

تغییرپذیری فرسایش خاک ماهانه به تفکیک کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر با استفاده از مدل G2

خدیجه حاجی - دانش‌آموخته دکتری، گروه آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.
عبدالواحد خالدی درویشان* - دانشیار گروه آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.
رئوف مصطفی‌زاده - دانشیار گروه منابع طبیعی و عضو پژوهشکده مدیریت آب، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران.

پذیرش مقاله: ۱۴۰۲/۰۴/۱۶ تأیید نهایی: ۱۴۰۲/۱۰/۰۸

چکیده

شدت فرسایش خاک در مقیاس‌های مختلف زمانی و مکانی متغیر است. به دلیل تغییرات مقدار و فراوانی وقوع بارش‌ها، شدت فرسایش در طول سال تغییر می‌کند. آگاهی از این نوسانات و شناخت تغییرات فرسایش خاک ماهانه برای اولویت‌بندی زیرآبخیزها، برنامه‌ریزی کاربری/پوشش اراضی و موفقیت اقدامات آبخیزداری ضروری است. بنابراین پژوهش حاضر با هدف برآورد فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی و مکانی مختلف با مدل G2 به تفکیک کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر انجام شده است. به منظور تهیه نقشه‌های فرسایش خاک منطقه مورد مطالعه، عوامل ورودی مدل G2 در مقیاس‌های مکانی و زمانی مناسب با استفاده از داده‌های هواشناسی، تصاویر ماهواره‌ای، GIS و سنجش از دور تهیه گردید. نتایج نشان داد که میانگین فرسایش خاک سالانه برای منطقه مورد مطالعه برابر با ۱۱/۲۴ تن بر هکتار گزارش شده است که بیشترین مقدار آن در استان‌های آذربایجان غربی، مازندران، خراسان شمالی و آذربایجان شرقی قرار دارد. از طرفی بیشترین مقدار آن در ماه‌های نوامبر، اکتبر، آوریل و می به ترتیب برابر با ۱/۴۹، ۱/۴۸، ۱/۳۲ و ۱/۲۷ و کمترین مقدار آن در ماه‌های اوت و دسامبر به ترتیب برابر با ۰/۵۴ و ۰/۵۹ تن بر هکتار برآورد شده است. به طوری که بیشترین مقدار میانگین فرسایش خاک سالانه نیز به ترتیب در کاربری‌ها/پوشش‌های مرتع، درختچه‌زار، اراضی بایر و جنگل نیمه‌متراکم برابر با ۱۶/۸۷، ۱۵/۹۶، ۱۱/۵۱ و ۱۱/۲۲ تن بر هکتار است. در نتیجه مقادیر فرسایش خاک سالانه در بخش‌های غربی، مرکزی و شرقی به ترتیب برابر با ۱۱/۹۴، ۱۳/۴۷ و ۱۰/۵۳ تن بر هکتار برآورد شد. اگرچه اختلاف فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه در تمام کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار است، اما در تعدادی از کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر در بخش‌های غربی-مرکزی، مرکزی-شرقی و غربی-شرقی با هم معنی‌دار نیست. بنابراین نتایج به دست آمده از مدل G2 شامل میانگین ماهانه، فصلی و سالانه فرسایش خاک برای بزرگ آبخیز دریای خزر و ۱۰۸ زیرآبخیز به تفکیک، توسط سیاست‌گذاران نه تنها برای اولویت‌بندی زیرآبخیزها، بلکه برای افزایش دانش آن‌ها در مدیریت یکپارچه آبخیز و بهره‌برداری پایدار منابع خاک و آب استفاده خواهد شد.

واژگان کلیدی: تخریب خاک، ضریب اصلاحی پوشش برف، کاربری/پوشش اراضی، مقیاس زمانی و مکانی، مدیریت آبخیز.

مقدمه

فرسایش خاک شاخصی جامع برای ارزیابی درجه توسعه‌یافتگی و پایداری برنامه‌های مدیریتی است و از طرفی داشتن اطلاعات مکانی در ارتباط با پدیده‌ها این امکان را فراهم می‌کند که همبستگی بین پدیده‌ها و الگوی مکانی بین آن‌ها شناسایی شود (چاپنگو^۱ و همکاران، ۲۰۲۳: ۳؛ ژانگ^۲ و همکاران، ۲۰۲۴). در نتیجه شناخت الگوی مکانی فرسایش خاک، یک کلید برای درک پویایی و شناسایی دلایل زیستی و غیرزیستی فرسایش خاک است و تعیین الگوی پراکنش شدت فرسایش و رسوب می‌تواند به ارائه راه‌کارهای مناسب برای کاهش و مقابله با فرسایش در حوزه آبخیز کمک نماید (لی^۳ و همکاران، ۲۰۲۰: ۲؛ دپین و ایلا^۴، ۲۰۲۳: ۴). در گزارش‌های موجود، مقدار کل فرسایش سالانه کشور در سطح ۱۲۵ میلیون هکتار از آبخیزها بالغ بر دو میلیارد تن برآورد شده است (نیک‌کامی و شادفر، ۱۴۰۰: ۴۸۱). از طرف دیگر محمدی و همکاران (۲۰۲۱) مقدار فرسایش آبی در کشور را برابر با ۱۶/۵ تن بر هکتار در سال گزارش داده‌اند. به‌طور متوسط میزان فرسایش خاک در ایران سه برابر بیش‌تر از سایر کشورهای آسیایی و ۲۰ برابر میانگین جهانی است (صادقی، ۲۰۱۷: ۳۴)، میزان فرسایش خاک جهانی برابر با ۳۸/۵ میلیارد تن است (بورلی^۵ و همکاران، ۲۰۲۰: ۲۱۹۹۶). خسارت و هزینه‌های ناشی از فرسایش خاک در ایران معادل ۵۶ تا ۱۱۲ میلیارد دلار در سال است، بسته به میزان فرسایش خاک در هر سال، این میزان تغییر می‌کند. در صورتی که میزان هزینه فرسایش خاک در ایران بیش از درآمد نفتی کشور است (صادقی، ۲۰۱۷: ۳۴). عوامل مختلفی مانند اقلیم، زمین‌شناسی، کاربری/پوشش اراضی و فعالیت‌های مدیریتی بر فرآیند فرسایش و مؤلفه‌های رواناب و رسوب در یک حوزه آبخیز مؤثر هستند (مصطفی‌زاده و همکاران، ۲۰۲۳). از آنجایی که کاربری اراضی در میزان رواناب و فرسایش خاک نقش عمده‌ای داشته و امروزه به‌دلیل گسترش جوامع انسانی، تغییراتی در الگو و سیمای سرزمین ایجاد کرده است (مصطفی‌زاده و طالبی‌خیابوی، ۲۰۲۴: ۳۹۱۳)، بنابراین تشخیص مشارکت کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در فرسایش خاک و اولویت‌بندی آن‌ها برای شناخت مناطق بحرانی و مستعد به فرسایش خاک ضروری است.

از طرفی مدل‌سازی فرآیندهای فرسایش به سرعت در حال پیشرفت است و مدل‌های متنوعی برای پیش‌بینی رواناب و هدررفت خاک توسط برنامه‌ریزان منابع آب و پژوهش‌گران تدوین شده تا امکان تحلیل فرآیندهای مؤثر بر رسوبات فراهم شود (خالدی‌درویشیان و همکاران، ۲۰۱۹: ۲۰۴؛ پاناگوس و کاتسویانیس^۶، ۲۰۱۹: ۴۷۱). در همین راستا مدل G2 در طی دو دهه اخیر، به‌عنوان یک مدل تجربی جدید برای برآورد فرسایش خاک که نتیجه همکاری بین بخش‌های خطرات طبیعی و مدیریت اراضی JRC^۷ و آزمایشگاه مدیریت جنگل و سنجش از دور دانشگاه Aristotle است، در پروژه‌ای با نام Geoland2 توسعه یافت (پاناگوس^۸ و همکاران، ۲۰۱۴الف: ۱۴۹؛ کارداس و پاناگوس^۹، ۲۰۱۸: ۲۵۸). مدل G2 بر اساس یافته‌های معادله جهانی هدررفت خاک اصلاح شده^{۱۰} (RUSLE) و روش پتانسیل فرسایش^{۱۱} (EPM) به‌ترتیب برای هدررفت خاک و بار رسوب و برای رفع اشکالات موجود در مدل‌های مذکور ارائه شد (کالی و وادسولا^{۱۲}، ۲۰۱۲: ۱۴۱). هم‌چنین مدل G2 داده‌های

¹ Chapungu

² Zhang

³ Li

⁴ Dapin and Ella

⁵ Borrelli

⁶ Panagos and Katsoyiannis

⁷ Joint Research Centre (JRC)

⁸ Panagos

⁹ Karydas and Panagos

¹⁰ Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)

¹¹ Erosion Potential Method (EPM)

¹² Kale and Vadsola

ورودی استاندارد از پایگاه داده مانند پایگاه داده خاک اروپا^۱، محصولات BioPar^۲ از پایگاه پروژه Geoland2، مجموعه داده‌های مدل رقومی ارتفاع^۳ (DEM) و تصاویر ماهواره‌ای SPOT^۴ و ASTER^۵ را به صورت هماهنگ به کار می‌گیرد و هدررفت خاک حاصل از فرسایش سطحی و بین‌شیاری را در مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه برآورد می‌کند (محمدامینی و همکاران، ۱۳۹۴: ۲۵؛ پاناگوس و همکاران، ۲۰۱۲ الف: ۴۶۴).

تاکنون پژوهش‌های گسترده‌ای در زمینه فرسایش خاک در جهان انجام شده و مطالعات متعددی نیز برآورد فرسایش خاک را با استفاده از مدل‌های مختلف و یا رویکردهای سنتی اندازه‌گیری فرسایش مدنظر قرار داده‌اند. در این راستا مدل G2 به دلیل مزیت مهم استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های جهانی در مقیاس‌های وسیع، در سال‌های اخیر مورد توجه پژوهش‌گران در کشورهای مختلف قرار گرفته است (به عنوان مثال کاریداس و همکاران، ۲۰۲۰؛ پولوینا^۶ و همکاران، ۲۰۲۱؛ هان^۷ و همکاران، ۲۰۲۳). در داخل کشور نیز محمدی و همکاران (۲۰۲۱) جزء اولین پژوهش‌گرانی هستند که پایش مکانی و زمانی فرسایش خاک برای کل کشور ایران را با استفاده از مدل G2 مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج نشان داد که میانگین فرسایش خاک سالانه در ایران برابر با ۱۶/۵ تن بر هکتار است. هم‌چنین از نظر مکانی بالاترین مقادیر فرسایش خاک در مناطق شمالی، غرب و جنوب غربی ایران، در دامنه‌های پرشیب کوه‌های البرز و زاگرس است. در نتیجه از نظر زمانی، بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر فرسایش خاک برابر با ۳/۲ و ۰/۹ تن بر هکتار به ترتیب مربوط به ماه‌های ژانویه و ژوئیه به دست آمد.

دریای خزر به عنوان بزرگ‌ترین دریاچه یا پهنه آبی محصور در کره زمین، یکی از مهم‌ترین بوم‌سازگان‌ها از منظر محیط‌زیستی، سیاسی و اقتصادی است. بهره‌برداری بی‌رویه و غیراصولی از منابع طبیعی حوزه آبخیز دریای خزر، تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، تراکم بالای جمعیت، رواناب‌های اراضی کشاورزی خصوصاً در اراضی اطراف رودخانه و بهره‌برداری از منابع فسیلی باعث تشدید فرسایش و انتقال رسوبات و آلاینده‌ها به آب‌های سطحی می‌شوند که رودخانه‌های حوزه آبخیز دریای خزر نیز با این چالش مواجه هستند (دی‌مورا^۸ و همکاران، ۲۰۰۴: ۶۳). بنابراین مهار فرسایش خاک به شیوه‌های مختلف از اصول اولیه مدیریت آب و خاک در مقیاس آبخیز تلقی می‌شود. سهم قابل توجه کشاورزی در اقتصاد دشت‌های کشورهای حاشیه دریای خزر، اهمیت خاک و آب را به عنوان مهم‌ترین منبع تولید مواد غذایی، امنیت و تمدن در این منطقه دوچندان می‌کند. از این رو، اطلاع از سهم کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در فرسایش خاک منجر به ارائه برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی بهینه برای کاهش شدت فرسایش و به تبع آن مدیریت پایدار می‌شود (جنیو^۹ و همکاران، ۲۰۲۱).

