



Journal of Environmental Studies
Vol. 48, No. 4, Winter 2023

Journal Homepage: www.Jes.ut.ac.ir
Print ISSN: 1025-8620 Online ISSN 2345-6922

Quantitative Modeling of Spatiotemporal Changes in Soil Erosion and Retention Potential and Sediment Production (Case Study: Lahijan-Chabaksar and Astana-Kochsefhan Watersheds)

Document Type
Research Paper

Received
October 05, 2022

Mahdis Sadat, Esmail Salehi*, Javad Amiri

Accepted
February 23, 2023

Department of Environmental Planning, Management and Education, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran.

DOI: [10.22059/JES.2023.348202.1008357](https://doi.org/10.22059/JES.2023.348202.1008357)

Abstract

The temporal and spatial distribution pattern of providing ecosystem services is one of the basic characteristics of ecosystems. One of the important ecosystem services in many ecosystems, including watersheds in northern Iran, is soil maintenance. This valuable service has not been investigated in many areas, including the watersheds of developing countries. The present study was conducted with the aim of investigating the spatial-temporal changes of soil erosion and maintenance in the years 2000 and 2020. Also, in this research, two watersheds of Lahijan- Chabaksar and Astana- Kuchsefhan, in Gilan province, have been selected as the study area. From an ecological point of view, these watersheds are a symbol of the human and natural interwoven ecosystem, which has a high capacity in providing all kinds of ecosystem services and has undergone changes in recent years. The results show that the total amount of soil erosion potential in the studied area in the studied years is equal to 73755909 and 119218604 tons, respectively, and the amount of soil maintenance ecosystem service in these years in the entire watershed is 1222434092 and 1218191672, respectively. It is a body. Also, based on the results obtained, a small part of the region has the most soil and sediment losses. Therefore, the results emphasize the urgent need for targeted soil and water conservation measures to ensure the sustainability of the basin's resources.

Key word: Ecosystem services, Soil retention, Soil loss and sediment export

* Corresponding Author:

Email: tehranssalah@ut.ac.ir

Extended Abstract

Introduction

Ecosystem's structure and function provide a variety of services referred as ecosystem services for supporting and sustaining human life survival. One of the most important types of known services is sediment retention, which refers to the ability of ecosystems to preserve soil. Natural processes of soil erosion, storage and transport of sediment are key components and functions of watersheds and ecosystems that contribute to the health of natural habitats. But excessive amounts can lead to harmful consequences. Therefore, the quantification of the ecosystem service of soil preservation and the identification of places of production and delivery of sediment in them, due to the role and importance in determining the watershed system and the development patterns of the delta, managing aquatic habitats, and predicting the effects of agricultural activities and reducing its effects is of great interest to regional and water managers and planners. Global studies show that human activities have reduced ecosystem services by 60% in recent years. Also, changes in land use and land cover by humans are known as one of the most important factors affecting the structure, composition and performance of ecosystems and the services provided by them. Ecosystem service mapping is an important tool for decision makers to identify the areas that provide the most services and have conservation value. Among the various methods of quantitative and qualitative evaluation of services, InVEST software is able to evaluate more than twenty-five ecosystem services. The review of sources in Iran shows that the studies conducted with different models aimed at quantifying soil erosion in different regions of the country were often not spatial in nature or were conducted in a very limited basin. Since soil erosion is considered a disservice, the necessity of conducting studies aimed at quantifying and mapping ecosystem services in this field is very evident. As a result, the aim of this study is identification of spatial distribution of sediment retention as an ecosystem service and quantification of soil waste as a non-renewable resource, and it tries to determine, for the first time, the changes of these indicators during a long-term period of twenty years to analyze in the country.

Material and Methods

The study area in this study is located in the two watersheds of Lahijan Chabaksar ($49^{\circ} 12'$ to $50^{\circ}05'$ E, $37^{\circ} 07'$ to $37^{\circ} 25'$ N) and Astaneh-Kuchesfahan ($50^{\circ}21'$ to $50^{\circ} 26'$ E, $37^{\circ} 02'$ to $37^{\circ} 06'$ N), in the east and center of Gilan province, respectively.

In the first step to classify the land cover in this study based on the mentioned cases for land cover classification in present research, from the total of Landsat 8 images in the period 01/01/2020 to 01/01/2021 and the total of Landsat 7 images in the period 01/01/2000 to 01/01/ 2001, which had a cloud cover below 10%, were applied. Land cover was classified into eight categories using the products and instructions of the vegetation index 9 related to the four seasons in the mentioned time periods, urban lands, canopy cover to identify forest areas with trees above 30 meters, and finally educational data removed from the ground and entered into the system by the user. Forest, open space, rangeland, farmland, tea farmland, open space, water body, and built-up area including were all used. The latest version of InVEST 3.11 software was used to calculate and map erosion and soil retention and sediment delivery ratio. To extract each required data as input to the model, it was done as follows:

Digital elevation model: This data were extracted in the form of a 10-meter raster map prepared from the Google Earth Engine system and used directly.

Land cover: The map used in this section is the result of the classification of satellite images, which was described in detail in the previous section.

Rainfall erosivity index: The Rainfall erosivity factor (R) indicates the power of rain in soil erosion. This value is determined by the annual average EI30, which is the long-term recording of the storm's kinetic energy in a maximum period of 30 minutes. In many studies conducted in this field, due to the lack of access to EI30, the average monthly and annual rainfall values based on alternative formulas are used as the primary data for calculating rain erosion. But in the present research, using the study of Panagos et al. in 2017, the R factor was extracted and used.

Soil erodibility index (K): The soil erodibility factor expresses the biophysical and chemical properties of the soil, which shows the ability to remove soil by spraying and surface flow, and indicates the effect

of soil properties on loss and its susceptibility to erosion. In this study, this index was determined based on texture information and the amount of organic matter in the soil.

Vegetation cover factor (C): This factor indicates the interaction of phenological and management conditions with environmental information (rainfall) and is the most important factor for estimating the effects of the nature and percentage of vegetation cover on the amount of soil loss. Vegetation percentage can be estimated by NDVI index. In this study, after calculating the NDVI index and performing inverse linear transformation of educational samples, this index was calculated based on the following formula:

$$C = \left(\frac{1 - NDVI}{2} \right)$$

Practice factor (P): This factor is the ratio of the eroded soil in the conditions of protective operations to the erosion created in the standard conditions of plowing in the slope direction. In this study, P factor values were determined for all types of land cover classes according to Table 1.

Table 1. P factor values for different land covers

Land cover	P factor
Forest	0.8
Open space	0.2
Range land	1
Agriculture	0.1
Tea cultivation	0.1
Built up	0.8
Water body	1

Discussion of Results

The results show that from 2000 to 2020, 9714 hectares of forest area has decreased, which has been converted from 3600 hectares to built up lands and 2760 hectares to agricultural lands. As a result, the area of agricultural land and built-up land has increased by 6468 and 25122 hectares, respectively. But in contrast, the area under tea cultivation has decreased by 1923 hectares from 2000 to 2020. Based on the obtained results, the total amount of soil erosion potential in the studied watershed in the studied years is 73755909 and 119218604 tons, respectively. Also, the total sediment output in the watershed shows that this factor is equal to 4477690.55 and 8720170.91 in 2000 and 2020, respectively. Of course, it should be noted that about 90 percent of the areas that have a potential of less than 50 tons per hectare. In addition, the annual amount of soil maintenance has decreased by 112 tons during the 20-year period of study, and the highest amount of this service is provided in high-density forest areas and along waterways, and the lowest amount is in agricultural lands and built-up lands downstream of the basin are registered.

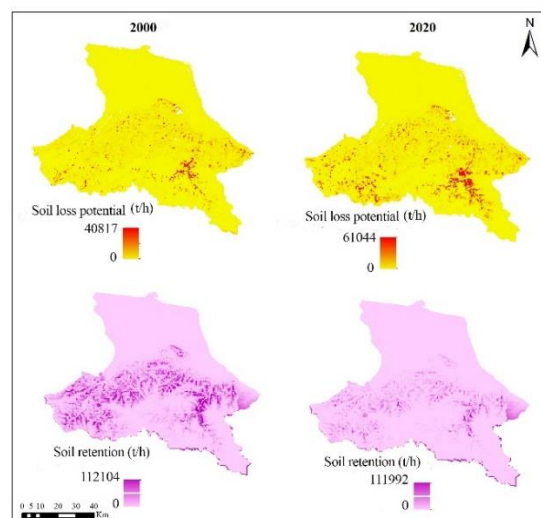


Figure 1. The amount of soil erosion potential and the soil retention ecosystem services in the studied watershed in 2000 and 2020.

