دارد و به‌ویژه در مناطق فاقد پوشش گیاهی، همبستگی بیشتری با میزان فرسایش خاک نشان می‌دهد. با این حال، در متن نتایج، تحلیل کافی برای اثبات برتری NDBI نسبت به NDVI ارائه نشده و نیاز به بررسی دقیق‌تر این ادعا وجود دارد.

منابع مورد استفاده

1. Arekhi S, Niazi Y, Kalteh A.M. 2012. Soil Erosion and Sediment Yield Modeling Using RS and GIS Techniques: a Case Study, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 5(2): 285-296. <https://doi.org/10.1007/s12517-010-0220-4>.
2. Baiati Khatibi M. 2016. Assessment and Predicting of Soil Erosion Risk at Semi-arid Mountain: Intergeration of the USLE Model and GIS Technique for Soil Conservation Planning Case Study: Sareshkandarchy Catchment, Eastern Slope. *Journal of Geography and Planning*, 19(54): 61-81. (In Persian).
3. Basaran M, Ozcan AU, Erpul GC, Anga MR. 2006. Spatial Variability of Organic Matter and Some Soil Properties of Mineral Topsoil in C, Ankiri _Indagi Blackpine (Pinus Nigra) Plantation Region. *Journal of Applied Science*, 6(2): 445-452. <https://doi.org/10.3923/jas.2006.445.452>.
4. Boyce RC. 1975. Sediment routing with sediment Delivery Ratios. Present and Prospective Technology for ARS. USDA, Washington, D.C. 39: 699-675.
5. Chang KT. 2006. Introduction to Geographic Information Systems. 4th Ed. New York, N.Y. McGrawHill, 2: 376.
6. Elwell HA, Stocking MA. 1976. Vegetal cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma*, 15(1): 61-70. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(76\)90071-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(76)90071-9).
7. Farr T, Kobrick M. 2001. The Shuttle Radar Topography Mission. *American Geophysical Union EOS*, 81: 583-585.
8. Farr T, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S. 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics*, 45: 99-118. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>.
9. Felix FC, Cândido BM, de Moraes JFL. 2023. How suitable are vegetation indices for estimating the (R) USLE C-factor for croplands? A case study from Southeast Brazil. *ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 100050. <https://doi.org/10.1016/j.ophoto.2023.100050>.
10. Fernandez C, Wu JQ, McCool DK, Stöckle CO. 2003. Estimating water erosion and sediment yield with GIS, RUSLE, and SEDD. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3): 128-136.
11. Gyeltshen S, Adhikari R, Bahadur Budha P, Thapa G, Kumar Subedi K, Kumar Singh B. 2022. Remote Sensing and GIS based Soil Loss Estimation for Bhutan, using RUSLE model. *Geocarto International*, 37(21): 6331-6350. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1936210>.
12. Hu KL, Yu Y, Zhang FR, Wang R. 2006. The spatial-temporal variability of soil organic matter and its influencing factors in suburban area of Beijing. *Scientia Agricultura Sinica*, 39: 764-771.
13. Karimi S, Rajabi M, Rezaei Moghaddam MH. 2021. Evaluation and zoning of soil erosion in karst areas by SMLRK Model (case study of Alvand basin of Kermanshah province). *Geography and Planning*, 24(74): 197-214. <https://doi.org/10.22034/gp.2020.10861>. (In Persian).
14. Kebede YS, Endalamaw NT, Sinshaw BG, Atinkut H.B. 2021. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS at watershed level in the upper beles, Ethiopia. *Environmental Challenges*, 2: 100009. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2020.100009>.
15. Khodakarami L, Soffianian A, Mohamadi Towfigh E, Mirghafari N. 2014. Study of heavy metals concentration Copper, Zinc and Arsenic soil using RS and GIS techniques (Case study: Kaboudarahang, Razan and Khonjin- Talkhab catchment in Hamedan province). *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 5(3): 45-55. (In Persian).
16. Kienzle S. 2004. The effect of DEM Raster Resolution on First Order, Second Order and Compound Terrain Derivatives. *Transactions in GIS*, 8(1): 83-111. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2004.00169.x>.
17. Krishna Bahadur KC. 2012. Spatio-temporal patterns of agricultural expansion and its effect on watershed degradation: a case from the mountains of Nepal. *Environmental Earth Sciences*, 65(7): 2063-2077. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1186-6>.
18. Kuo KT, Sekiyama A, Mihara M. 2016. Determining C factor of universal soil loss equation (USLE) based on remote sensing. *International Journal of Environmental and Rural Development*, 7(2): 154-161. <https://doi.org/10.1186/s40068-020-00203-3>.
19. Lassueur T, Joost S, Randin CF. 2006. Very High-Resolution Digital Elevation Models: Do They Improve, Models of Plant Species Distribution? *Ecological Modelling*, 198(1-2): 139-153. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.004>.
20. Lin WT, Lin CY, Chou WC. 2006. Assessment of Vegetation Recovery and Soil Erosion at Landslides Caused by a Catastrophic Earthquake: A Case Study in Central Taiwan. *Ecological Engineering*, 28(1): 79-89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.04.005>.
21. Lorestan Water Resources Organization. 2018. Sediment discharge report of Kaka Reza River. P. 2. (In Persian).
22. Magdoff F, Weil RR. 2004. Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC press.
23. Martin A, Gunter J, Regens J. 2003. Estimating Erosion in a Riverine watershed, Bayou Liberty-Tchefuncta River in Louisiana. *Environment Science Pollution Resource*, 4: 245-250. <https://doi.org/10.1065/espr2003.05.153>.
24. McBratney, A.B., Mendonça-Santos, M.L., and Minasny, B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117: 3-52.
25. Men M, Yu Z, Xu H. 2008. Study on the spatial pattern of rainfall erosivity based on geostatistics in Hebei