از طرفی تحلیل پیشینه پژوهش نشان داد که اگرچه مدل G2 یکی از مدل‌های مناسب برای تخمین میزان فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی مختلف ماهانه، فصلی و سالانه و به ویژه تفکیک سهم کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در فرسایش خاک می‌باشد، اما کاربرد آن در جهان انگشت‌شمار و توسط تعداد محدودی از پژوهش‌گران انجام شده است. اما تاکنون گزارش مستندی از بررسی میزان فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی (ماهانه، فصلی و سالانه) و مکانی (غربی، مرکزی و شرقی) به تفکیک کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی با مدل G2 در بزرگ آبخیز دریای خزر مشاهده نشده است. علاوه بر این، نوآوری خاص پژوهش حاضر در بخش مدل G2 استفاده از ضریب اصلاحی پوشش برف در ماه‌های دارای پوشش برف به منظور افزایش دقت عامل فرساینده باران در مقیاس وسیع است.

1. European Soil Database (ESDB)

2. Biophysical Parameters

3. Digital Elevation Model (DEM)

4. Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT)

5. Advanced Space borne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER)

6. Polovina

7. Han

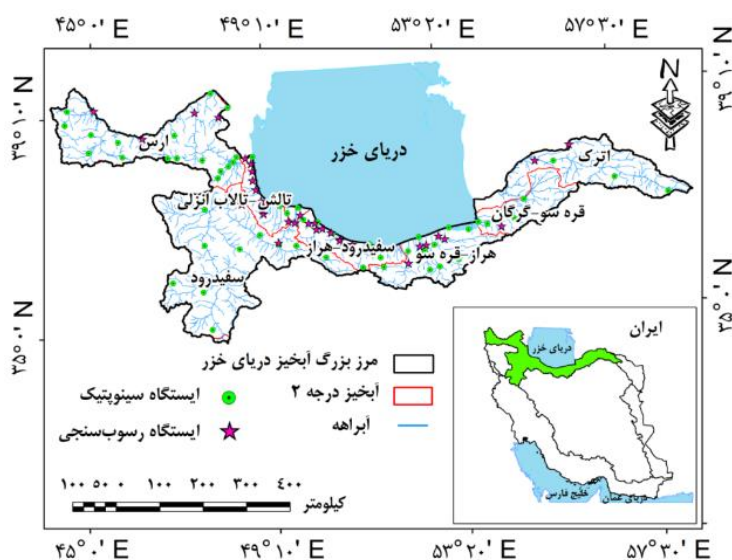
8. De Mora

9. Jeanneau

مواد و روش تحقیق

موقعیت منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز دریای خزر در شمال ایران با مساحتی برابر با ۱۷۶۳۹۳/۹۱ کیلومترمربع در حدود ۱۰ درصد مساحت کل کشور، بین مدار ۴۵' ۳۹°-۳۵° عرض شمالی و نصف‌النهار ۵۹° ۰۵'-۴۴° طول شرقی قرار گرفته است. متوسط ارتفاع این حوزه آبخیز ۱۱۹۵ متر بوده، که بلندترین نقطه آن، قله دماوند با ارتفاع ۵۶۹۹ متر و کم‌ترین نقطه آن ساحل دریای خزر با ارتفاع ۲۸- متر است، به این ترتیب اختلاف ارتفاع موجود در حوزه آبخیز معادل ۵۷۲۷ متر برآورد شده است (چاووشی و همکاران، ۲۰۱۳: ۵۹۶). حوزه آبخیز دریای خزر به علت گستردگی زیاد و تنوع مناطق آبگیر و رودخانه‌های وارد شده به آن، به هفت حوزه آبریز اصلی که از غرب به شرق شامل ارس، تالش-تالاب انزلی، سفیدرود، سفیدرود-هراز، هراز-قره‌سو، قره‌سو-گرگان و اترک) تقسیم شده است (ربانی‌ها، ۱۳۹۵). مهم‌ترین رودخانه‌هایی که به دریای خزر می‌ریزند شامل ارس، سفیدرود، چالوس، هراز، سه هزار، بابل‌رود، پل‌رود، تالار، تجن، گرگان‌رود، اترک، قره‌سو و نکاست که ارس و سفیدرود بزرگ‌ترین آن‌ها محسوب می‌گردند. موقعیت جغرافیایی حوزه آبخیز دریای خزر در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی بزرگ آبخیز دریای خزر و آبخیزهای آن در ایران

روش پژوهش

اجرای مدل G2

G2 شامل مجموعه‌ای از الگوریتم‌ها برای تهیه نقشه‌های مقیاس ماهانه و اندازه‌گیری هدررفت خاک ناشی از فرآیندهای فرسایش سطحی و بین‌شیاری مطابق رابطه (۱) محاسبه می‌شود (کاریداس و همکاران، ۲۰۱۵: ۴؛ هالیکی^۱ و همکاران، ۲۰۱۸: ۱۱۹).

$$E_m = \left(\frac{R}{V}\right) \cdot S \cdot \left(\frac{T}{L}\right) \quad (1)$$

که در آن E_m مقدار خاک فرسایش یافته از یک منطقه در طول یک دوره زمانی خاص برحسب تن بر هکتار در ماه، R عامل فرساینده باران ماهانه که با استفاده از انرژی قطرات باران محاسبه می‌شود (مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت)، V عامل نگهداشت پوشش گیاهی (بدون بعد)، S عامل فرسایش‌پذیری خاک (تن ساعت بر مگاژول میلی‌متر)، T عامل اثر زمین (بدون

¹: Halecki

بعد) و L عامل اثر سیمای سرزمین (بدون بعد) و تا حدودی شبیه به عامل P در مدل RUSLE است. در حالت ایده‌آل برای عوامل S، T و L نیز یک لایه و برای عوامل پویای R و V مجموعه‌ای از ۱۲ لایه (یک لایه در هر ماه) لازم است (کاریداس و پاناگوس، ۲۰۱۸: ۲۵۷).

عامل فرساینده‌گی باران (R)

فرساینده‌گی باران نشان‌دهنده رابطه بین بارندگی و تولید رسوب و یک عامل کلیدی در مطالعات فرسایش خاک است (وانگ^۱ و همکاران، ۲۰۲۴: ۵). برای برآورد عامل فرساینده‌گی باران در مناطقی که فاقد داده شدت بارندگی است، می‌توان از معادلات مبتنی بر همبستگی بین فرساینده‌گی و بارش سالانه و ماهانه استفاده نمود. میانگین بارندگی ماهانه و سالانه برای ۵۶ ایستگاه سینوپتیک حوزه آبخیز دریای خزر با داده‌های ۲۵ ساله (۲۰۲۰-۱۹۹۶) محاسبه شد و نقشه‌های فرساینده‌گی باران ماهانه و سالانه با استفاده از روش زمین آماری تهیه و توزیع شد. در پژوهش حاضر نیز مقدار عامل فرساینده‌گی باران سالانه با استفاده از یک رابطه خطی (۲) برای ایستگاه‌های مورد مطالعه محاسبه شد (گوش^۲ و همکاران، ۲۰۲۳).

$$(340 < P < 3500 \text{mm})R = (0.38 \times P) + 81.5 \quad (2)$$

که در آن، P میانگین بارش سالانه (میلی‌متر) برای یک ایستگاه و R نیز فرساینده‌گی باران سالانه همان ایستگاه بر حسب مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت است. سپس میانگین بارندگی ماهانه هر ایستگاه تقسیم بر میانگین بارندگی سالانه همان ایستگاه شده و سهم بارندگی هر ماه بر حسب درصد به‌دست آمد و سپس با ضرب در مقادیر فرساینده‌گی باران سالانه هر ایستگاه، فرساینده‌گی‌های باران ماهانه برآورد شد. همچنین برای تهیه لایه پوشش برف حوزه آبخیز دریای خزر به‌منظور اصلاح فرساینده‌گی باران ماهانه، از محصول MOD10CM استفاده شد (هال و ریگس^۳، ۲۰۱۵: ۱۵۳۶). در این محصول مقدار عددی هر پیکسل در هر ماه بین صفر (عدم وجود برف) تا ۱۰۰ (پوشش کامل پیکسل توسط برف) متغیر است. بنابراین ضریب اصلاحی پوشش برف^۴ با یک رابطه خطی (۳) بین صفر تا یک قرار گرفت (محمدی و همکاران، ۲۰۲۱: ۲۰۲۴). در واقع رابطه بین محصول MOD10CM و ضریب اصلاحی پوشش برف یک رابطه معکوس است. به‌عبارتی وقتی ضریب اصلاحی پوشش برف برابر با یک باشد یعنی روی زمین (سطح یک پیکسل) برف نیست و فرساینده‌گی باران اصلاحی بدون تغییر و برابر با فرساینده‌گی باران برآوردی خواهد بود (محمدی و همکاران، ۲۰۲۱: ۲۰۲۴).

$$SCC_m = \frac{Sc_i - Sc_{min}}{Sc_{max} + Sc_{min}} \quad (3)$$

$$R_{ms} = R_m \times SCC_m \quad (4)$$

که در آن، Sc_i مقدار عددی پیکسل حاصل از محصول MOD10CM، Sc_{min} و Sc_{max} به‌ترتیب مقادیر حداقل و حداکثر احتمال وجود برف در آن پیکسل است. R_m عامل فرساینده‌گی باران در ماه m بدون تأثیر پوشش برف سطحی، SCC_m ضریب اصلاحی برف و R_{ms} عامل فرساینده‌گی باران در ماه m با اعمال اثر پوشش برف سطحی است. پس از برآورد فرساینده‌گی باران مربوط به هر ایستگاه، نقشه‌های عامل فرساینده‌گی باران اصلاح شده ماهانه، فصلی و سالانه با استفاده از روش کوکریجینگ تهیه شد.

^۱ Wang

^۲ Ghosh

^۳ Hall and Riggs

^۴ Snow Correction Coefficient (SCC)

عامل نگهداشت پوشش گیاهی (۷)

عامل V تابعی از متغیرهای کمی برای پوشش گیاهی، کاربری اراضی و درجه نفوذناپذیری است که مطابق رابطه (۵) محاسبه شد (کاریداس و پاناگوس، ۲۰۱۸: ۲۵۹؛ پولوینا و همکاران، ۲۰۲۱).

$$V_{mj} = e^{(U_j \cdot FC_m)} \quad (۵)$$

که در آن V_{mj} عامل نگهداشت پوشش گیاهی برای ماه m و کاربری/پوشش اراضی j ، مقدار آن از (۱ تا $+\infty$) اندازه‌گیری شده است. در این پژوهش نقشه کاربری/پوشش اراضی حوزه آبخیز دریای خزر برای سال ۲۰۱۹ از پایگاه لایه پوشش جهانی زمین^۱ (CGLCL) تارنمای (<https://lcviewer.vito.be>) مطابق شکل (۲) تهیه شد و همچنین تعداد کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی و مقادیر مساحت آن‌ها در جدول (۱) ارائه شده است. LU_j یک متغیر تجربی برای کاربری اراضی و بر مبنای مطالعات انجام گرفته توسط کاریداس و پاناگوس (۲۰۱۸) دارای دامنه یک تا ۱۰ که مربوط به مدیریت و احیاء متفاوت اراضی است، مطابق جدول (۱) کدگذاری صورت گرفت. LU با استفاده از وارونگی خطی X یا (X_a) از (۱-۰) به (۱۰-۱) اندازه‌گیری و بر اساس رابطه (۶) به دست آمد (کاریداس و پاناگوس، ۲۰۱۸: ۲۵۹).

$$\begin{aligned} LU &= -10 * X + 11 & X &\geq 0.1 \\ LU &= 10 & X &< 0.1 \end{aligned} \quad (۶)$$

FC_m یا $Fcover$ لایه پوشش گیاهی جزئی^۲ (بدون بعد) که در محدوده صفر (عدم پوشش گیاهی) تا یک (پوشش گیاهی کاملاً متراکم) قرار دارد. در پژوهش حاضر با استفاده از شاخص تفاضلی نرمال شده پوشش گیاهی^۳ ($NDVI$)، اطلاعات مربوط به FC به صورت ماهانه استخراج شد. شاخص‌های طیفی $NDVI$ با مجموعه‌ای از ۱۲ تصویر در هر ماه برای سال‌های ۲۰۲۰-۲۰۲۱ از تصاویر سنجنده $MODIS$ و محصول $MOD13Q1$ دریافت شد. $Fcover$ با اعمال شاخص پوشش گیاهی طیفی $NDVI$ مطابق رابطه (۷) به صورت ماهانه محاسبه شد (پولوینا و همکاران، ۲۰۲۱).