Conclusion

This study has tried to quantify and map the spatial distribution of erosion and soil storage capacity as an important ecosystem service in a part of Gilan province. The results of this study showed that a major part of soil erosion and sediment discharge occurred in the sloping areas and along the waterways in the basin, which indicates the role of topographical and physical factors in this matter. In the second place, other factors such as soil erodibility and rain erosion are also important in this regard. The important point, which has been proven in this study, is the role of land cover in the amount of soil erosion and sediment transfer, which, considering the constant assumption of other input parameters of the model, is only caused by the destruction of forests and the change of land cover. On the other hand, it can be stated that although the majority of the basin has a small contribution to the total loss of soil and sediment discharge, severe and very severe soil erosion and sediment discharge can be seen in parts of the basin with low vegetation cover and high slope. Also, this study shows that an almost limited part of the basin retains most of the soil and sediment that have the potential of erosion. Among them, lands with less than 50% -night cover and Hyrcanian Forests play the greatest role in soil maintenance. From the point of view of the difference in vegetation density, the results of the study show that denser and more mature vegetation is able to increase soil maintenance. In addition, based on the obtained results, it can be stated that a small part of the watershed has the most soil and sediment losses. Therefore, the results emphasize the urgent need for targeted measures to protect soil and water in different ways to ensure the sustainability of the basin's resources.

In addition, based on the original results, the InVEST model is useful for estimating soil erosion and sediment retention performance in watersheds with limited information and can help identify local areas and prioritize areas for effective planning of sustainable management of a watershed.

مدل‌سازی کمی تغییرات زمانی- مکانی پتانسیل فرسایش و نگهداشت خاک و تولید رسوب (منطقه مورد مطالعه حوضه‌های آبخیز لاهیجان چابکسر و آستانه کوچصفهان)

مهدیس سادات، اسماعیل صالحی*، محمدجواد امیری

گروه برنامه‌ریزی، مدیریت و آموزش محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران ایران.

r

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۱/۱۱/۰۳

تاریخ وصول مقاله: ۱۴۰۱/۰۷/۱۳

چکیده

الگوی توزیع زمانی و مکانی ارائه خدمات اکوسیستمی یکی از ویژگی‌های اساسی اکوسیستم‌ها است. یکی از خدمات اکوسیستمی مهم در رابطه بسیاری از اکوسیستم‌ها از جمله حوضه‌های آبخیز شمال ایران، نگهداشت خاک است. این خدمت ارزشمند در بسیاری از مناطق از جمله حوضه‌های آبخیز کشورهای در حال توسعه، مورد بررسی قرار نگرفته است. پژوهش حاضر با هدف بررسی تغییرات مکانی-زمانی فرسایش و نگهداشت خاک در سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۰ انجام گرفته است. همچنین در این تحقیق دو حوضه آبخیز لاهیجان-چابکسر و آستانه-کوچصفهان، در استان گیلان به‌عنوان منطقه مورد مطالعه انتخاب شده است. این حوضه‌ها از نظر اکولوژیکی نمادی از اکوسیستم دره‌متنیده انسانی و طبیعی است که ظرفیت بالایی در ارائه انواع خدمات اکوسیستمی دارد و در سال‌های اخیر دستخوش تغییراتی شده است. نتایج نشان می‌دهد مقدار کل پتانسیل فرسایش خاک در منطقه مورد مطالعه در سال‌های مورد بررسی به ترتیب برابرند با ۷۳۷۵۵۹۰ و ۱۲۶۴۸۶۷۶ تن مجموعاً در حوضه‌های آبخیز مورد مطالعه برابر با ۱۱/۵ و ۱۹/۸ تن در هکتار و مقدار ارائه خدمت اکوسیستمی نگهداشت خاک در این سال‌ها در کل حوضه آبخیز به ترتیب عبارتند از ۱۲۲۲۴۳۴۰۹ و ۲۰۳۸۶۵۶۱۶ تن مجموعاً می‌باشد. همچنین بر اساس نتایج حاصل شده بخش کوچکی از منطقه، بیشترین تلفات خاک و رسوب را به خود اختصاص داده است. بنابراین، نتایج بر نیاز فوری به اقدامات هدفمند حفاظت از خاک و آب برای اطمینان از پایداری منابع حوضه تأکید می‌کند.

کلید واژه‌ها: خدمات اکوسیستمی، نگهداشت خاک، فرسایش خاک و تولید رسوب

سرآغاز

و جانوری می‌شود. درحالی‌که عملکرد به ویژگی‌ها یا فرآیندهایی که بین یک یا چند اکوسیستم رخ می‌دهد، مربوط می‌شود (Sadat et al., 2021). در مجموع ساختار و عملکرد اکوسیستم خدمات متنوعی را ارائه می‌دهد که به عنوان خدمات اکوسیستمی برای حمایت و حفظ بقای زندگی

اکوسیستم‌ها دارای ساختار و عملکرد خاص خود هستند. ساختار شامل مسائل بیولوژیکی، فیزیکی و بیوفیزیکی مانند گونه‌های گیاهی و جانوری، جمعیت‌ها، روابط متقابل آن‌ها و آب‌وهوا، خاک و زیستگاه‌های گیاهی

(Nezhadafzali et al., 2019). در اثر این میزان فرسایش خاک در ایران، در هر سال یک میلی‌متر از ضخامت خاک کشور کاسته می‌شود (Heydari et al., 2022). از آنجایی که خاک پایه و اساس تأمین منابع غذایی انسان است، بنابراین تولید محصولات غذایی بستگی مستقیم به کمیت و حاصلخیزی خاک دارد. فرسایش تشدید شونده به دلیل از بین رفتن لایه سطحی، ممانعت فیزیکی در رشد ریشه، کاهش ذخایر آب قابل دسترس و کاهش در ذخایر غذایی، موجب کاهش حاصلخیزی خاک و افزایش خطرات جهانی کمبود غذا شده است (Bakker et al., 2004). علاوه بر این اثرات منفی ناشی از فرسایش خاک نه تنها در محل وقوع خود، در حوضه‌ها و اراضی زراعی به صورت کاهش توان تولیدی و تخریب خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک بروز می‌کند، بلکه در محل خارج از وقوع آن نیز به صورت انباشت بر روی اراضی مرغوب کشاورزی، مراتع، منابع ذخیره آب و کانال‌های آبیاری بیش از هر زمان دیگر مشهود است. از این رو فرسایش خاک به دلیل داشتن اثرات چندجانبه پنهان و آشکار زیست‌محیطی و اجتماعی، به سرطان زمین شهرت یافته است و یکی از فرآیندهای پیچیده و خطرناک محیطی است (Heydari et al., 2022).

از این رو کمی سازی خدمت اکوسیستمی نگهداری خاک و شناسایی محل تولید و تحویل رسوب در آن‌ها، به دلیل نقش و اهمیت در تعیین نحوه سیستم آبخیزداری و الگوهای توسعه دلتا، مدیریت زیستگاه‌های آبی، پیش‌بینی اثرات فعالیت‌های کشاورزی و کاهش اثرات آن، بسیار مورد توجه مدیران و برنامه ریزان منطقه‌ای و حوضه آب است (Bogdan, et al., 2016; Arunyawat et al., 2016; Kepner et al., 2012).

به‌طور کلی خدمات ارائه‌شده توسط اکوسیستم‌ها تحت تأثیر عوامل و شرایط مختلف فیزیکی، بیولوژیکی و اجتماعی قرار دارند (Lü et al., 2012). به‌گونه‌ای که مطالعات و پژوهش‌های جهانی نشان می‌دهد که فعالیت‌های انسانی در سال‌های اخیر خدمات اکوسیستمی را تا ۶۰ درصد کاهش

انسان شناخته‌شده است (MEA, 2005; Arowolo et al., 2018). ارزیابی اکوسیستم هزاره (۲۰۰۵) بیش از بیست و پنج نوع خدمات اکوسیستمی را شناسایی کرده که یکی از مهم‌ترین آن‌ها نگهداشت رسوب است که به توانایی اکوسیستم‌ها در حفظ و نگهداشت خاک اشاره دارد (Srichaichana et al., 2019; MEA, 2005). فرآیندهای طبیعی فرسایش خاک، نگهداری و انتقال رسوب از اجزاء و عملکردهای کلیدی حوضه‌های آبخیز و اکوسیستم‌ها هستند (Hajigholizadeh et al., 2018) که به سلامت زیستگاه‌های طبیعی کمک می‌کنند، اما مقادیر بیش از حد آن می‌تواند منجر به پیامدهای مضر شود (Sharp et al., 2005). در واقع پوشش‌های گیاهی در هر حوضه آبخیز با جلوگیری از فرسایش خاک یک سرویس تنظیمی حیاتی را فراهم می‌کند. اما در اثر زوال یک حوضه آبخیز، رسوب‌گذاری در اثر فرسایش خاک، به صورت رسوبات بیشتر نمایان می‌گردد (Arunyawat and Shrestha, 2016) و از این رو، جلوگیری از فرسایش خاک یا افزایش احتباس رسوب به‌عنوان یک خدمات اکوسیستمی در نظر گرفته می‌شود. این خدمت، نه تنها حاصلخیزی خاک، کیفیت آب و ارائه خدمات تفریحی را حفظ می‌کند (Wang et al., 2018; Srichaichana et al., 2019)، بلکه شار مواد در چرخه‌های ژئومورفولوژیکی، کیفیت زیستگاه‌های آبی و بروز سیلاب در اکوسیستم‌ها را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد (Boonkaewwan et al., 2018; Bogdan, et al., 2016).