- Province, China. *Frontiers of Agriculture in China*, 2: 281-289. <https://doi.org/10.1007/s11703-008-0042-2>.
26. Merritt WS, Letcher RA, Jakeman AJ. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental modelling and software*, 18(8-9): 761-799. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1).
27. Millward AA, Mersey JE. 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena*, 38(2): 109-129. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00067-3).
28. Olika G, Fikadu G, Gedefa B. 2023. GIS based soil loss assessment using RUSLE model: A case of Horo district, western Ethiopia. *Heliyon*, 9(2): e13313. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13313>.
29. Refahi H.Gh. 2014. *Water Erosion and Conservation*. 7th Edition, University of Tehran Press. (In Persian).
30. Renard KG, Foster GR, Weesies GA, Porter JP. 1991. RUSLE: Revised Universal Soil Loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1): 30-33.
31. Renard KG, Freimund JR. 1994. Using Monthly Precipitation Data to Estimate the R Factor in the Revised USLE. *Journal Hydrology*, 157: 287-306. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4).
32. Renschler CS, Harbor J. 2002. Soil Erosion Assessment tools from Point to Regional Scales: The Role of Geomorphologists in Land Management Research and Implementation. *Geomorphology*, 47(24): 189-209.
33. Sanders BF. 2007. Evaluation of on-line Dems for Flood Inundation Modeling. *Advances in Water Resources*, 30(8): 1831-1843. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.02.005>.
34. Sarwar, A., Ali, M., Israr, M., Gulzar, S., Khan, M. I., Ali, M. A. S., ... & Rukh, S. (2024). Mapping annual soil loss in the southeast of Peshawar basin, Pakistan, using RUSLE model with geospatial approach. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1-12.
35. Sillescu, N. G., Alexandridis, T. K., Gitas, I. Z., & Perakis, K. (2006). Vegetation indices: advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. *Geocarto International*, 21(4), 21-28.
36. Soltanei S, Zareh S, Taze M. 2019. Assessment spatial variability of rainfall erosivity factor (Case study: Fars Province). *Geography and Planning*, 23(68): 157-177. (In Persian).
37. Taheri Babadi Z, Moteschaffeh B, Roshan SH. 2022. Assessment The Impact of Land use Changes on Soil Erosion using GIS and Remote Sensing Based on The RUSLE Model (Case Study: Behbahan County). *Journal of Arid Biom*, 12(1): 77-92. <https://doi.org/10.29252/aridbiom.2023.19670.1924>. (In Persian).
38. Thapa P. 2020. Spatial estimation of soil erosion using RUSLE modeling: a case study of Dolakha district, Nepal. *Environmental Systems Research*, 9(1): 1-10. <http://dx.doi.org/10.21203/rs.3.rs-25478/v4>.
39. Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses - a Guide for Conservation Planning. USDA, Agricultural Handbook 537. Washington.
40. Wischmeier WH. 1971. Soil Erodibility Nomograph for Farmland and Construction Sites. *Journal Soil and Water Conservation*, 26: 189-193.
41. Yang X. 2015. Digital mapping of RUSLE slope length and steepness factor across New South Wales, Australia. *Soil Research*, 53(2): 216-225. <https://doi.org/10.1071/SR14208>.
42. Zha Y, Gao J, Ni S. 2010. Use of Normalized Difference Built-up Index in Automatically Mapping Urban Areas from TM Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 583-594. <https://doi.org/10.1080/01431160304987>.
43. Zhang JX, Chang KT, Wu J.Q. 2008. Effects of DEM resolution and source on soil erosion modelling: a case study using the WEPP model. *International Journal of Geographical Information Science*, 22(8): 925-942. <https://doi.org/10.1080/13658810701776817>.
Zhang JX, Wu JQ, Chang K, Elliot WJ, Dun LS. 2009. Effects of DEM Source and Resolution on WEPP Hydrological and Erosion Simulation a Case Study of Two Forest Watershed in Northern IDAHO. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 52(2): 447-457. <https://doi.org/10.13031/2013.26838>.