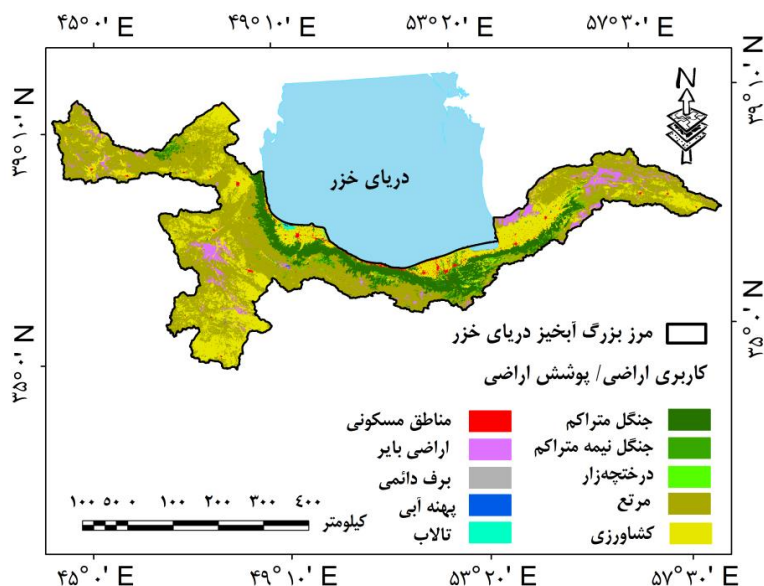
$$Fcover = \frac{NDVI - NDVI_{soil}}{NDVI_{veg} - NDVI_{soil}} \quad (۷)$$

که در آن، $NDVI_{veg}$ نشان‌دهنده مقادیر حداکثر یا دارای پوشش گیاهی و $NDVI_{soil}$ مقادیر حداقل یا زمین لخت در لایه شاخص پوشش گیاهی است. بنابراین عامل V ماهانه بر اساس لایه‌های LU و $Fcover$ ماهانه مطابق رابطه (۵) تهیه شد (هان و همکاران، ۲۰۲۳: ۳).

1. Copernicus Global Land Cover Layers (CGLCL)

2. Fractional Vegetation Cover (Fcover)

3. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)



شکل ۲: نقشه کاربری/پوشش اراضی در بزرگ آبخیز دریای خزر

جدول ۱: مقادیر مساحت و کد کاربری/پوشش‌های مختلف اراضی در بزرگ آبخیز دریای خزر

مساحت (درصد)	مساحت (هکتار)	کاربری/پوشش اراضی	کد کاربری/پوشش اراضی
۱۰/۶۵	۱۸۷۹۰۳۴/۸۰	جنگل متراکم	۱۰
۲/۲۴	۳۹۵۲۴۵/۰۶	جنگل نیمه متراکم	۹
۰/۵۸	۱۰۲۸۷۰/۴۵	درختچه‌زار	۸
۵۴/۱۹	۹۵۵۸۱۸۷/۱۷	مرتع	۳
۱/۱۸	۲۰۷۷۵۹/۲۵	مناطق مسکونی	۹
۴/۸۵	۸۵۴۸۰۹/۷۰	اراضی بایر	۱
۲۵/۵۵	۴۵۰۷۳۸۹/۹۰	کشاورزی	۵
۰/۵۶	۹۸۵۸۸/۷۱	پهنه آبی	۱
۰/۱۸	۳۲۳۷۸/۶۴	تالاب	۱
۰/۰۲	۳۱۲۷/۳۱	برف دائمی	۱

عامل فرسایش پذیری خاک (S)

فرسایش پذیری خاک به‌عنوان عامل K در مدل RUSLE و عامل S در مدل G2 نشان داده شده و مستقیماً از اندازه‌گیری کرت‌های طبیعی برآورد می‌شود (پاناگوس و همکاران، ۲۰۱۴: ۱۹۲). در پژوهش حاضر اطلاعات خاک حوزه آبخیز دریای خزر در عمق سطحی صفر تا پنج سانتی‌متر از پایگاه داده خاک جهانی^۱ (HWSD) که بر اساس دورسنجی RS به‌دست می‌آید، استخراج شد. در نهایت این داده‌ها با استفاده از معادله EPIC برای تخمین عامل فرسایش پذیری خاک (S) بر اساس محتوای خاک از کربن آلی، رس، شن و سیلت استفاده شده و نحوه برآورد آن در نرم‌افزار ArcMap به کمک ابزار Raster Calculator مطابق رابطه (۸) ارائه شده است (هان و همکاران، ۲۰۲۳: ۳).

¹ Harmonized World Soil Database (HWSD)

$$S = 0.1317 * \left(0.2 + 0.3 * e^{[-0.0256 * SAN(1 - \frac{SIL}{100})]} * \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \right. \\ \left. * \left[1 - \frac{0.25 * TOC}{TOC + e^{(0.732 - 2.95 * TOC)}} \right] \right. \\ \left. * \left[1 - \frac{0.7 * (1 - SAN/100)}{(1 - SAN/100) + e^{(22.9 * (1 - \frac{SAN}{100})) - 5.51}} \right] \right) \quad (8)$$

که در آن، S عامل فرسایش‌پذیری خاک (تن ساعت بر مگاژول میلی‌متر)، SAN محتوای شن بر حسب درصد، SIL محتوای سیلت بر حسب درصد، CLA محتوای درصد رس خاک و TOC محتوای کربن آلی خاک است. دو رده اصلی خاک منطقه مورد مطالعه، اینسپتی‌سول و انتی‌سول می‌باشند که حدود ۷۰ درصد از کل سطح را تشکیل می‌دهند.

عامل اثر زمین (T)

عامل اثر زمین نیز از عوامل مؤثر و مهم در برآورد فرسایش خاک در مدل‌های فرسایش خاک از جمله G2 و RUSLE است (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۷: ۱۷۶). بنابراین برای تهیه عامل اثر زمین از تارنمای (<https://srtm.csi.cgiar.org/srtmdata>)، لایه‌های مدل رقومی ارتفاع (DEM) با اندازه سلول ۹۰ متر ماهواره SRTM در چهار شیت برای منطقه مورد مطالعه دانلود و سپس تصاویر در نرم‌افزار ArcGIS10.8 کنار هم موزاییک شدند. سپس این عامل با استفاده از رابطه (۹) توسط کاریداس و پاناگوس (۲۰۱۸) ارائه شده است.

$$T = \left(\frac{A_s}{22.13} \right)^{0.4} \times \left(\frac{\sin b}{0.0896} \right)^{1.3} \quad (9)$$

که در آن T اثر زمین بر هدررفت خاک (بدون بعد)، A_s واحد سطح مشارکت یا تجمع جریان (بدون بعد) و b درجه شیب در واحد سطح است (پاناگوس و همکاران، ۲۰۱۲: ۱۴۱؛ کاریداس و پاناگوس، ۲۰۱۸: ۲۶۰).

عامل اثر سیمای سرزمین (L)

مدل G2 یک پارامتر اصلاحی با نام عامل اثر سیمای سرزمین برای طول شیب ارائه کرده است (عامل L) که سبب تعدیل اثر T بر فرسایش خاک می‌شود (پاناگوس و همکاران، ۲۰۱۲: الف: ۴۷۸). در پژوهش حاضر برای تهیه این عامل از تارنمای (<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/search>)، سنجنده MODIS، محصول MOD02QKM با فرمت hdf که زمان برداشت آن مربوط به تیرماه ۱۳۹۹ است، استفاده شد. سپس در نرم‌افزار ArcGIS10.8، دو فیلتر عمودی و افقی بر روی تصویر زمین‌مرجع شده اعمال شده و از مجموع آن‌ها، S_f به‌دست آمد. در نتیجه عامل اثر سیمای سرزمین تجدیدنظر شده در مدل G2 مطابق رابطه (۱۰) محاسبه شد (کاریداس و پاناگوس، ۲۰۱۸: ۲۶۰).

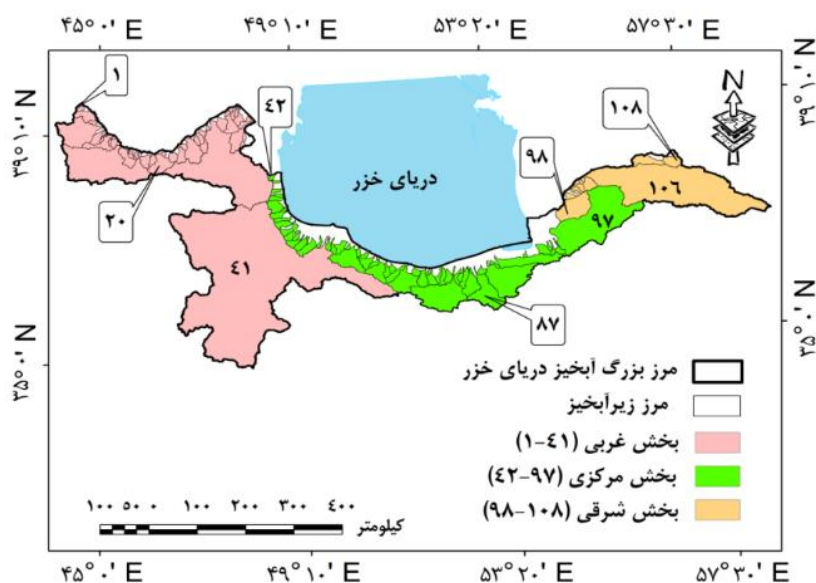
$$L = 1 + \sqrt{\frac{S_f}{DN_{max}}} \quad (10)$$

که در آن S_f مقدار فیلتر سوبل تصویر در محدوده صفر تا ۲۵۵ و DN_{max} مقدار حداکثر آن برابر با ۲۵۵ است. همان‌طور که مشاهده شد سه عامل V ، T و L این مدل با پردازش تصاویر ماهواره‌ای استخراج گردید و عامل R با استفاده از داده‌های زمینی و پردازش تصاویر ماهواره‌ای و عامل S با استفاده از پایگاه داده خاک جهانی (HWSD) در نرم‌افزار ArcGIS10.8 برآورد شد. پس از تهیه لایه‌های رستری و طبقه‌بندی هر کدام از عوامل مطابق شرایط منطقه و دامنه اعداد به‌دست آمده، طبقه‌بندی نقشه نهایی فرسایش خاک به‌صورت ماهانه، فصلی و سالانه در نرم‌افزار ArcMap به کمک

ابزار Raster Calculator با استفاده از رابطه (۱) تهیه شد. همچنین مقادیر فرسایش خاک برای انواع کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی در مقیاس‌های زمانی مختلف برای بزرگ آبخیز دریای خزر برآورد شد.