طبق برآوردهای صورت گرفته سالانه ۲۳ میلیارد تن از طریق زمین‌های زراعی فرسایش پیدا می‌کنند که به معنای تخلیه خاک موجود در جهان با نسبت ۷ درصد در هر دهه است. بنابراین پیش‌بینی می‌شود که بیش از یک‌چهارم از خاک‌های جهان طی ۴۵ سال آینده حاصل خیزی خود را از دست بدهند (Nasrati and Jalali, 2017). برنامه توسعه ملل^۱ فرسایش خاک در ایران را در حال حاضر نزدیک به سالانه ۲۰ تن در هکتار تخمین زده است که نسبت به ۱۰ سال گذشته سالانه ۱۰ تن در هکتار افزایش یافته است

مدل‌سازی خدمت نگهداشت رسوب در مناطق مختلف جهان توسط این نرم‌افزار پرداخته‌اند. نتایج این مطالعات نشان می‌دهد که نرم‌افزار InVEST قابلیت نقشه‌سازی و کمی‌سازی خدمت نگهداشت خاک را در اکوسیستم‌های مختلف داشته و به کمک آن می‌توان اثرات تغییرات کاربری اراضی، پدیده‌های اقلیمی، شاخص‌های سیمای سرزمین و فاکتورهای فیزیکی زمین را بر روی توانایی حوضه آبخیز در نگهداشت رسوب به‌درستی تجزیه و تحلیل نمود.

در ایران نیز Asadolahi و همکاران در سال ۲۰۱۷ در مطالعه خود به مدل‌سازی خدمت نگهداشت خاک در بخش شرقی حوضه آبخیز گرگانرود با استفاده از مدل InVEST پرداختند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان می‌دهد زیر حوضه‌هایی با پوشش غالب جنگلی بیشترین و اراضی کشاورزی پایین‌دست حوضه، کمترین میزان نگهداشت خاک را دارند. به‌علاوه مطالعه آن‌ها نشان می‌دهد که نرم‌افزار InVEST در مقایسه با مدل‌های دیگر در زمینه فرسایش و رسوب، قادر است با واردسازی حداقل اطلاعات، خروجی‌های نسبتاً مفید و کاملی را در این زمینه در اختیار کاربر قرار دهد. همچنین Ahmadi Mirghaed و همکاران نیز در سال ۲۰۱۸، به بررسی ارتباط شاخص‌های سیمای سرزمین با فرسایش خاک با استفاده از مدل InVEST در حوضه آبخیز گرگان پرداختند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان می‌دهد که حداکثر و حداقل فرسایش خاک، به ترتیب در مناطق ساخته شده و جنگل‌ها اتفاق افتاده است. از سوی دیگر کاهش سنجه‌های تعداد لکه، شاخص بزرگترین لکه، شاخص شکل سیمای سرزمین و درصد پوشش سیمای سرزمین در جنگل‌ها و مراتع و افزایش آن‌ها در مناطق ساخته‌شده و اراضی کشاورزی، روند از دست دادن خاک تسریع می‌گردد. به‌علاوه ذبیحی و همکاران نیز در سال ۱۴۰۰ به اولویت‌بندی زیر آبخیزهای تالار در استان مازندران از نظر هدر رفت خاک، نگهداشت و تولید رسوب با استفاده از نرم‌افزار InVEST پرداختند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان‌دهنده افزایش هدر رفت خاک از سمت جنوب به شمال حوضه می‌باشد که باعث شده است

داده است. در این میان تغییرات کاربری و پوشش اراضی توسط بشر، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر ساختار، ترکیب و عملکرد اکوسیستم‌ها و خدمات ارائه شده توسط آن‌ها، شناخته شده‌اند (Li et al., 2017; Sharp et al., 2018). مدیریت و برنامه‌ریزی خدمات اکوسیستم در گام اول، مستلزم مطالعه و تجزیه و تحلیل وضعیت مکانی و زمانی خدمات و الگوهای پویایی آن‌ها می‌باشد (Balmford et al., 2010; Raudsepp-Hearne et al., 2002). در نتیجه نقشه‌سازی خدمات اکوسیستمی ابزار مهمی برای تصمیم‌گیران هستند تا بدین‌وسیله نواحی ارائه‌دهنده بیشترین خدمت و دارای ارزش حفاظتی را شناسایی نمایند. در میان روش‌های مختلف ارزیابی کمی و کیفی خدمات، نرم‌افزار یکپارچه ارزیابی خدمات اکوسیستمی و همکسش میان خدمات^۲ قادر به ارزیابی بیش از بیست‌وپنج خدمت اکوسیستمی است (Linders et al., 2020; Kilpatrick et al., 2017). از این‌رو این نرم‌افزار به‌عنوان یکی از پرکاربردترین نرم‌افزارها در زمینه ارزیابی و نقشه‌سازی خدمات شناخته می‌شود که علاوه بر ارزیابی خدمات مختلف اکوسیستمی، می‌تواند تجزیه و تحلیل جامعی را از روند تغییرات زمانی- مکانی و ارزیابی اثرات توسعه بر آن‌ها ارائه نماید (Singh et al., 2021; Guo et al., 2021). تاکنون مطالعات زیادی با هدف مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی مختلف از جمله کاهش خطر سیل، ذخیره کربن، تولید آب، تولید ماده اولیه، کیفیت زیستگاه و تولید غذا، با نرم‌افزار InVEST در جهان انجام شده است که از آن جمله می‌توان به مطالعه He و همکاران در سال ۲۰۱۶، ZHU و همکاران در سال ۲۰۲۱، Clerici و همکاران در سال ۲۰۲۱، Feng و همکاران در سال ۲۰۲۰، Jiang و همکاران در سال ۲۰۲۰ و sadat و همکاران در سال ۲۰۲۰ اشاره نمود. همچنین Shrestha و Arunyawat در سال ۲۰۲۰، Bouguerr و Jebari در سال ۲۰۱۷، Sun و همکاران در سال ۲۰۱۸، Zhou و همکاران در سال ۲۰۱۹، Srichaichana و همکاران در سال ۲۰۱۹، Degife و همکاران در سال ۲۰۲۱، Xu و همکاران در سال ۲۰۲۲، به

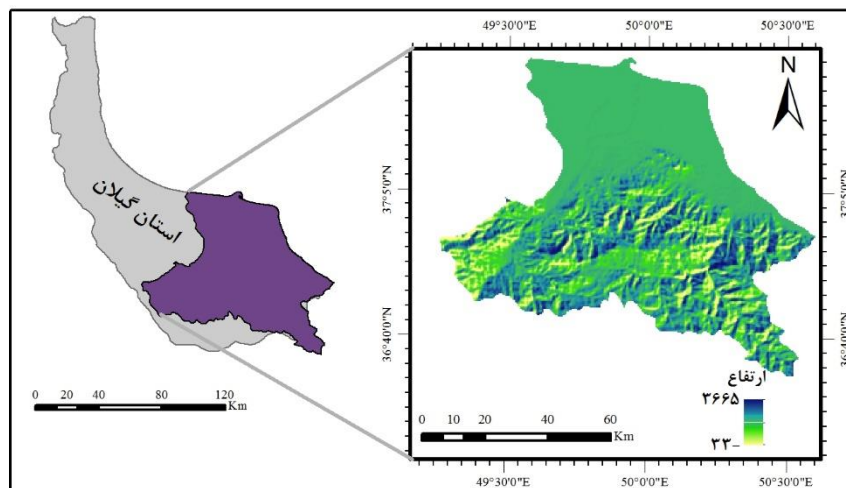
لاهیجان چابکسر و آستانه-کوچصفهان، به ترتیب در شرق و مرکز استان گیلان قرار دارد (شکل ۱). حوضه آستانه-کوچصفهان با مساحت ۱۱۰۰ کیلومترمربع، بر روی مخروط خزر و دلتاهای رودخانه سفیدرود تشکیل شده است. مرزهای سطحی این حوضه، دریای خزر و دلتاهای رودخانه سفیدرود در قسمت شمال، جنگل‌های هیرکانی در جنوب، حوضه آبخیز لاهیجان-چابکسر در شرق و دشت فومنات در غرب می‌باشد. طول جغرافیایی این حوضه از $49^{\circ}12'$ تا $50^{\circ}05'$ عرض شرقی و $37^{\circ}07'$ تا $37^{\circ}25'$ طول شمالی نوسان دارد. این حوضه دربرگیرنده بخش‌هایی از شهرستان‌های آستانه، رشت، سیاهکل، رودبار و لاهیجان می‌باشد. حوضه آبخیز لاهیجان چابکسر با مساحت ۳۰ کیلومترمربع بین $50^{\circ}21'$ تا $50^{\circ}26'$ عرض شرقی و $37^{\circ}02'$ تا $37^{\circ}06'$ طول شمالی قرار گرفته است. مرزهای این محدوده از سمت شمال به دریای خزر، از شرق و غرب به ترتیب به رودخانه‌های خشکه‌رود و پلرود و از جنوب دربرگیرنده بخشی از جنگل‌های هیرکانی می‌باشد. این حوضه نیز دربرگیرنده بخش‌هایی از شهرستان‌های لاهیجان، لنگرود، املش، رودسر، سیاهکل و بخش‌های کمی از رودبار می‌باشد.