Assessment of the Impact of Digital Elevation Models, Geostatistical Methods, and Vegetation Indices on Soil Erosion Estimation (Case Study: Rimeleh Watershed)

Saleh Arekhi^{1*}, Afshin Shabani², Sayed Hussein Roshun³, Benyamin Eshghi⁴

Received: 2024-04-30 / Accepted: 2025-01-27 / Published: 2025-10-11

Abstract

Soil erosion is one of the major challenges facing the country's watersheds and is considered a significant obstacle to achieving sustainable agricultural and natural resource development. The accuracy of input parameters in the RUSLE model greatly enhances the precision of soil loss and erosion estimation. In this study, the RUSLE model was integrated with Remote Sensing (RS) and Geographic Information System (GIS) technologies to derive key parameters including rainfall erosivity (R), vegetation cover (C), and slope length and steepness (LS) using various methods. The rainfall erosivity factor was calculated using 25 years of

precipitation data from 13 rain gauge stations, applying ordinary, simple, and universal kriging interpolation methods. The vegetation cover factor was generated based on NDVI, IPVI, and NDBI indices using Landsat 8 satellite imagery. The slope length and steepness factor was derived from digital elevation models (DEMs) including SRTM with 30 and 90-meter resolutions and NED with a 10-meter resolution. Ultimately, nine combinations of these parameters were used to estimate soil erosion and sediment yield across the watershed using the RUSLE model. Results indicated that the combination of NDBI vegetation index, LS factor derived from the NED DEM at 10-meter resolution, and R factor obtained through simple kriging yielded an average soil loss of 16.84 tons per year, closely matching the observed sediment yield of 16.5 tons per year. Accordingly, the NDBI index demonstrated superior performance compared to NDVI in estimating the vegetation cover factor within the RUSLE model.