طبقه‌بندی بزرگ آبخیز دریای خزر به بخش‌های غربی، مرکزی و شرقی

همان‌طور که در شکل (۳) مشاهده شده است، بزرگ آبخیز دریای خزر بر اساس طبقه‌بندی زیرآبخیزها، شرایط اقلیمی و پوشش گیاهی به سه بخش غربی (۴۱ زیرآبخیز)، مرکزی (۵۶ زیرآبخیز) و شرقی (۱۱ زیرآبخیز) تقسیم شد؛ جنگل هیرکانی که در جنوب دریای خزر قرار دارد زیرآبخیزهای زیادی را در بر گرفته و به‌عنوان بخش مرکزی آبخیز مورد مطالعه در نظر گرفته شد و همچنین بقیه زیرآبخیزها برای بخش‌های غربی و شرقی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. از طرفی علاوه بر برآورد مقادیر فرسایش خاک سالانه برای انواع کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی در هر سه بخش غربی، مرکزی و شرقی، مقادیر فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه برای انواع کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در ۱۰۸ زیرآبخیز به‌دست آمد و در نهایت در نرم‌افزار SPSS26 اختلاف میانگین‌ها در سه بخش غربی، مرکزی و شرقی به دلیل نرمال نبودن داده‌ها در این سه بخش، با استفاده از آزمون من‌ویتنی^۱ بررسی شد.



شکل ۳: نقشه تفکیک بخش‌های غربی، مرکزی و شرقی در بزرگ آبخیز دریای خزر

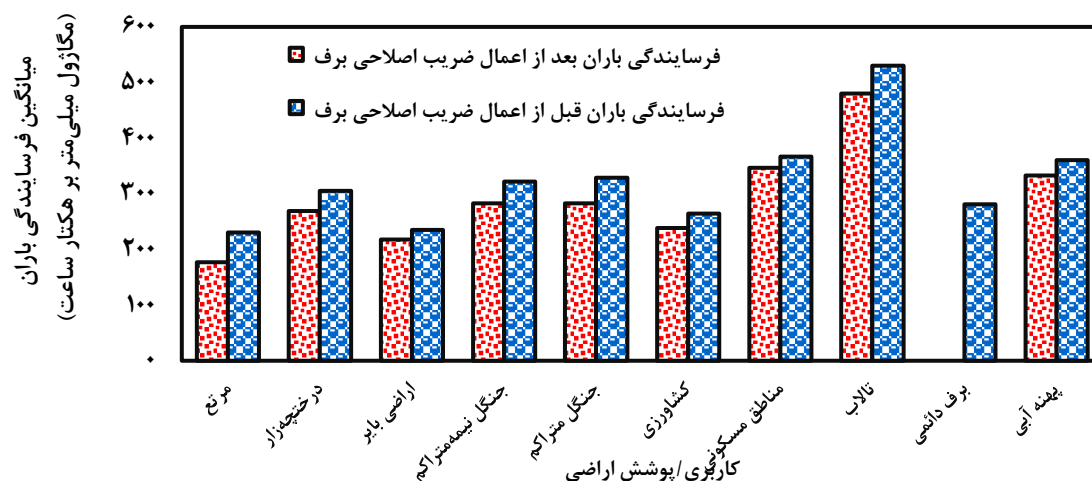
یافته‌ها و بحث

بر اساس نتایج مشخص شد که پس از بررسی ساختار مکانی داده‌ها در این پژوهش و استفاده از روش کوکریجینگ، مدل کروی بهترین برازش را با داده‌ها نشان داد. در نهایت نقشه‌های عامل فرسایشی باران ماهانه با استفاده از روش‌های مذکور تهیه شده و بعد از اعمال ضریب اصلاحی پوشش برف، نقشه‌های عامل فرسایشی باران ماهانه، فصلی و سالانه تهیه شد. همچنین تغییرات میانگین عامل فرسایشی باران سالانه قبل و بعد از اعمال ضریب اصلاحی پوشش برف در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی منطقه مورد مطالعه در شکل (۴) نشان داده شده است.

بر اساس نتایج شکل (۴) می‌توان بیان کرد که برای کاربری‌ها/پوشش اراضی واقع در شیب‌های تند و پوشیده از برف شامل برف دائمی، مرتع، جنگل متراکم، جنگل نیمه‌متراکم و درختچه‌زار در برخی از ماه‌های سال، مقدار فرسایشی باران با

¹: Mann-Whitney U Test

اِعمال ضریب اصلاحی پوشش برف به‌ترتیب برابر ۱۰۰، ۲۳/۱۹، ۱۴/۰۵، ۱۲/۱۴ و ۱۱/۸۲ درصد نسبت به کاربری‌ها/پوشش‌های کشاورزی (۹/۷۴)، تالاب (۹/۳۷)، پهنه آبی (۷/۶۶) و مناطق مسکونی (۵/۵۷) که معمولاً در شیب‌های کم واقع هستند، به مقدار بیش‌تری کاهش یافته است.

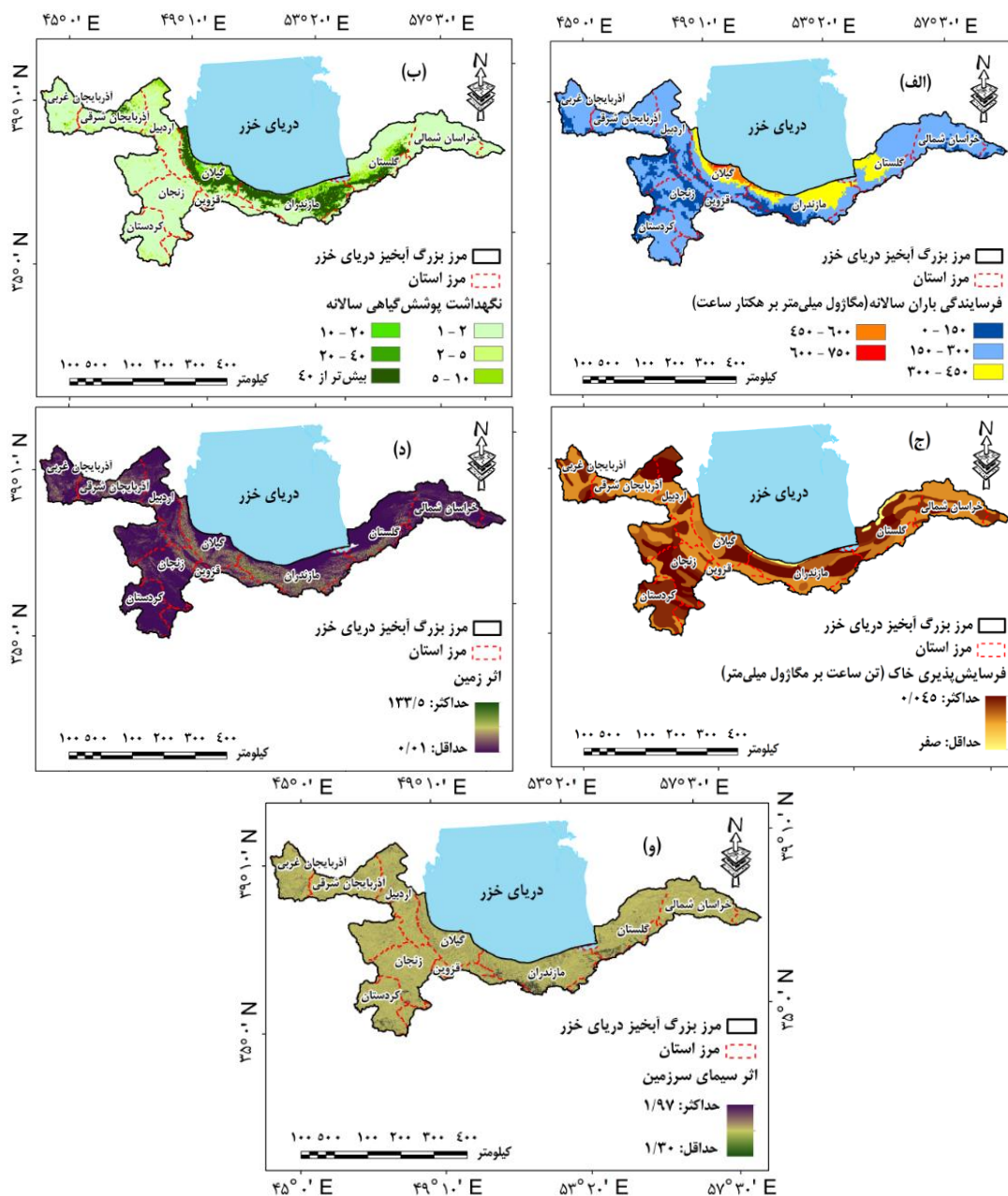


شکل ۴: تغییرات میانگین عامل فرسایش برف سالانه قبل و بعد از اعمال ضریب اصلاحی پوشش برف در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر

نقشه‌های سالانه عوامل و روی مدل G2 شامل فرسایش برف (R)، نگهداشت پوشش گیاهی (V)، فرسایش‌پذیری خاک (S)، اثر زمین (T) و اثر سیمای سرزمین (L) در شکل (۵) نشان داده شده است.

همان‌طور که در شکل (۵ الف) مشاهده می‌شود تغییرات زمانی عامل فرسایش برف سالانه از صفر تا ۷۵۰ مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت متغیر است و با اعمال ضریب اصلاحی پوشش برف، مقدار میانگین فرسایش برف سالانه از ۲۵۴/۶۱ به ۲۱۰/۵۳ مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت تغییر پیدا کرده است (حاجی و همکاران، ۱۴۰۲). دامنه وسیع تغییرات فرسایش برف باران بیانگر تأثیر بسیار زیاد این عامل در فرسایش خاک است که می‌تواند اختلاف زیادی در مقدار فرسایش خاک در ماه‌های مختلف ایجاد نماید (خورسند و همکاران، ۱۳۹۵). سپس نقشه‌های خروجی فرسایش برف باران سالانه وجود روند افزایشی شاخص فرسایش برف باران را از مناطق جنوبی (ارتفاعات) و بخش‌های شرقی و غربی بزرگ آبخیز دریای خزر به مناطق مرکزی و شمالی منطقه مورد مطالعه (جلگه‌های حاشیه دریای خزر در استان‌های گیلان، مازندران و گلستان) نشان می‌دهند که با یافته‌های محمدی و همکاران (۲۰۲۱) و کابلی‌زاده و همکاران (۲۰۲۲) در یک راستا است. از این‌رو بخش شمالی منطقه مورد مطالعه عموماً شامل بخش‌های جلگه‌ای که دارای بارش بیش‌تر و از نوع باران هستند، در بیش‌تر مواقع سال بالاترین مقادیر فرسایش برف باران را دارا می‌باشند.

بنابراین ایستگاه بندرانزلی در بخش شمالی منطقه مورد مطالعه با کم‌ترین ارتفاع و بیش‌ترین میانگین بارندگی سالانه به‌ترتیب برابر با ۲۶- متر و ۱۷۸۳/۶۸ میلی‌متر دارای بیش‌ترین مقدار فرسایش برف باران سالانه برابر با ۷۴۹/۳۰ مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت است که با یافته‌های صادقی و همکاران (۲۰۱۱ و ۲۰۱۷) و کابلی‌زاده و همکاران (۲۰۲۲) مبنی بر بالا بودن مقدار فرسایش برف باران ایستگاه بندرانزلی در استان گیلان نسبت به بقیه ایستگاه‌های مطالعاتی در کشور هم‌سو است، اگرچه اختلاف جزئی در بیشینه و متوسط فرسایش برف باران در این مطالعات با پژوهش حاضر وجود دارد ولی به‌دلیل تفاوت در ایستگاه‌های استفاده شده و بازه زمانی متفاوت در بررسی این عامل است.