تا دو زیر آبخیز آسران و قدمگاه در شرایط بحرانی فرسایش خاک قرار داشته باشند (ذبیحی و همکاران، ۱۴۰۰). بررسی مرور منابع در ایران نشان می‌دهد که مطالعات انجام‌شده با مدل‌های مختلف با هدف کمی سازی فرسایش خاک در مناطق مختلف کشور انجام‌شده است که اغلب ماهیت مکانی نداشته و یا در حوضه بسیار محدودی انجام‌شده‌اند. از آنجایی که فرسایش خاک یک عدم خدمت (disservice) محسوب می‌گردد، لزوم انجام مطالعاتی با هدف کمی سازی و نقشه سازی خدمات اکوسیستمی در این زمینه بسیار مشهود است. در نتیجه این مطالعه با هدف توزیع مکانی نگهداشت رسوب به‌عنوان یک خدمت اکوسیستمی و کمی سازی هدر رفت خاک به‌عنوان یک منبع تجدید ناپذیر انجام‌شده است و سعی دارد تا برای نخستین بار تغییرات این شاخص‌ها در طی یک بازه زمانی بلندمدت بیست‌ساله را در کشور مورد تجزیه و تحلیل قرار دهد.

مواد و روش بررسی

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این پژوهش تلفیق دو حوضه آبخیز



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه

از مناطق مانند استان‌های شمالی به شدت فراوان است، یافتن روشی بهینه برای تصحیح اتمسفریک و هندسی تصاویر و در نهایت استفاده از روشی بهینه برای پردازش و طبقه‌بندی

طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای

طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای با چالش‌هایی پیش رو است. از جمله اطمینان از کیفیت ابرناکی تصاویر که در برخی

گیاهی نرمال شده^۴ مربوط به چهار فصل، اراضی شهری، پوشش درختی برای شناسایی مناطق جنگلی با درختان بالای ۳۰ متر و در نهایت داده‌های تعلیمی برداشته شده از زمین و وارد شده به سامانه توسط کاربر، پوشش اراضی به هفت طبقه جنگل، فضای باز، مرتع، اراضی کشاورزی، اراضی کشت چای، بدنه آبی و اراضی انسان‌ساخت شامل جاده‌ها و شهرها طبقه‌بندی گردید. نتایج حاصل از این بخش به‌عنوان پوشش اراضی در بخش بعدی، مورد استفاده قرار گرفت.

مدل‌سازی خدمت اکوسیستمی نگهداشت رسوب

برای محاسبه این خدمت اکوسیستمی از مدل «نسبت انتقال رسوب»^۵ از آخرین نسخه نرم‌افزار InVEST 3.11 استفاده شد. فرمول محاسبه به شرح زیر است:

$$USLE_i = R_i \times K_i \times L_i \times S_i \times C_i \times P_i$$

در فرمول بالا $USLE_i$ ^۶ میانگین هدررفت خاک، R_i فاکتور فرساینده‌گی باران، K_i عامل فرسایش‌پذیری خاک، L_i فاکتور طول شیب، S_i ضریب شیب، C_i عامل پوشش و کاربری اراضی و P_i عامل اقدامات مدیریتی در پیکسل i است (جدول ۳).

سپس نسبت تحویل رسوب با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد:

$$SDR = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC}{K_b}\right)} \quad (\text{Eq. 5})$$

در این فرمول نیز SDR_{max} حداکثر SDR به صورت تئوری است که روی مقدار متوسط ۰٫۸ تنظیم شده است (Vigiak et al., 2012). IC_0 و K_b پارامترهای کالیبراسیون هستند. از حاصل ضرب نسبت تحویل رسوب و میانگین هدررفت خاک، خروجی رسوب (Sediment export) به دست می‌آید.

در این مدل ابتدا شاخص اتصال^۷ را برای هر پیکسل محاسبه می‌شود. شاخص اتصال، پیوند هیدرولوژیکی بین منابع تولید رسوب در یک سرزمین و منابع ته‌نشست رسوب را توصیف می‌کند. مقادیر بالاتر شاخص اتصال نشان

آن‌ها (Liu et al, 2018). برای مقابله با این چالش‌ها در این پژوهش از سامانه Google Earth Engine^۳ برای طبقه‌بندی تصاویر استفاده گردید. این سامانه یک پلتفرم مبتنی بر اینترنت است که برای اولین بار در سال ۲۰۰۸ رونمایی شده است. این سامانه دسترسی به منابع محاسباتی با کارایی بالا را بدون نیاز به دانسته‌های نرم‌افزاری گسترده، برای پردازش مجموعه داده‌های بسیار بزرگ مکانی به‌آسانی فراهم می‌کند (Xiong et al, 2017). کاربران Earth Engine می‌توانند با دسترسی و تجزیه تحلیل داده‌های موجود در دستورالعمل‌های عمومی و شخصی موجود در اپراتورها به کار و پردازش بپردازند. این اپراتورها در یک سیستم پردازش موازی بزرگ پیاده‌سازی می‌شوند که به‌طور خودکار محاسبات را تقسیم و توزیع و قابلیت تجزیه و تحلیل با بازده بالا را فراهم می‌کند (Gorelick et al., 2017). دستورالعمل داده‌های عمومی این سامانه، مجموعه‌ای متشکل از چند پتابایت از مجموعه داده‌های گسترده مکانی است که به‌طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد. بخش عمده‌ای از این دستورالعمل‌ها از تصاویر سنجنش‌ازدور اخذ شده از زمین، شامل کل بایگانی لندست و همچنین بایگانی کامل از داده‌های Sentinel-1 و Sentinel-2 تشکیل شده است (Shelestov et al., 2018; Fuentes et al., 2017). به‌علاوه شامل پیش‌بینی‌های آب‌وهوایی، داده‌های مربوط به پوشش اراضی و بسیاری از مجموعه داده‌های زیست‌محیطی، ژئوفیزیکی و اقتصادی - اجتماعی می‌باشد (Gorelick et al., 2017). تصاویر دریافت شده در Earth Engine برای سهولت دسترسی سریع و کارآمد از قبل پردازش می‌شوند (Kumar and Mutango, 2018; Venter et al., 2020).

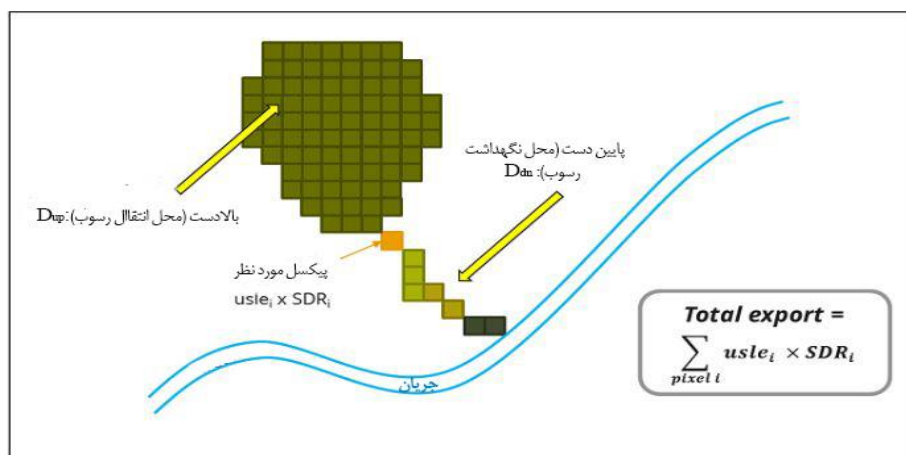
با توجه به موارد ذکر شده برای طبقه‌بندی پوشش اراضی در این مطالعه از مجموع تصاویر لندست ۸ در بازه زمانی ۲۰۲۰/۰۱/۰۱ الی ۲۰۲۰/۱۲/۳۱ و مجموع تصاویر لندست ۵ در بازه زمانی ۲۰۲۰/۰۱/۰۱ الی ۲۰۲۰/۱۲/۳۱ که دارای ابرناکی زیر ۱۰ درصد بودند، استفاده گردید. سپس با استفاده از محصولات و دستورالعمل‌های شاخص تفاضل پوشش

(بنابراین ضریب C_i در فرمول USLE کم باشد) ، D_{up} کم خواهد بود، که نشان‌دهنده پتانسیل کمتری برای انتقال رسوب به رودخانه است. به طور مشابه، اگر مسیر پایین دست دارای مسیر طولانی بین پیکسل محل تولید و محل انباشت رسوب باشد، به علاوه شیب کمتری داشته و از پوشش گیاهی خوبی برخوردار باشد، D_{dn} کم خواهد بود (شکل ۲) (Borselli et al., 2008). IC بر اساس فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$IC = \log_{10} \frac{D_{up}}{D_{dn}}$$

می‌دهد که منابع فرسایش در منطقه بیشتر بوده و این منابع اتصال بیشتری با محل ته‌نشست دارند (یعنی اتصال بیشتری دارد)، که اتفاق می‌افتد. مانند مناطقی که دارای پوشش گیاهی کم یا شیب‌زادی هستند. از سوی دیگر مقادیر پایین‌تر شاخص اتصال (یعنی اتصال کمتر) نشان‌دهنده با مناطقی با پوشش گیاهی بیشتر و شیب‌های کمتر هستند.