Saleh Arekhi¹ (✉), Afshin Shabani², Sayed Hussein Roshun³, Benyamin Eshghi⁴

1*. Associate Professor, Department of Geography, Faculty of Humanities, University of Golestan, Gorgan, Iran

2. MSc. Remote Sensing and GIS, Department of Remote Sensing and GIS, Faculty of Geography, University of Tehran, Tehran, Iran

3. Ph.D., Watershed Management Science and Engineering, Department of Watershed Management Engineering, Faculty of Natural Resources, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Sari, Iran

4. MSc. Student in Geographic Information System, Department of Surveying Engineering, Faculty of Engineering, Lamei Gorgani Institute of Higher Education, Gorgan, Iran

DOI: 10.82447/girs.2025.1118598

e-mail: arekhi1348@yahoo.com

Extended Abstract

Statement of the Problem: Soil erosion is one of the important problems of watersheds in the country and is considered as one of the most important obstacles to achieving sustainable development of agriculture and natural resources. Waste of soil causes a decrease in soil fertility and a decrease in the useful life of dams and other

water structures. The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) is widely used to estimate soil loss and erosion risk worldwide. The high accuracy of the input parameters of this model leads to a more accurate estimation of soil wastage and erosion.

Purpose: In this research, the RUSLE model for estimating soil erosion and sediment production in the framework of remote sensing, geographic information system and geostatistics, the effect of digital elevation models with different resolution (10, 30, and 90 meters) and different plant indices (NDVI, NDBI, and IPVI) were evaluated.

Methodology: In this study, while integrating the RUSLE model with remote sensing (RS) and geographic information system (GIS), the parameters of rain erosivity (R), vegetation cover (C), and slope length and degree (LS) were prepared with different methods. were prepared in this way, the rain erosive factor was obtained based on 25 years of data, 13 rain gauge stations and normal, simple and general kriging methods. Vegetation factor was also produced based on NDVI, IPVI, and NDBI indices using Landsat 8 satellite images. The length factor and slope degree were also prepared based on the SRTM satellite digital elevation model with resolution of 30 and 90 meters and NED set with a resolution of 10 meters. Finally, with 9 combinations, the amount of erosion and sediment load was estimated using the RUSLE model in the basin.

Results and discussion: The results showed that the average soil loss, the composition of the NDBI vegetation index, the length and degree of slope obtained from the NED digital elevation model with a resolution of 10 meters, and the rain erosivity factor obtained from the simple kriging interpolation method is equal to 16.84

(ton per year) and, compared to the observed sediment (16.5 tons per year), was chosen as the appropriate composition. Based on this, the NDBI index in combination with other factors is more efficient than the NDVI index in preparing the vegetation factor of the RUSLE model, which can be attributed to the use of the mid-infrared band instead of the red band. Because the mid-infrared band is the absorption range of water droplets.

Conclusion: In calculating the rain erosion factor, geostatistical methods are very effective in modeling this factor in addition to calculating the spatial correlation between rain erosion data. Calculation of the slope length factor shows that increasing and decreasing the separation power of the Digital Elevation Model (DEM) can make the slope length factor similar on average, but their results are not comparable at the basin level. The slope length factor obtained from lower separation powers with better simulation of the basin can have a result close to the reality at any point in the basin, but the reduction of the slope length and direction factor in the separation power is mostly due to poor performance in steep areas such as Moorland and Upland. The use of non-normalized indices such as IPVI to calculate the vegetation factor did not lead to satisfactory results. The NDBI index can be used to separate areas with and without vegetation cover, and due to the role of vegetation in the rate of erosion, a high correlation can be established between the areas without cover and the rate of erosion.

Keywords: Soil Loss, Kriging Interpolation, Satellite Imagery, Geographic Information System (GIS).

Please cite this article as: Arekhi, Saleh, Shabani, Afshin, Roshun, Sayed Hussein, Eshghi, Benyamin. (2025) . Assessment of the Impact of Digital Elevation Models, Geostatistical Methods, and Vegetation Indices on Soil Erosion Estimation (Case Study: Rimeleh Watershed). *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 16(3): 22-40.