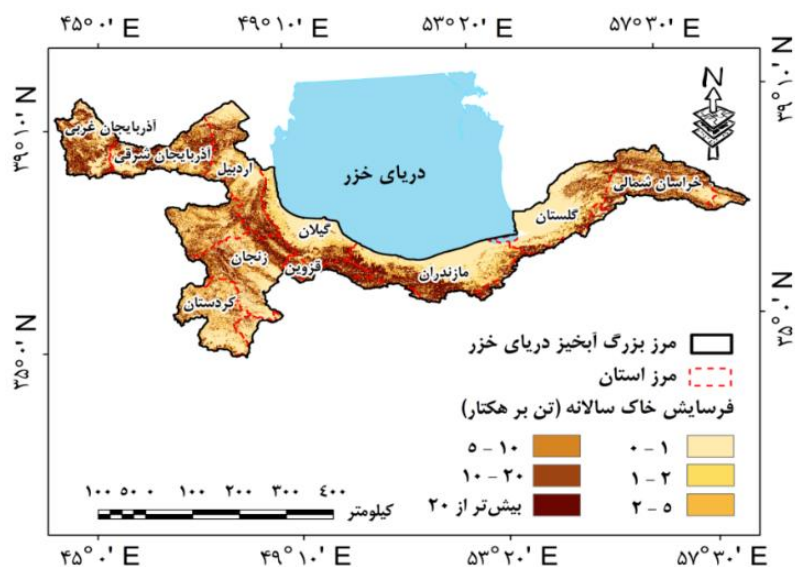


شکل ۵: نقشه‌های عوامل ورودی مدل G2 در بزرگ آبخیز دریای خزر (الف: عامل فرسایندگی باران (R)؛ ب: عامل نگهداشت پوشش گیاهی (V)؛ ج: عامل فرسایش پذیری خاک (S)؛ د: عامل اثر زمین (T)؛ و: عامل اثر سیمای سرزمین (L))

در شکل (۵ ب) عامل نگهداشت پوشش گیاهی به شش طبقه تقسیم شده و بیش‌ترین مقادیر آن در بخش مرکزی (استان‌های گیلان، مازندران و گلستان است) از منطقه مورد مطالعه است. بر اساس نتایج می‌توان گفت که تأثیر مثبت پوشش گیاهی در جنگل‌های هیرکانی از فرسایش خاک منطقه جلوگیری می‌کند. در حالی که در بخش‌های غربی و شرقی بزرگ آبخیز دریای خزر عامل نگهداشت پوشش گیاهی نزدیک به یک و نشان‌دهنده پوشش گیاهی ضعیف است و در نتیجه حفاظت خاک ناشی از پوشش گیاهی ضعیف بسیار کم‌تر از مناطق جنگلی است (حاجی و همکاران، ۲۰۲۳). از طرفی حذف پوشش گیاهی تا حد زیادی می‌تواند باعث افزایش رواناب و فرسایش خاک به‌خصوص در مناطق کوهستانی گردد. تقریباً تمام مناطق بدون پوشش گیاهی ممکن است در معرض جدی فرسایش خاک قرار گیرند اما پوشش گیاهی در مناطق کوهستانی با توپوگرافی شدید تأثیر بسیار زیادی دارد (خورسند و همکاران، ۱۳۹۵). به عبارت دیگر، با در نظر گرفتن مقادیر

ثابت برای سایر پارامترها، هر چه مقدار عامل نگهداشت پوشش گیاهی کم‌تر باشد، مقدار فرسایش خاک بیش‌تر می‌شود (پولینا و همکاران، ۲۰۲۱؛ محمدی و همکاران، ۲۰۲۱).

همچنین فرسایش‌پذیری خاک (S) منطقه مورد مطالعه در شکل (۵ ج) بیانگر این است که بیش‌تر خاک‌های غالب در خاک ایران کم‌تر از ۳ درصد کربن آلی دارند. بنابراین این خاک‌ها معمولاً در ارتفاعات قرار دارند که مرتع کاربری اصلی آن است و خاک‌ها ساختار نسبتاً ضعیف و فرسایش‌پذیری بالایی دارند و به فرسایش حساس هستند (محمدی و همکاران، ۲۰۲۱؛ حاجی و همکاران، ۲۰۲۲). به عبارت دیگر، در شکل (۵ د) عامل اثر زمین (T) در مناطق مسطح، بر میزان فرسایش خاک ممکن است کم‌تر از تأثیر نوع خاک، پوشش گیاهی و شدت بارندگی باشد، در حالی که بیش‌ترین مقادیر اثر زمین مربوط به مناطق شیبدار و مرتفع (کوه‌های البرز) است. بنابراین تأثیر قابل قبول عامل توپوگرافی یا اثر زمین بر فرسایش خاک توسط سایر محققین ذکر شده است (بیسواس و پانی^۱، ۲۰۱۵؛ پارمر و شارما^۲، ۲۰۲۰؛ کابلی‌زاده و همکاران، ۲۰۲۲). از طرفی تعیین تغییرات مکانی و ارتباط بین عامل اثر زمین / توپوگرافی و ویژگی‌های خاک درک درستی از فرآیندهای هیدرولوژیکی و رسوب‌گذاری را فراهم می‌کند (طالبی‌خیای و مصطفی‌زاده، ۲۰۲۲). همچنین عامل اثر سیمای سرزمین (L) در شکل (۵ و) نشان‌دهنده این است که فقر یا عدم پوشش گیاهی و همچنین خشکی خاک و شدت بارش و دیگر شرایط نامساعد سبب خواهد شد که مقدار عددی عامل اثر سیمای سرزمین (L) کم‌تر و منجر به فرسایش بیش‌تر شود که با نتایج کاریداس و همکاران (۲۰۲۰) در یک راستا است. پس از تهیه عوامل مدل G2 شامل T، S، V، R و L مدل اجرا شد و مقادیر میانگین هر کدام از فاکتورها محاسبه و از حاصل ضرب آن‌ها، نقشه فرسایش خاک (تن بر هکتار) بر اساس شکل (۶) تهیه شد.



شکل ۶: نقشه مقادیر فرسایش خاک سالانه (تن بر هکتار) در بزرگ آبخیز دریای خزر

بر اساس نتایج شکل (۶) میانگین فرسایش خاک سالانه حوزه آبخیز دریای خزر برابر ۱۱/۲۴ تن بر هکتار برآورد شد، بنابراین بیش‌ترین میانگین فرسایش خاک در منطقه مورد مطالعه در استان‌های آذربایجان غربی، مازندران، خراسان شمالی و آذربایجان شرقی به ترتیب برابر با ۱۴/۴۳، ۱۳/۴۲، ۱۳/۱۸ و ۱۲/۶۰ تن بر هکتار در سال برآورد شده است. همچنین کارایی مناسب مدل G2 در ارزیابی وضعیت فرسایش خاک در مقیاس وسیع و با تفاوت اقلیمی را می‌توان در پژوهش‌های انجام شده (کاریداس و

¹ Biswas and Pani

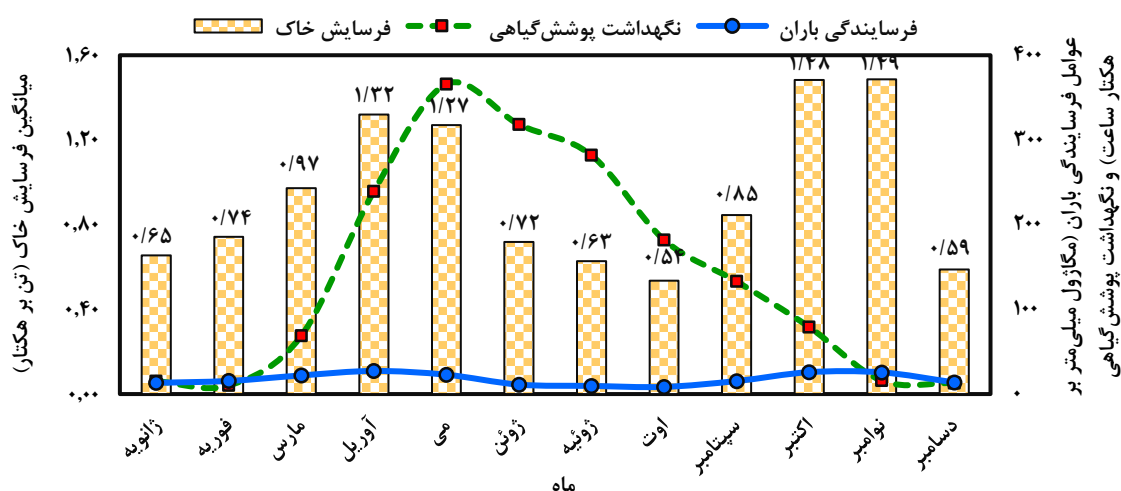
² Parmar and Sharma

پاناگوس، ۲۰۱۶؛ هالیکی و همکاران، ۲۰۱۸؛ محمدی و همکاران، ۲۰۲۱؛ هان و همکاران، ۲۰۲۳) تأیید کرد. از طرفی نقشه فرسایش خاک سالانه در شش طبقه مطابق جدول (۲) طبقه‌بندی شد (کمتر از یک تا بیش از ۲۰ تن بر هکتار در سال).

جدول ۲: مقادیر درصد مساحت و طبقات مختلف فرسایش خاک سالانه در بزرگ آبخیز دریای خزر

طبقه‌های فرسایش خاک (تن بر هکتار در سال)	مساحت (کیلومتر مربع)	مساحت (درصد)
۱-۰	۷۱۵۰۰/۶۸	۴۰/۵۳
۲-۱	۵۳۲۱/۴۵۳	۳/۰۲
۵-۲	۲۱۹۴۷/۸۵	۱۲/۴۴
۱۰-۵	۲۲۶۲۶/۹۷	۱۲/۸۳
۲۰-۱۰	۲۱۹۵۴/۲۷	۱۲/۴۵
بیش از ۲۰	۳۳۰۴۲/۶۸	۱۸/۷۳

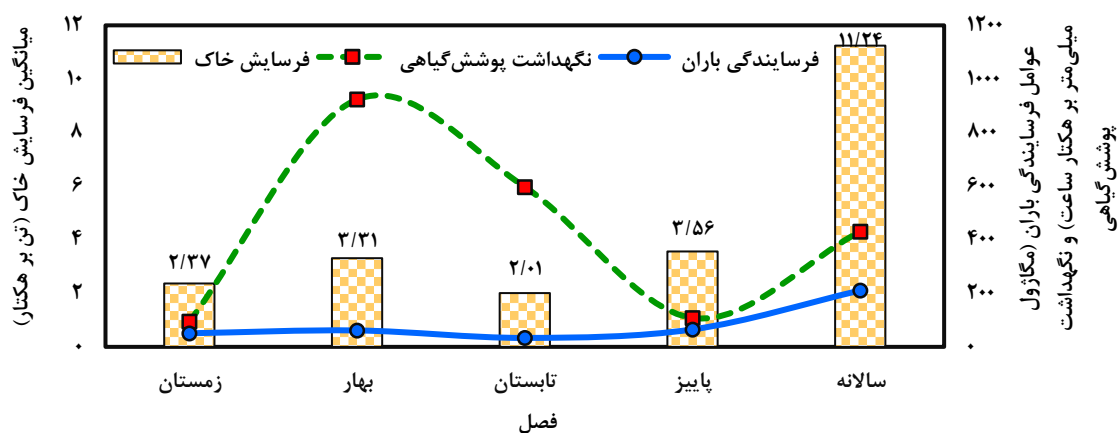
همان‌طور که در جدول (۲) مشاهده می‌شود حدود ۸۱/۲۷ درصد از سطح اراضی منطقه مورد مطالعه فرسایش خاک کم‌تر از ۲۰ تن بر هکتار در سال را دارند و ۱۸/۷۳ درصد فرسایش خاک بیش از ۲۰ تن بر هکتار در سال را دارند که بیش‌تر جنوب و شمال غربی منطقه مورد مطالعه را شامل می‌شود. به‌طوری که میانگین فرسایش خاک سالانه برابر با ۱۱/۲۴ در طبقه ۱۰ تا ۲۰ تن بر هکتار قرار دارد. از طرفی مهدیان (۱۳۸۴) در پژوهشی مقدار متوسط فرسایش خاک را برای اغلب زیرآبخیزهای ایران بین هشت تا ۱۶ تن بر هکتار در سال برآورد کردند که با پژوهش حاضر مطابقت دارد (جدول ۲). همچنین تغییرات میانگین ماهانه، فصلی و سالانه فرسایش خاک، عوامل فرساینده گیاهی باران و نگهداشت پوشش گیاهی در شکل‌های (۷) و (۸) نشان داده شده است.