IC تابعی از شیب ناحیه هر پیکسل (D_{up}) و مسیر بین پیکسل و نزدیکترین جریان (D_{dn}) است. اگر منطقه بالا دست، دارای شیب کمتر و پوشش گیاهی خوبی باشد



شکل ۲. مدل مفهومی مورد استفاده در مدل نسبت انتقال رسوب. SDR برای هر پیکسل تابعی از شیب بالا دست و شیب جریان پایین دست است

را فراهم می‌کند. می‌کند. در نتیجه شدت و انرژی باران با عامل اصلی تعیین‌کننده فرسایش خاک و جابجایی رسوبات است (Mazigh et al., 2022). عامل فرسایش باران نشان‌دهنده قدرت باران در عمل فرسایش خاک است. این انرژی در زمان یک طوفان به مقدار، مدت، شدت، انرژی و اندازه قطرات باران، الگوی بارندگی و سطح رواناب حاصل از آن بستگی دارد (Degife et al., 2021). این فاکتور به‌عنوان مهم‌ترین عامل اثرگذار بر فرسایش خاک و عملکرد رسوب‌گذاری معرفی شناخته می‌شود (Wischmeier and Smith, 1978). این مقدار برحسب میانگین سالانه EI_{30} که حاصل ثبت بلندمدت انرژی جنبشی طوفان در حداکثر مدت ۳۰ دقیقه می‌باشد، بر اساس فرمول زیر تعیین می‌شود (Brown & Foster, 1987).

برای استخراج هر یک داده‌های موردنیاز به‌عنوان ورودی مدل به‌صورت ذیل عمل شد:

مدل رقومی ارتفاعی

این داده به‌صورت نقشه رستری ۱۰ متر تهیه شده از سامانه Google Earth Engine استخراج و مستقیماً مورد استفاده قرار گرفت.

پوشش اراضی

نقشه مورد استفاده در این بخش، خروجی حاصل از طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای است که در بخش قبلی به‌طور تفصیلی شرح داده شده است.

شاخص فرساینده‌گی باران^۱

باران، نیرو محرکه موردنیاز برای جابجایی ذرات خاک

اولیه برای محاسبه فرسایندهای باران، از مقادیر متوسط بارندگی ماهانه و سالانه بر اساس فرمول‌های جایگزین استفاده می‌شود. اما در پژوهش حاضر با استفاده از مطالعه Panagos و همکاران در سال ۲۰۱۷، فاکتور R استخراج و مورد استفاده قرار گرفت (Panagos et al., 2017).

شاخص فرسایش‌پذیری خاک^۹

یکی از الزامات مدل InVEST داده‌های فرسایش‌پذیری خاک است. فاکتور فرسایش‌پذیری خاک، بیانگر خصوصیات بیوفیزیکی و شیمیایی خاک است که انسجام و مقاومت خاک به فرسایش را نشان می‌دهد (Farhan and Nawaiseh, 2022; Mazigh et al., 2015). در واقع این فاکتور قابلیت حذف خاک توسط پاشش و جریان سطحی را نشان می‌دهد و بیانگر تأثیر خواص خاک بر هدررفت و حساسیت آن به فرسایش است (Degife et al., 2021). در این مطالعه این شاخص بر اساس اطلاعات بافت و میزان مواد آلی موجود در خاک بر اساس پژوهش (Roose, 1996)، به دلیل مشابهت منطقه مورد مطالعه بر اساس کاربری اراضی و آب و هوا با منطقه مورد نظر در پژوهش حاضر تعیین شد.

$$EI_{30} = \left(\sum_{r=1}^k e_r v_r \right) I_{30}$$

در رابطه فوق، e_r برابر است با واحد انرژی بارندگی ($MJ ha^{-1}mm^{-1}$) و v_r برابر است با حجم بارندگی (mm) در طول دوره زمانی t ام یک رویداد بارندگی است که به k قسمت تقسیم شده است. I_{30} برابر است با حداکثر شدت بارندگی ۳۰ دقیقه‌ای (mmh^{-1}) است. واحد انرژی بارندگی (e_r) برای هر بازه زمانی به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$e_r = 0.29[1 - 0.72e^{(-0.05i_r)}]$$

در این رابطه i_r شدت بارندگی در بازه زمانی مورد نظر است (mmh^{-1}). در نهایت میانگین فرسایش بارندگی سالانه طبق فرمول ذیل محاسبه می‌گردد:

$$R = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^m (EI_{30})k}{n}$$

که در این فرمول n تعداد سال‌های ثبت شده، m_j تعداد رویدادهای فرسایشی در طول یک سال معین j و k شاخص یک رویداد واحد با فرسایش متناظر EI_{30} می‌باشد. لازم به ذکر است که در بسیاری از مطالعات انجام گرفته در این حوضه به دلیل عدم دسترسی به EI_{30} ، به عنوان داده

جدول ۱. تخمین عامل فرسایش‌پذیری خاک بر اساس بافت و میران مواد آلی خاک (Roose, 1996)

متوسط فاکتور K (بر اساس درصد ماده آلی)			ترکیب خاک			طبقه بافت
$\geq 2\%$	$< 2\%$	عدم وجود اطلاعات	رس	سیلت	شن	
۰/۲۱	۰/۲۴	۰/۲۲	۴۰-۱۰۰	۰-۴۰	۰-۴۵	رس
۰/۲	۰/۲	۰/۲	۳۵-۵۵	۰-۲۰	۴۵-۶۵	شنی رسی
۰/۲۶	۰/۲۷	۰/۲۶	۴۰-۶۰	۴۰-۶۰	۰-۲۰	سیلتی رسی
۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۲	۰-۱۰	۰-۱۴	۸۶-۱۰۰	شنی
۰/۱۲	۰/۱۴	۰/۱۳	۰-۲۰	۰-۵۰	۵۰-۷۰	شنی لومی
۰/۲۸	۰/۳۳	۰/۳	۲۷-۴۰	۱۵-۵۲	۲۰-۴۵	رسی لومی
۰/۲۶	۰/۳۴	۰/۳	۷-۲۷	۲۸-۵۰	۲۳-۵۲	لومی
۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۴	۰-۱۵	۰-۳۰	۷۰-۸۶	لومی شن
۰/۲	۰/۲	۰/۲	۲۰-۳۵	۰-۲۸	۴۵-۸۰	شنی رسی لومی
۰/۳	۰/۳۵	۰/۳۲	۲۷-۴۰	۴۰-۷۳	۰-۲۰	سیلتی رسی لومی
۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۳۸	۰-۱۲	۸۸-۱۰۰	۰-۲۰	سیلتی
۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۳۸	۰-۲۷	۷۴-۸۸	۲۰-۵۰	سیلتی لومی

عامل پوشش - مدیریت^{۱۰}

عامل P برای انواع طبقات پوشش زمین برحسب جدول ۲، تعیین گردید.

جدول ۲. مقادیر فاکتور P برای انواع پوشش و کاربری اراضی (اسدالهی و همکاران، ۱۳۹۵)

نوع پوشش اراضی	مقدار عددی P
جنگل	۰/۸
اراضی بایر	۱
مرتع	۰/۲
اراضی کشاورزی	۰/۸
اراضی چای	۰/۱
اراضی ساخته شده	۰/۸
منابع آبی	۱

شکل شماره ۳ روند تجزیه و تحلیل اطلاعات را به صورت خلاصه در این پژوهش نشان می‌دهد.

نتایج

بررسی روند تغییرات زمانی و مکانی پوشش اراضی در منطقه مورد مطالعه، نشان می‌دهد که در سال‌های ۲۰۰۰ الی ۲۰۲۰، بیش‌ترین مساحت در منطقه را جنگل‌ها و سپس اراضی کشاورزی به خود اختصاص داده‌اند. به گونه‌ای که در سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۰ به ترتیب ۳۱/۵۸ و ۲۷/۱۲ درصد از مساحت منطقه مورد مطالعه را جنگل‌های هیرکانی و ۲۷/۷ و ۲۹/۳۴ درصد را، اراضی کشاورزی تشکیل می‌دهد. اما پوشش سرزمین در این بازه زمانی دست‌خوش تغییرات چشمگیری شده است. به گونه‌ای که از سال ۲۰۰۰ تا سال ۲۰۲۰، ۹۷۱۴ هکتار از مساحت جنگل‌ها کاهش یافته که از مقدار ۳۶۰۰ هکتار به اراضی انسان‌ساخت و ۲۷۶۰ هکتار به اراضی کشاورزی تبدیل شده است. در نتیجه مساحت زمین‌های کشاورزی و اراضی ساخته شده به ترتیب ۶۴۶۸ و ۲۵۱۲۲ هکتار افزایش یافته است. اما در مقابل مساحت زمین‌های تحت کشت چای، از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰، ۱۹۲۳ هکتار کاهش یافته است. که دلیل آن تقسیم زمین‌ها و عدم بازده اقتصادی کشت چای در پی کوچک شدن زمین‌ها است. به علاوه مساحت اراضی باز و مراتع نیز در طی بازه زمانی مورد مطالعه، ۱۵ درصد افزایش یافته است (شکل ۴).