شکل ۷: ارتباط بین مقادیر میانگین فرسایش خاک، عوامل فرساینده گیاهی باران و نگهداشت پوشش گیاهی در مقیاس ماهانه بزرگ آبخیز دریای خزر

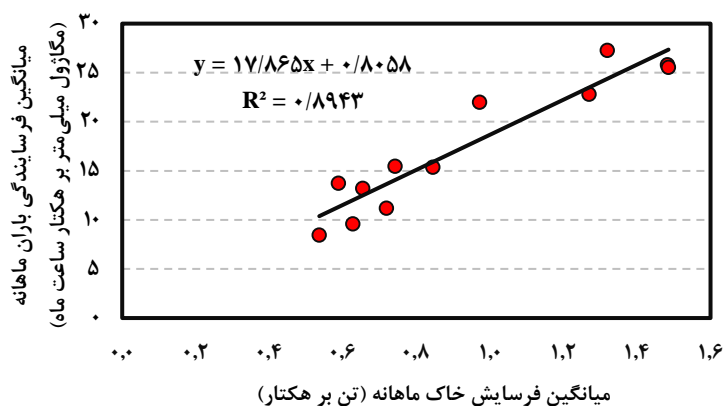
بر اساس تغییرات میانگین ماهانه فرسایش خاک، عوامل فرساینده گیاهی باران و نگهداشت پوشش گیاهی در شکل (۷) مشاهده می‌شود که بیش‌ترین مقدار میانگین فرسایش خاک در ماه‌های نوامبر، اکتبر، آوریل و می به‌ترتیب برابر با ۱/۴۹، ۱/۴۸، ۱/۳۲ و ۱/۲۷ تن بر هکتار برآورد شده است، به‌طوری که در ماه‌های سپتامبر تا نوامبر با افزایش فرساینده گیاهی باران و کاهش نگهداشت پوشش گیاهی، فرسایش خاک افزایش پیدا کرده است. در حالی که از ماه‌های می تا اوت فرساینده گیاهی

باران و نگهداشت پوشش گیاهی کاهش و فرسایش خاک نیز دارای روند کاهشی بوده است و در ماه‌های فوریه تا آوریل با افزایش فرسایش باران و نگهداشت پوشش گیاهی، فرسایش خاک نیز روند افزایشی پیدا کرده است. بر اساس موارد ذکر شده می‌توان گفت که فرسایش باران بیش‌ترین تأثیر را بر فرسایش خاک دارد. نتایج مقادیر به‌دست‌آمده مبنی بر افزایش فرسایش خاک در ماه‌های اکتبر و نوامبر با یافته‌های پاناگوس و همکاران (۲۰۱۲الف)، پاناگوس و همکاران (۲۰۱۴الف)، کاریداس و پاناگوس (۲۰۱۶) و پاناگوس و همکاران (۲۰۱۶) در ماه‌های آوریل و می با نتایج هان و همکاران (۲۰۲۳) مطابقت دارد.



شکل ۸: ارتباط بین مقادیر میانگین فرسایش خاک، عوامل فرسایش باران و نگهداشت پوشش گیاهی در مقیاس‌های فصلی و سالانه بزرگ آبخیز دریای خزر

از طرفی مطابق شکل (۸) بیش‌ترین مقدار فرسایش خاک در فصل‌های پاییز و بهار نسبت به فصل‌های زمستان و تابستان رخ داده است. افزایش فرسایش خاک در فصل پاییز و کاهش آن در فصل تابستان یافته‌های کاریداس و همکاران (۲۰۱۵)، هان و همکاران (۲۰۲۳) را تأیید می‌نماید. یکی از دلایل افزایش فرسایش خاک در فصل پاییز شدت زیاد رگبارهای به وقوع پیوسته در اراضی با پوشش گیاهی اندک و در فصل بهار نیز ممکن است به دلیل افزایش بارندگی و ذوب برف در این فصل از سال و اثر آن بر افزایش فرسایش پذیری خاک باشد. همچنین حداقل فرسایش خاک در فصل‌های تابستان و زمستان می‌تواند ناشی از کاهش مقدار و شدت بارش و یا عدم وجود بارندگی مؤثر باشد. علاوه بر این، بر اساس نتایج شکل (۹) مشخص شد که با افزایش مقدار فرسایش باران، فرسایش خاک در مقیاس زمانی ماهانه افزایش یافته است و رابطه بین آن‌ها مستقیم و همبستگی برابر با ۰/۸۹ به‌دست آمد. مقادیر میانگین فرسایش خاک برای کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر در مقیاس‌های زمانی مختلف در جدول‌های (۳) و (۴) ارائه شده است.



شکل ۹: همبستگی بین مقادیر میانگین فرسایش خاک و عامل فرساینده باران ماهانه در بزرگ آبخیز دریای خزر

جدول ۳: مقادیر میانگین فرسایش خاک ماهانه (تن بر هکتار) در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر

ماه	کاربری اراضی	جنگل متراکم	جنگل نیمه متراکم	درختچه‌زار	مرتع	مناطق مسکونی	اراضی بایر	کشاورزی	پهنه آبی	تالاب	برف دائمی
ژانویه	۰/۵۹	۰/۹۶	۱/۳۸	۰/۸۷	۰/۱۵	۰/۷۳	۰/۲۰	-	-	-	
فوریه	۰/۴۹	۰/۹۱	۱/۲۹	۱/۰۴	۰/۱۵	۰/۹۶	۰/۲۰	-	-	-	
مارس	۰/۳۹	۱/۰۵	۱/۵۲	۱/۴۱	۰/۱۷	۱/۲۴	۰/۳۰	-	-	-	
آوریل	۰/۲۱	۰/۸۸	۱/۴۱	۲/۰۵	۰/۱۶	۱/۵۱	۰/۳۶	-	-	-	
می	۰/۱۷	۰/۷۳	۱/۰۶	۲/۰۲	۰/۱۴	۱/۲۸	۰/۳۰	-	-	-	
ژوئن	۰/۱۴	۰/۵۱	۰/۷۱	۱/۱۴	۰/۰۹	۰/۶۵	۰/۱۶	-	-	-	
ژوئیه	۰/۱۴	۰/۴۹	۰/۶۸	۰/۹۹	۰/۰۷	۰/۶۱	۰/۱۲	-	-	-	
اوت	۰/۱۷	۰/۵۳	۰/۷۴	۰/۸۳	۰/۰۷	۰/۵۱	۰/۱۱	-	-	-	
سپتامبر	۰/۲۸	۰/۸۸	۱/۲۴	۱/۲۹	۰/۱۲	۰/۷۷	۰/۲۰	-	-	-	
اکتبر	۰/۵۹	۱/۶۸	۲/۳۱	۲/۲۷	۰/۲۰	۱/۱۲	۰/۳۶	-	-	-	
نوامبر	۰/۴۹	۱/۹۴	۲/۶۲	۲/۱۴	۰/۲۴	۱/۳۳	۰/۴۰	-	-	-	
دسامبر	۰/۳۹	۰/۶۶	۰/۹۹	۰/۸۱	۰/۱۴	۰/۸۱	۰/۲۰	-	-	-	

جدول ۴: مقادیر میانگین فرسایش خاک فصلی و سالانه (تن بر هکتار) در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر

کاربری/پوشش اراضی	مساحت (هکتار)	زمستان	بهار	تابستان	پاییز	سالانه
جنگل متراکم	۱۸۷۹۰۳۴/۸۰	۱/۴۷	۰/۵۲	۰/۵۹	۱/۹۲	۴/۵۰
جنگل نیمه متراکم	۳۹۵۲۴۵/۰۶	۲/۹۱	۲/۱۲	۱/۹۰	۴/۲۹	۱۱/۲۲
درختچه‌زار	۱۰۲۸۷۰/۴۵	۴/۱۹	۳/۱۹	۲/۶۶	۵/۹۲	۱۵/۹۶
مرتع	۹۵۵۸۱۸۷/۱۷	۳/۳۲	۵/۲۱	۳/۱۲	۵/۲۱	۱۶/۸۷
مناطق مسکونی	۲۰۷۷۵۹/۲۵	۰/۴۷	۰/۴۰	۰/۲۶	۰/۵۷	۱/۷۰
اراضی بایر	۸۵۴۸۰۹/۷۰	۲/۹۲	۳/۴۳	۱/۸۹	۳/۲۶	۱۱/۵۱
کشاورزی	۴۵۰۷۳۸۹/۹۰	۰/۷۰	۰/۸۳	۰/۴۴	۰/۹۶	۲/۹۲
پهنه آبی	۹۸۵۸۸/۷۱	-	-	-	-	-
تالاب	۳۲۳۷۸/۶۴	-	-	-	-	-
برف دائمی	۳۱۲۷/۳۱	-	-	-	-	-

بر اساس نتایج جدول‌های (۳) و (۴) مشاهده می‌شود که بیش‌ترین مقدار فرسایش خاک در کاربری‌ها/پوشش‌های مرتع، درختچه‌زار، اراضی بایر و جنگل نیمه‌متراکم در فصل پاییز و در ماه‌های اکتبر و نوامبر و سپس فصل بهار نسبت به بقیه کاربری‌ها بیش‌تر برآورد شده است. اگرچه کاربری درختچه‌زار ۰/۵۸ در صد سطح منطقه را در بر گرفته است ولی فرسایش خاک آن بعد از مرتع نسبت به بقیه کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بیش‌تر است. در حالی که کاربری‌ها/پوشش‌های کشاورزی (۲۵/۵۵)، جنگل متراکم (۱۰/۶۵)، اراضی بایر (۴/۸۵)، جنگل نیمه‌متراکم (۲/۲۴) و مناطق مسکونی (۱/۱۸) به‌ترتیب دارای درصد مساحت بیش‌تری نسبت به درختچه‌زار هستند ولی فرسایش خاک آن‌ها کم‌تر از کاربری درختچه‌زار برآورد شده است. به‌طوری که بیش‌ترین مقدار میانگین فرسایش خاک سالانه نیز به‌ترتیب در کاربری‌ها/پوشش‌های مرتع، درختچه‌زار، اراضی بایر و جنگل نیمه‌متراکم برابر با ۱۶/۸۷، ۱۵/۹۶، ۱۱/۵۱ و ۱۱/۲۲ تن بر هکتار است (جدول ۴). بنابراین مرتع با بیش‌ترین مساحت (۵۴/۱۹ درصد)، بیش‌ترین فرسایش خاک منطقه را به‌خود اختصاص داده است که با یافته‌های پاناگوس و همکاران (۲۰۱۴ الف)، کاریداس و همکاران (۲۰۱۵) و کاریداس و پاناگوس (۲۰۱۶) مطابقت دارد. میانگین عوامل ورودی مدل G2 در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر مطابق جدول (۵) ارائه شده است.