این فاکتور نشان‌دهنده برهمکنش شرایط فنولوژیکی (پوشش تاج پوشش، تولید ماده خشک و چرخه تولید) و مدیریتی را با اطلاعات محیطی (بارش) است. در واقع پوشش گیاهی با مهار انرژی آزاد شده توسط قطرات باران به عنوان یک سپر در برابر آب و هوای تهاجمی عمل می‌کند (Payet et al., 2012). این فاکتور از چهار عامل کاربری قبلی زمین، تاج پوشش گیاهی، پوشش، پستی و بلندی و رطوبت خاک نشأت گرفته (Rocha and Sparovek, 2020) و مهم‌ترین عامل برای تخمین اثرات ماهیت و درصد پوشش گیاهی بر میزان تلفات خاک است (Mazigh et al., 2022; Prasuhn, 2022). درصد پوشش گیاهی را می‌توان توسط شاخص NDVI تخمین زد. در این مطالعه این شاخص به وسیله کد نویسی در سامانه GEE با لحاظ کلیه تصاویر لندست ۸ در بازه زمانی ۲۰۲۰/۰۴/۰۱ الی ۲۰۲۰/۰۹/۰۱ بر اساس فرمول زیر محاسبه گردید:

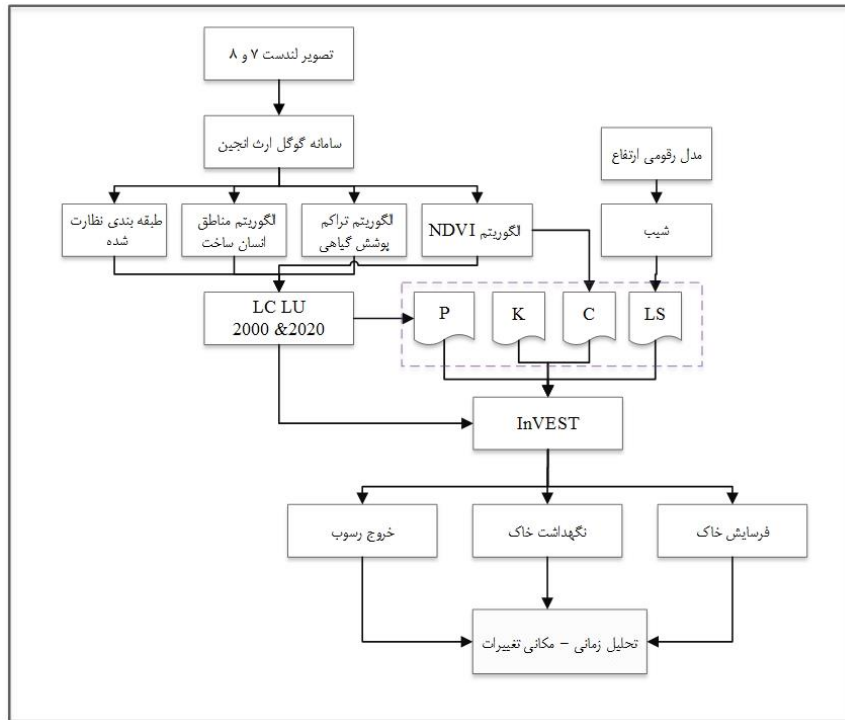
$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

بازه عددی به دست آمده از رابطه می‌تواند مقادیری بین -۱ تا +۱ باشد که مناطق بدون پوشش گیاهی (خاک لخت و بدنه‌های آبی) دارای حداقل ارزش عددی هستند (Toumi et al., 2013). پس از محاسبه شاخص NDVI و انجام تبدیل خطی معکوس از نمونه‌های تعلیمی، بر اساس فرمول زیر فاکتور C محاسبه گردید (Asadolahi et al., 2017):

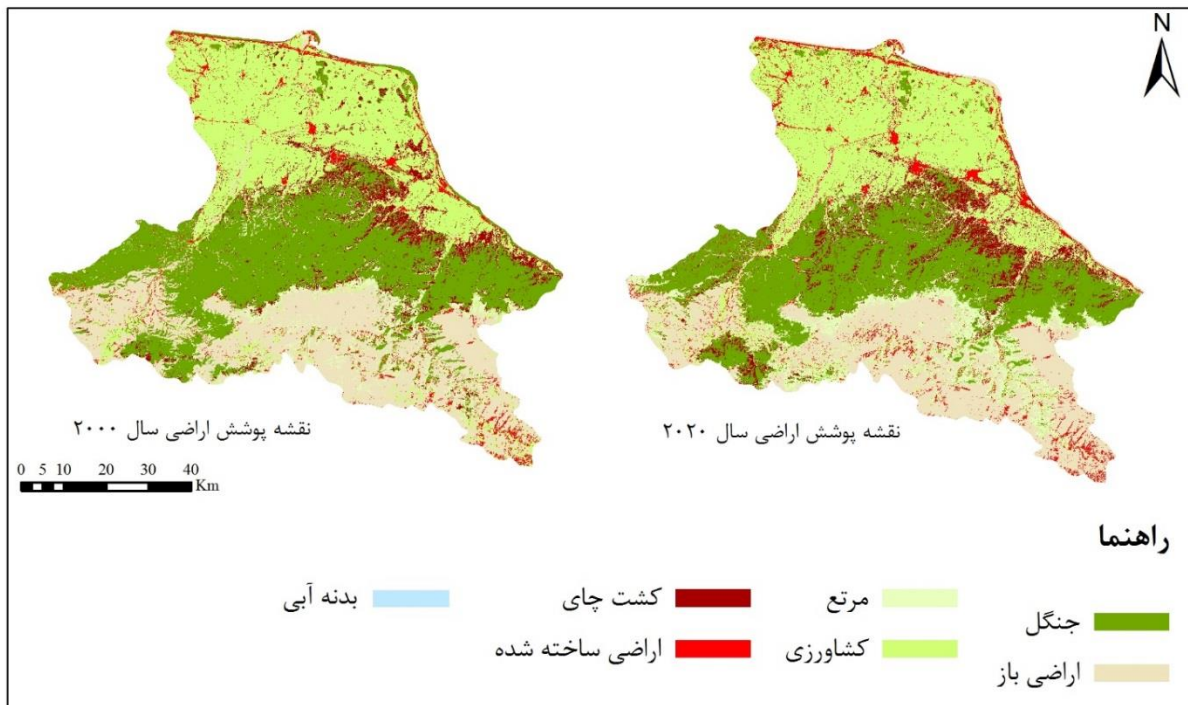
$$C = \left(\frac{1 - NDVI}{2} \right)$$

عامل عملیات حفاظتی^{۱۱}

این فاکتور نسبت خاک فرسایش یافته در شرایط انجام عملیات حفاظتی به فرسایش ایجاد شده در شرایط استاندارد شخم در جهت شیب است (اسدالهی و همکاران، ۱۳۹۲). در واقع این عامل نقش اقدامات محافظه‌کارانه انسان برای مقابله با فرسایش آبی را در خاک توصیف می‌کند. مقادیر P به طور کلی از ۰ تا ۱، با توجه به اقدامات و بسته به شیب متغیر است (Mazigh et al., 2022). در این مطالعه، مقادیر



شکل ۳. فلودیاگرام گام‌های روش کار در این پژوهش



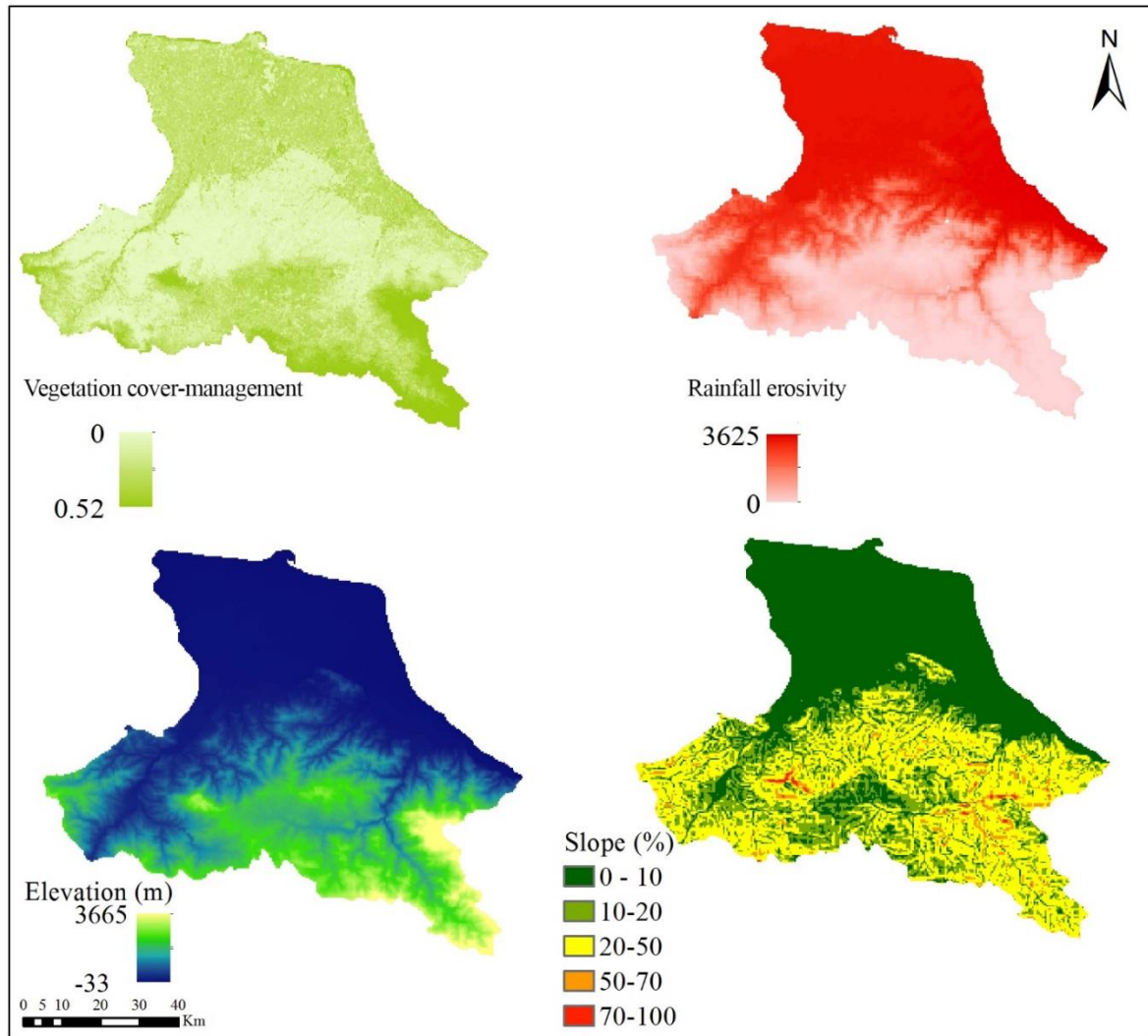
شکل ۴. نقشه پوشش در منطقه مورد مطالعه در سال‌های ۲۰۲۰ و ۲۰۰۰

می‌باشد. شکل شماره ۵ توزیع فرسایش پذیری خاک را در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل

مقادیر شاخص فرسایش پذیری خاک با توجه به جدول شماره ۱ محاسبه گردید که از ۰ تا ۳۶۲۵ در منطقه متغیر

فاقد پوشش گیاهی و کمترین مقدار آن در مناطق متراکم جنگل‌های هیرکانی، است.

شماره ۵ نشان داده شده است، عامل C که بر اساس NDVI منطقه مورد مطالعه تهیه شده است، در منطقه مورد مطالعه بین ۰ تا ۰/۵۲ متغیر است. بیشترین مقدار این پارامتر در مناطق



شکل ۵. نقشه عوامل فرساینده باران و پوشش- مدیریت در حوضه منطقه مورد مطالعه

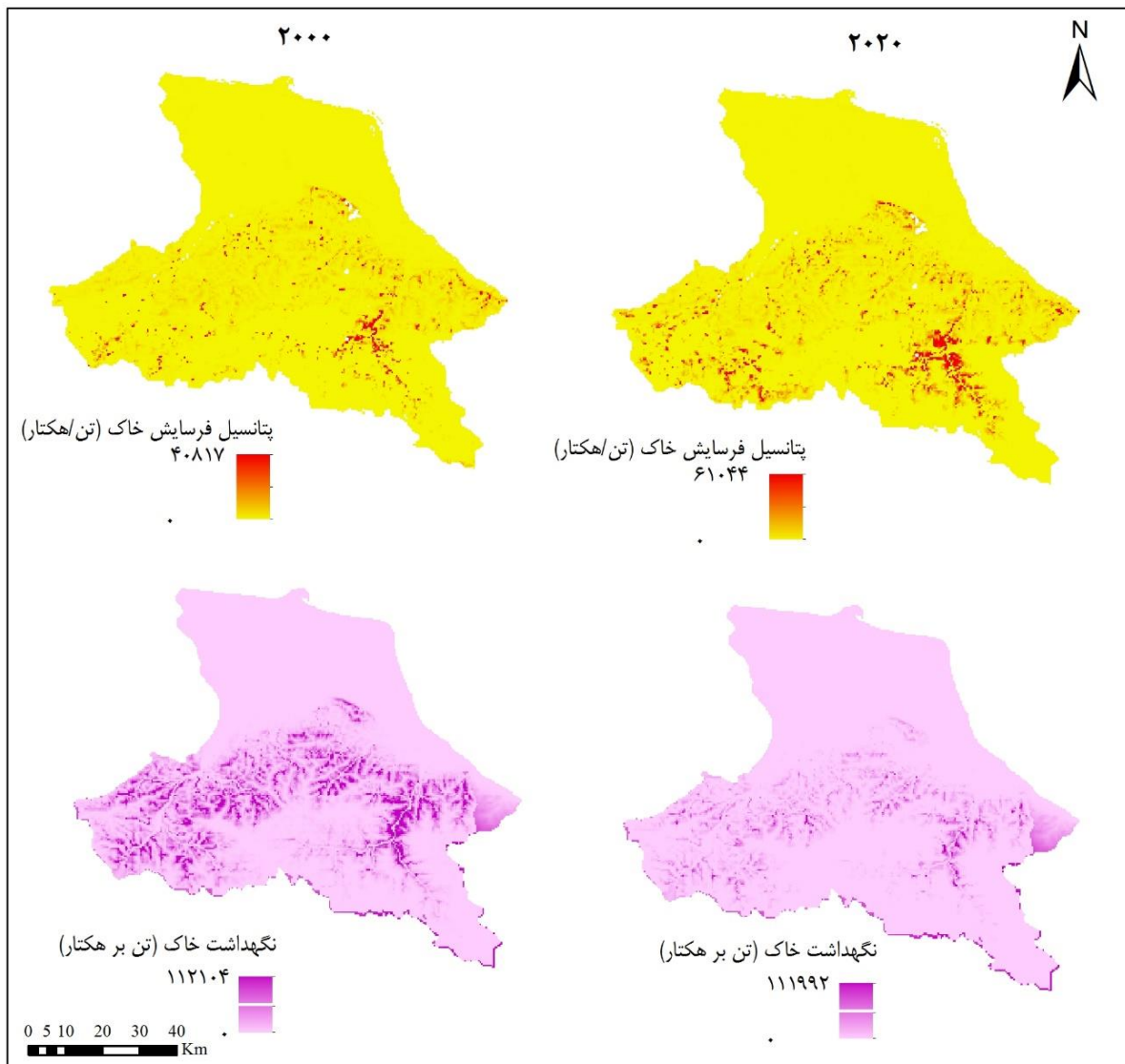
حوضه آبخیز نشان می‌دهد که این فاکتور در سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۰ به ترتیب برابر با ۴۴۷۷۶۹ و ۵۲۰۲۰ تن در کل منطقه می‌باشد. البته لازم به ذکر است که حدود ۹۰ درصد از مناطق، که دارای پتانسیلی کمتر از ۵۰ تن بر هکتار دارند. مسیر آبراهه‌ها در بخش‌های جنوبی منطقه و مناطق جنگلی با ارتفاع بیش از ۱۰۰۰ و شیب بالاتر از ۵۰ درصد، بیشترین پتانسیل را برای از دست دادن و فرسایش خاک و خروج رسوب دارند. اگرچه فرساینده‌گی بالا در این مناطق نسبت به

بر اساس نتایج به دست آمده بیشترین پتانسیل هدر رفت خاک طی بازه زمانی سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۰، به ترتیب برابر است با ۴۰۸۱۷ و ۶۱۰۴۴ تن بر هکتار در سال می‌باشد. این در حالی است که مقدار کل پتانسیل فرسایش خاک در حوضه آبخیز مورد مطالعه در سال‌های مورد بررسی به ترتیب عبارتند از ۷۳۷۵۵۹۰ و ۱۲۶۴۸۶۷۶ تن در کل منطقه مورد مطالعه که معادل با ۱۱/۵ و ۱۹/۸ تن بر هکتار در سال می‌باشد. همچنین بررسی نتایج مجموع خروجی رسوب نیز در

آبخیز می‌باشد. بیشترین میزان ارائه این خدمت نیز در سال‌های موردنظر به ترتیب برابر با ۱۱۲۱۰۴ و ۱۱۱۹۹۲ تن بر هکتار است که با کاهش ۱۱۲ تن بر هکتاری روبه‌رو بوده‌ایم. همان‌طور که در شکل شماره ۶ نمایش داده شده است، بیشترین میزان ارائه این خدمت در مناطق جنگلی با تراکم بالا و حاشیه آبراه‌ها و کمترین میزان آن در اراضی کشاورزی و اراضی ساخته شده پایین دست حوضه ثبت شده‌اند.