جدول ۵: میانگین عوامل ورودی مدل G2 در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر

کاربری/پوشش اراضی	مساحت (درصد)	فرساینده‌گی باران (مگاژول میلی‌متر بر هکتار ساعت)	نگهداشت پوشش گیاهی (-)	فرسایش‌پذیری خاک (تن ساعت بر مگاژول میلی‌متر)	اثر زمین (-)	اثر سیمای سرزمین (-)	فرسایش خاک (درصد)
جنگل متراکم	۱۰/۶۵	۲۷۷/۱۲	۱۱۹۸/۶۱	۰/۰۳۷	۱۸/۴۳	۱/۷۱۴	۶/۹۶
جنگل نیمه‌متراکم	۲/۲۴	۲۶۵/۵۰	۲۵۰/۵۳	۰/۰۳۶	۱۴/۶۴	۱/۷۱۵	۱۷/۳۵
درختچه‌زار	۰/۵۸	۲۴۸/۹۸	۱۴۴/۹۶	۰/۰۳۷	۱۲/۱۲	۱/۷۱۵	۲۴/۶۷
مرتع	۵۴/۱۹	۱۷۵/۲۷	۵/۶۵	۰/۰۳۸	۸/۶۸	۱/۷۱۵	۲۶/۰۹
مناطق مسکونی	۱/۱۸	۳۴۷/۵۵	۱۰۹/۸۶	۰/۰۳۲	۲/۱۴	۱/۷۱۶	۲/۶۴
اراضی بایر	۴/۸۵	۲۱۳/۳۵	۱/۳۲	۰/۰۳۵	۳/۹۶	۱/۷۱۵	۱۷/۷۹
کشاورزی	۲۵/۵۵	۲۳۶/۷۹	۱۹/۲۸	۰/۰۳۸	۱/۵۸	۱/۷۱۳	۴/۵۱
پهنه آبی	۰/۵۶	۳۲۹/۸۳	۱	-	۱/۱۸	۱/۷۲۱	-
تالاب	۰/۱۸	۵۱۱/۶۴	۱/۳	-	۰/۲۶	۱/۷۱۶	-
برف دائمی	۰/۰۲	-	۱/۰۸	۰/۰۳۰	۲۹/۸۰	۱/۷۰۷	-

نتایج جدول (۵) نشان داد که افزایش و یا کاهش میانگین عامل فرساینده‌گی باران در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی باعث ایجاد نوسان در فرسایش خاک شده است. اگرچه میانگین فرساینده‌گی باران در مرتع به‌طور کلی زیاد نیست، اما فرسایش خاک سالانه مرتع به میزان قابل‌توجهی بیش‌تر از تمام کاربری‌ها است. بنابراین نتایج با یافته‌های کاریداس و همکاران (۲۰۱۵)، کاریداس و پاناگوس (۲۰۱۶) و کولی^۱ و همکاران (۲۰۲۱) مبنی بر افزایش فرسایش خاک در مرتع، جنگل و اراضی بایر است، مطابقت دارد. از طرفی مقدار زیاد فرسایش خاک در اراضی مرتعی به‌دلیل تغییر شرایط آب و هوایی و بارندگی‌ها در طول سال باعث تغییر فصل چرا، میزان پوشش گیاهی، پودر و یا فشرده شدن خاک در اثر حرکت دام می‌شود و در نتیجه حساسیت آن را به فرسایش تغییر می‌دهد (مددی و همکاران، ۱۴۰۱).

^۱ Kolli

اختلاف سطح معنی‌داری میانگین فرسایش خاک سالانه (تن بر هکتار) در کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی بر اساس بخش‌های غربی، مرکزی و شرقی و همچنین بر اساس مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه زیرآبخیزهای دریای خزر به ترتیب در جدول‌های (۶) و (۷) ارائه شده است.

جدول ۶: اختلاف سطح معنی‌داری میانگین فرسایش خاک سالانه (تن بر هکتار) در کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بخش‌های مختلف بزرگ آبخیز دریای خزر

غربی - شرقی		مرکزی - شرقی		غربی - مرکزی		کاربری اراضی
آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	
-۰/۲۶۷	۰/۷۸۹	-۱/۰۸۳	۰/۲۷۹	-۳/۳۵۲	۰/۰۰۱**	جنگل متراکم
-۰/۴۶۳	۰/۶۴۳	-۱/۵۷۵	۰/۱۱۵	-۳/۸۸۳	۰/۰۰۰**	جنگل نیمه‌متراکم
-۰/۷۲۴	۰/۴۶۹	-۰/۹۶۸	۰/۳۳۳	-۱/۴۸۲	۰/۱۶۷	درختچه‌زار
-۳/۲۷۵	۰/۰۰۱**	-۴/۲۹۲	۰/۰۰۰**	-۴/۹۱۲	۰/۰۰۰**	مرتع
-۱/۳۴۰	۰/۱۸۰	-۰/۷۲۱	۰/۴۷۱	-۱/۷۲۶	۰/۰۸۴	مناطق مسکونی
-۲/۷۶۸	۰/۰۰۶**	-۳/۲۶۳	۰/۰۰۱**	-۳/۵۹۱	۰/۰۰۰**	اراضی بایر
-۲/۶۳۸	۰/۰۰۸**	-۱/۸۱۱	۰/۰۷۰	-۳/۰۸۴	۰/۰۰۲**	کشاورزی

** اختلاف معنی‌دار در سطح اعتماد ۹۹ درصد.

نتایج جدول (۶) نشان‌دهنده این است که میانگین فرسایش خاک برای کاربری‌ها/پوشش‌های مرتع و اراضی بایر در هر سه بخش غربی، مرکزی و شرقی با هم در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار هستند، ولی اراضی کشاورزی در بخش‌های غربی-مرکزی و غربی-شرقی و جنگل‌های متراکم و نیمه‌متراکم نیز در بخش‌های غربی (جنگل ارسباران) با مرکزی (جنگل هیرکانی) با هم معنی‌دار بوده‌اند. در حالی که بقیه کاربری‌ها در هر سه بخش با هم معنی‌دار نیستند و نتایج هر بخش با بخش دیگر تفاوت دارد. از طرفی مقادیر فرسایش خاک سالانه در بخش‌های غربی، مرکزی و شرقی به ترتیب برابر با ۱۱/۹۴، ۱۳/۴۷ و ۱۰/۵۳ تن بر هکتار برآورد شد. به طور کلی می‌توان گفت که بخش مرکزی نسبت به بخش‌های غربی و شرقی دارای فرسایش خاک بیش‌تری است، که با نتایج محمدی و همکاران (۱۳۹۷)، محمدی و همکاران (۲۰۲۱) و کابلی‌زاده و همکاران (۲۰۲۲) در برآورد بیش‌تر مقدار فرسایش خاک در جنوب دریای خزر همان بخش مرکزی و سپس شمال غربی منطقه مورد مطالعه هم‌خوانی دارد.

جدول ۷: اختلاف سطح معنی‌داری مقیاس‌های زمانی مختلف میانگین فرسایش خاک در کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی زیرآبخیزهای دریای خزر

فصلی - سالانه		ماهانه - سالانه		ماهانه - فصلی		کاربری اراضی
آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	آماره Z	سطح معنی‌داری (Sig)	
-۵/۸۶۷	۰/۰۰۰**	-۸/۶۰۵	۰/۰۰۰**	-۴/۹۰۹	۰/۰۰۰**	جنگل متراکم
-۴/۶۴۸	۰/۰۰۰**	-۶/۴۱۹	۰/۰۰۰**	-۴/۰۸۸	۰/۰۰۰**	جنگل نیمه‌متراکم
-۳/۸۰۵	۰/۰۰۰**	-۵/۶۰۴	۰/۰۰۰**	-۳/۲۴۴	۰/۰۰۱**	درختچه‌زار
-۷/۲۸۰	۰/۰۰۰**	-۹/۱۰۴	۰/۰۰۰**	-۶/۳۲۲	۰/۰۰۰**	مرتع
-۳/۱۴۴	۰/۰۰۲**	-۵/۱۸۰	۰/۰۰۰**	۲/۶۷۱	۰/۰۰۸**	مناطق مسکونی
-۳/۳۶۴	۰/۰۰۱**	-۴/۲۹۰	۰/۰۰۰**	۲/۹۲۵	۰/۰۰۳**	اراضی بایر
-۴/۷۰۵	۰/۰۰۰**	-۷/۶۰۶	۰/۰۰۰**	-۳/۸۷۲	۰/۰۰۰**	کشاورزی

** اختلاف معنی‌دار در سطح اعتماد ۹۹ درصد.

بر اساس نتایج جدول (۷) مشاهده می‌شود که مقادیر فرسایش خاک در تمام کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی برای ۱۰۸ زیرآبخیز دریای خزر بر اساس مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه با هم در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار می‌باشند. با توجه به این که مقادیر فرسایش خاک برای برف دائمی، پهنه‌های آبی و تالاب صفر برآورد شده برای اختلاف سطح معنی‌داری از آن‌ها صرف‌نظر شد. به عبارتی مقادیر فرسایش خاک ماهانه، فصلی و سالانه هر کدام از کاربری‌ها در هر زیرآبخیز با هم تفاوت ندارند.

نتیجه‌گیری

هر گونه برنامه‌ریزی برای حفاظت خاک بدون آگاهی از میزان فرسایش خاک و تولید و انتقال رسوب امکان‌پذیر نیست. برای تعیین میانگین میزان فرسایش خاک در مناطق بزرگ جغرافیایی، نظیر استان، کشور، قاره و سطح کل خشکی‌ها، افزون بر داده‌های اندازه‌گیری شده از فرسایش دامنه‌ها و تولید رسوب رودخانه‌ها، به مدل‌ها و روش‌های آماری مناسب نیاز هست. از این‌رو، پژوهش حاضر با هدف برآورد فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی مختلف با مدل G2 به تفکیک کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی در بزرگ آبخیز دریای خزر صورت گرفت. در این دیدگاه، مدل G2 توانایی کمک به ارزیابی‌های تخریب خاک در مقیاس بزرگ را دارد. بررسی نتایج نشان می‌دهد بیش‌ترین مقادیر فرسایش خاک بزرگ آبخیز دریای خزر در پاییز (اکتبر و نوامبر) و بهار (آوریل و می) برآورد شده است. بنابراین بیش‌ترین فرسایش خاک در استان‌های آذربایجان غربی، مازندران، خراسان شمالی و آذربایجان شرقی با مقادیر متوسط بیش‌تر از ۱۲ تن بر هکتار در سال رخ می‌دهد. مطابق پژوهش حاضر ۴۰/۵۳ درصد از اراضی منطقه مورد مطالعه فرسایش خاک کم‌تر از یک تن بر هکتار در سال را دارند که در محدوده فرسایش کم قرار می‌گیرند و این مناطق نیاز به عملیات آبخیزداری ندارند و خطر فرسایش خاک کم است. در صورتی که حدود ۱۸/۷۳ درصد از سطح اراضی منطقه مورد مطالعه، فرسایش خاک از ۲۰ تن بر هکتار در سال تجاوز می‌کند و توصیه می‌شود که در این مناطق علاوه بر عملیات بیولوژیک، عملیات مکانیکی نیز برای کاهش و کنترل فرسایش خاک انجام شود.

بر اساس نتایج، کاربری‌ها/پوشش‌های مرتع، درختچه‌زار، اراضی بایر و جنگل نیمه‌مترکم بیش‌ترین فرسایش خاک سالانه منطقه مورد مطالعه را به‌خود اختصاص داده‌اند. اختلاف فرسایش خاک در مقیاس‌های زمانی ماهانه، فصلی و سالانه در تمام کاربری‌ها/پوشش‌های مختلف اراضی در سطح ۹۹ درصد معنی‌دار است، اما در هر کدام از مقایسه‌های دو به دوی بخش‌های غربی- مرکزی، مرکزی- شرقی و غربی- شرقی اختلاف سطح معنی‌داری فرسایش خاک سالانه در تعدادی از کاربری‌ها کم‌تر از ۰/۰۵ به‌دست آمد. به عبارت دیگر اختلاف فرسایش خاک در تعدادی از کاربری‌ها/پوشش‌های اراضی بزرگ آبخیز دریای خزر در بخش‌های مختلف با هم معنی‌دار نیست. این امر نه تنها به میزان زیاد فرسایش و تولید رسوب در این مناطق، بلکه به دلیل رژیم بارش‌های نامنظم و وقوع رگبارهای ناگهانی فرساینده، خاک‌های فرسایش‌پذیر و محافظت کم خاک توسط پوشش گیاهی ناچیز در سطح حوزه برمی‌گردد. بنابراین درک ارتباط و نیز اثرات فعالیت‌های مدیریتی بر خروجی‌های اصلی سامانه آبخیزها می‌تواند به‌عنوان راهکار مناسبی در برنامه‌ریزی و توسعه پایدار آبخیزها مطرح گردد. لذا نتایج پژوهش حاضر در برنامه‌ریزی طرح‌های کنترل فرسایش و رسوب در عرصه‌های طبیعی و توصیه روش‌های مدیریتی در مقیاس بزرگ مفید خواهد بود.

منابع

- حاجی، خ.، خالدی‌درویشان، ع.، و مصطفی‌زاده، ر.، ۱۴۰۲. تغییرات زمانی و مکانی فرسایش‌دهی باران با اعمال ضریب اصلاحی پوشش برف در بخش ایرانی آبخیز دریای خزر، پژوهش‌های آبخیزداری، دوره ۳۶، شماره ۳، صص ۸۹-۷۰.

- خورسند، م.، خالدی‌درویشیان، ع.، و غلامعلی‌فرد، م.، ۱۳۹۵. مقایسه نتایج برآورد هدررفت خاک سالانه مدل *RUSLE* با داده‌های به‌دست آمده از میخ‌ها و کرت‌های فرسایش در حوزه آبخیز معرف خامسان، اکوهیدرولوژی، دوره ۳، شماره ۴، صص ۶۸۰-۶۶۹.
 - ربانی‌ها، م.، ۱۳۹۵. مطالعات زیست‌محیطی و اکولوژیک در البرز شمالی استان گلستان با هدف توسعه شیلاتی، وزارت جهاد کشاورزی سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- مرکز تحقیقات ذخایر آبزیان آب‌های داخلی، ۱۵۶ ص.
 - محمدمینی، ه.، خالدی‌درویشیان، ع.، و کاتبی‌کرد، ا.، ۱۳۹۴. معرفی مدل *G2* با قابلیت ارائه نقشه تغییرات مکانی و زمانی هدررفت خاک به‌عنوان ابزار اساسی مدیریت حوزه‌های آبخیز، ترویج و توسعه آبخیزداری، دوره ۳، شماره ۱۱، صص ۲۸-۲۳.
 - محمدی، ش.، کریم‌زاده، ح.ر.، و علیزاده، م.، ۱۳۹۷. برآورد مکانی فرسایش خاک کشور ایران با استفاده از مدل *RUSLE*، اکوهیدرولوژی، دوره ۵، شماره ۲، صص ۵۶۹-۵۵۱.
 - مهدیان، م.ح.، ۱۳۸۴. بررسی وضعیت تخریب اراضی در ایران، سومین همایش ملی فرسایش و رسوب، تهران، صص ۱-۱۰.
 - نیک‌کامی، د.، و شادفر، ص.، ۱۴۰۰. تهیه نقشه فرسایش خاک در حوضه‌های دارای ایستگاه رسوب‌سنجی کشور، مهندسی و مدیریت آبخیز، دوره ۱۳، شماره ۲، صص ۴۹۶-۴۷۹.
- Biswas, S.S. and Pani, P. 2015. Estimation of soil erosion using *RUSLE* and *GIS* techniques: A case study of Barakar River Basin, Jharkhand, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1(42), pp: 1-13.
 - Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J.E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L. and Ballabio, C. 2020. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), pp: 21994-22001.
 - Chapungu, L., Nhamo, G., Dube, K. and Chikodzi, D. 2023. Soil erosion in the savanna biome national parks of South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth*, 130, 103376.
 - Chavoshi, S., Sulaiman, W.N.A., Saghafian, B., Sulaiman, M.N.B. and Abd Mana, L. 2013. Flood prediction in southern strip of Caspian Sea Watershed. *Water Resources and the Regime of Water Bodies*, 40(6), pp: 593-605.
 - Dapin, I.G. and Ella, V.B. 2023. *GIS*-based soil erosion risk assessment in the watersheds of Bukidnon, Philippines using the *RUSLE* model. *Sustainability*, 15(4), 3325.
 - De Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Wyse, E., Azemard, S. and Cassi, R. 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48(1), pp: 61-77.
 - Ghosh, A., Rakshit, S., Tikle, S., Das, S., Chatterjee, U., Pande, C.B., Alataway, A., Al-Othman, A.A., Dewidar, A.Z. and Mattar, M.A. 2023. Integration of *GIS* and remote sensing with *RUSLE* model for estimation of soil erosion. *Land*, 12(1), 116.
 - Haji, Kh., Khaledi Darvishan, A. and Mostafazadeh, R. 2022. Identification of erosion critical areas based on soil erodibility and terrain influence factors in the Iranian part of the Caspian Sea Basin. *Agriculture and Forestry*, 68(2), pp: 35-47. 2.
 - Haji, Kh., Khaledi Darvishan, A. and Mostafazadeh, R. 2023. Soil erosion and sediment sourcing in the Hyrcanian forests, Northern Iran: an integration approach of the *G2loss* model and sediment fingerprinting technique. *Modeling Earth Systems and Environment*, pp: 1-18. <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01879-z>
 - Halecki, W., Kruk, E. and Ryzek, M. 2018. Evaluation of water erosion at a mountain catchment in Poland using the *G2* model. *Catena*, 164, pp: 116-124.

- Hall, D.K. and Riggs, G.A. 2015. Accuracy assessment of the MODIS snow products. *Hydrological Processes*, 21, pp: 1534-1547.
- Han, Y., Zhao, W., Zhou, A. and Pereira, P. 2023. Water and wind erosion response to ecological restoration measures in China's drylands. *Geoderma*, 435, 116514.
- Jeanneau, A., Herrmann, T. and Ostendorf, B. 2021. Mapping the spatio-temporal variability of hillslope erosion with the G2 model and GIS: A case-study of the South Australian agricultural zone. *Geoderma*, 402(2-3), pp: 115350.
- Kabolizadeh, M., Rangzan, K. and Mohammadi, Sh. 2022. Increasing the accuracy of monthly and annual estimates of soil loss in Iran by considering the effect of snow cover in reducing rainfall erosivity. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 1344.
- Kale, G.D. and Vadsola, S.N. 2012. Modelling of soil erosion by non-conventional methods. *World Academy of Engineering Science and Technology*, 6(3), pp: 139-145.
- Karydas, C.G. and Panagos, P. 2016. Modelling monthly soil losses and sediment yields in Cyprus. *International Journal of Digital Earth*, 9(8), pp: 766-787.
- Karydas, C.G. and Panagos, P. 2018. The G2 erosion model: An algorithm for month-time step assessments. *Environmental Research*, 161, pp: 256-267.
- Karydas, C.G., Bouarour, O. and Zdruli, P. 2020. Mapping spatio-temporal soil erosion patterns in the Candelaro river basin, Italy, using the G2 Model with sentinel 2 imagery. *Geosciences*, 10(89), pp: 1-22.
- Karydas, C.G., Zdruli, P., Koci, S. and Sallaku, F. 2015. Monthly time-step erosion risk monitoring of Ishmi-Erzeni Watershed, Albania, using the G2 model. *Environmental Modeling & Assessment*, pp: 1-16.
- Khaledi Darvishan, A., Mohammadi, M., Skataric, G., Popovic, S.G., Behzadfar, M., Rodolfo Ribeiro Sakuno, N., Luiz Mincato, R. and Spalevic, V. 2019. Assessment of soil erosion, sediment yield and maximum outflow, using IntErO model (Case study: S8-Inta Shirindarreh watershed, Iran). *Agriculture and Forestry*, 65(4), pp: 203-210.
- Kolli, M.K., Opp, C. and Groll, M. 2021. Estimation of soil erosion and sediment yield concentration across the Kolleru Lake catchment using GIS. *Environmental Earth Sciences*, 80, 161.
- Li, Y., Jiang, Z., Chen, Z., Yu, Y., Lan, F., Yue, X. and Rodrigo-Comino, J. 2020. Evaluating soil erosion and sediment deposition rates by the ¹³⁷Cs fingerprinting technique at karst gabin basin in Yunnan Province, Southwest China. *Soil Discussions*, pp: 1-16.
- Mohammadi, Sh., Balouei, F., Haji, Kh., 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.
- Mostafazadeh, R. and Talebi Khiavi, H. 2024. Landscape change assessment and its prediction in a mountainous gradient with diverse land-uses. *Environment, Development and Sustainability*, 26, pp: 3911-3941.
- Mostafazadeh, R., Talebi Khiavi, H., Esmali Ouri, A., Asgari, E. and Golshan, M. 2023. Plot-size runoff and sediment yield affected by the type of geological formations and implications for water erosion in a semi arid region. *Modeling Earth Systems and Environment*, <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01813-3>.
- Panagos, P. and Katsoyiannis, A. 2019. Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. *Environmental Research*, 172, pp: 470-474.
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P. and Meusburger, K. 2016. Spatio-temporal analysis of rainfall erosivity and erosivity density in Greece. *Catena*, pp: 161-172.
- Panagos, P., Karydas, C.G., Ballabio, C. and Gitas, I.Z. 2014a. Seasonal monitoring of soil erosion at regional scale: An application of the G2 model in Crete focusing on agricultural land uses. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 27, pp: 147-155.

- Panagos, P., Karydas, C.G., Gitas, I.Z. and Montanarella, L. 2012a. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European service. *International Journal of Digital Earth*, 5(6), pp: 461-487.
- Panagos, P., Meusburger, K., Alewell, C. and Montanarella, L. 2012b. Soil erodibility estimation using LUCAS point survey data of Europe Environmental. *Modelling and Software*, 30, pp: 140-145.
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P. and Alewell, C. 2014b. Soil erodibility in Europe: a high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of Total Environment*, 479, pp: 189-200.
- Parmar, S. and Sharma, S.K. 2020. Estimation of soil loss and soil erodibility for different crops, nutrient managements and soil series. *International Journal of Pure & Applied Bioscience*, 8(1), pp: 204-212.
- Polovina, S., Radić, B., Ristić, R., Kovačević, J., Milčanović, V. and Živanović, N. 2021. Soil erosion assessment and prediction in urban landscapes: A new G2 model approach. *Applied Sciences*, 11(9), 4154.
- Sadeghi, S.H.R. 2017. Soil erosion in Iran: state of the art, tendency and solutions. *Agriculture and Forestry*, 63(3), pp: 33-37.
- Sadeghi, S.H.R., Moatamednia, M. and Behzadfar, M. 2011. Spatial and temporal variations in the rainfall erosivity factor in Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 13, pp: 451-464.
- Sadeghi, S.H.R., Zabihi, M., Vafakhah, M. and Hazbavi, Z. 2017. Spatiotemporal mapping of rainfall erosivity index for different return periods in Iran. *Natural Hazards*, 87(1), pp: 35-56.
- Talebi Khiavi, H. and Mostafazadeh, R. 2022. The spatiotemporal dependencies of terrain indices with soil characteristics in a steep hillslope mountainous area. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 937. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10220-4>
- Wang, L., Li, Y., Gan, Y., Zhao, L., Qin, W. and Ding, L. 2024. Rainfall erosivity index for monitoring global soil erosion. *Catena*, 234, 107593.
- Zhang, H., Lv, J., Bao, Y., Tang, Q., Collins, A.L., Khurram, D. and He, X. 2024. Linking soil erosion and sediment yield with landscape heterogeneity: exploration using the lower Jinsha River Basin, China. *Journal of Hydrology*, 130729.
- Zhang, H., Yao, Z., Yang, Q., Li, S., Baartman, J.E.M., Gai, L., Yao, M., Yang, X., Ritsema, C.J. and Geissen, V. 2017. An integrated algorithm to evaluate flow direction and flow accumulation in flat regions of hydrologically corrected DEMs. *Catena*, 151, pp: 174-181.