نیمه شمالی منطقه مورد مطالعه، کمتر است اما شیب زیاد سبب قدرت تخریب بیشتر خاک می‌گردد. لازم به ذکر است که کمترین میزان پتانسیل فرسایش خاک نیز در مناطقی با شیب کمتر از ۱۰ درصد ثبت مشاهده می‌شود.

میزان نگهداشت سالانه خاک بر اساس رابطه شماره ۵ مدل‌سازی گردید که میزان سالانه آن طی بازه زمانی ۲۰ ساله مورد مطالعه کاهش یافته است. به گونه‌ای که میزان ارائه این خدمت اکوسیستمی در سال ۲۰۰۰ برابر با ۱۲۲۲۴۳۴۰۹ تن و در سال ۲۰۲۰ برابر با ۲۰۳۸۶۵۶۱۶ تن در کل حوضه



شکل ۶. مقدار پتانسیل فرسایش خاک و ارائه خدمت نگهداشت خام در حوضه آبخیز مورد مطالعه در سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۲۰

بحث و نتیجه‌گیری

درک سطح فرسایش خاک، خروج رسوب و نگهداشت خاک برای مدیریت پایدار علم مبتنی بر منابع طبیعی در یک حوضه آبخیز مهم است. در این مطالعه سعی شده است تا توزیع فضایی فرسایش و ظرفیت نگهداری خاک را به‌عنوان یک خدمت اکوسیستمی مهم در بخشی از استان گیلان محاسبه و نقشه‌سازی گردد. نتایج این مطالعه نشان داد که بخش عمده‌ای از فرسایش خاک و خروج رسوب در مناطق شیب‌دار و حاشیه آبراهه‌ها در حوضه به وقوع پیوسته که نشان‌دهنده نقش عوامل توپوگرافی و فیزیکی در این امر است. در وهله دوم عوامل دیگری همچون قدرت فرسایش‌پذیری خاک و فرساینده‌گی باران نیز در این رابطه اهمیت دارد. نکته حائز اهمیت در این میان که در این مطالعه به اثبات رسیده است، نقش پوشش اراضی در میزان فرسایش خاک و انتقال رسوب است. به‌گونه‌ای که در بازه سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰، ۱۲۲۰۰۹۰۷ تن پتانسیل هدر رفت خاک افزایش و ۸۱۶۲۲۲۰۷ تن نگهداشت خاک کاهش یافته است که با توجه به ثابت فرض کردن سایر پارامترهای ورودی مدل، تنها ناشی از تخریب جنگل‌ها و تغییر پوشش اراضی می‌باشد. از این رو تخریب ۹۷۱۴ هکتار از پوشش جنگلی و افزایش ۲۵۱۲۲ هکتاری مساحت اراضی ساخته‌شده، به ترتیب به‌عنوان طبقاتی با بیشترین و کمترین (پس از پوشش آبی) بازده در نگهداشت خاک، مهم‌ترین سهم را در تغییرات این خدمت اکوسیستمی داشته‌اند. از سوی دیگر می‌توان بیان کرد که اگرچه بخش اعظم حوضه سهم کمی در هدررفت کل خاک و خروج رسوب دارد، اما فرسایش و خروج رسوب شدید و بسیار شدید خاک در بخش‌هایی از حوضه با پوشش رویشی کم و شیب زیاد مشاهده می‌گردد. نتایج این بخش از پژوهش با مطالعات Degife و همکاران (Degife et al., 2021). همچنین این مطالعه نشان داد که بخش تقریباً محدودی از حوضه، بیشتر خاک و رسوبی را که پتانسیل فرسایش را دارند، حفظ می‌کند. که در این بین اراضی با شیب کمتر از ۵۰ درصد با پوشش

جنگل‌های هیرکانی، بیشترین نقش را در نگهداشت خاک دارند. این نتیجه نیز در مطالعات Arunyawat و Shrestha (Arunyawat and Bouguerra, 2017) و Jebari به‌دست آمده است (Shrestha, 2016; Bouguerra and Jebari, 2017). از نقطه نظر تفاوت در تراکم پوشش گیاهی نیز نتایج مطالعه نشان می‌دهد که پوشش گیاهی متراکم‌تر و بالغ‌تر قادر است تا نگهداشت خاک را افزایش دهد. نتایج این بخش از تحقیق نیز با مطالعات Kretz و همکاران همخوانی دارد (Kretz et al., 2021). به‌علاوه بر اساس نتایج حاصل‌شده می‌توان بیان کرد که بخش کوچکی از حوضه آبخیز بیشترین تلفات خاک و رسوب را به خود اختصاص داده است. بنابراین، نتایج بر نیاز فوری به اقدامات هدفمند حفاظت از خاک و آب در انواع مختلف برای اطمینان از پایداری منابع حوضه تأکید می‌کند.

با توجه به اینکه امروزه اهمیت کمی‌سازی و نقشه‌سازی خدمات از جمله خدمت نگهداشت خاک بر برنامه‌ریزان و پژوهشگران روشن است و با توجه به اهمیت کسب اطلاعات از موقعیت مکانی ارائه بیشترین خدمت اکوسیستمی با هدف مدیریت این عرصه‌ها، نیاز است تا از مدل‌های مناسب و کارآمد در زمینه بهره‌گرفت. نقشه‌سازی توزیع مکانی خدمت اکوسیستمی نگهداشت خاک نیز، ابزاری مفید برای شناسایی مناطق ارزشمند و دارای اولویت در ارائه این خدمت است. این مطالعه نشان می‌دهد که مدل InVEST برای تخمین فرسایش خاک و عملکرد حفظ رسوب در حوضه‌های آبخیز دارای اطلاعات محدود مفید است و می‌تواند به شناسایی مناطق کانونی و اولویت‌بندی مناطق برای برنامه‌ریزی مؤثر مدیریت پایدار یک حوضه آبخیز کمک کند. Sun و همکاران، Zhou و همکاران و Bouguerra و Jebari نیز در مطالعات خود به این نتیجه دست‌یافته‌اند (Sun et al., 2018; Zhou et al., 2019; Bouguerra and Jebari, 2017). البته این مدل محدودیت‌هایی از جمله عدم در نظر گرفتن فرآیندهای فرسایش و رسوبگذاری شیاری، خندقی و کنار رودخانه‌ای

یادداشت‌ها

- 1- UNEP
- 2- InVEST
- 3- GEE
- 4- NDVI
- 5- Sediment delivery ratio (SDR)
- 6- Universal soil loss equation (USLE)
- 7- connectivity index (IC)
- 8- Rainfall erosivity (R)
- 9- Erodibility (K) Soil
- 10- Vegetation cover-management (C)
- 11- Support practice factor (P)

را دارد. اما از آنجایی که این مدل به حداقل اطلاعات ورودی نیاز داشته و این اطلاعات در دسترس است و از آنجایی که نتایج این مدل کارایی قابل قبولی دارد، در مجموع می‌تواند اطلاعات خوبی را در زمینه مدل‌سازی خدمت مورد نظر در اختیار کاربر قرار دهد. این مطالعه همچنین روشی است در مورد چگونگی سهولت و نظام‌مند کردن برنامه‌ریزی و مدیریت حوضه و اولویت‌بندی مناطق تحت مدیریت و تصمیم‌گیری از طریق استفاده از مدل‌سازی، GIS و ابزار سنجش‌ازدور ارائه می‌دهد.

فهرست منابع

- Ahmadi Mirghaed, F., Souri, B., Mohammadzadeh, M., et al. (2018). Evaluation of the relationship between soil erosion and landscape metrics across Gorgan Watershed in northern Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 190(11), 1-14.
- Arowolo, A. O., Deng, X., Olatunji, O. A., & Obayelu, A. E. (2018). Assessing changes in the value of ecosystem services in response to land-use/land-cover dynamics in Nigeri. *Science of the total Environment*, 636, 597-609.
- Arunyawat, S., & Shrestha, R. P. (2016). Assessing land use change and its impact on ecosystem services in Northern Thailand. *Sustainability*, 8(8), 768.
- Asadolahi, Z. (2015). *Assessing the impact of land use/Land cover change scenarios on supply and interaction of selected ecosystem services (Case study: Gorganrud watershed)* (PhD thesis). University of Gorgan.
- Asadolahi, Z., Salmanmahiny, A., Sakieh, Y., et al. (2018). Dynamic trade-off analysis of multiple ecosystem services under land use change scenarios: Towards putting ecosystem services into planning in Iran. *Ecological complexity*, 36, 250-260.
- Bakker, M. M., Govers, G., & Rounsevell, M. D. (2004). The crop productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena*, 57(1), 55-76.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P, et al. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297(5583), 950-953.
- Bogdan, S.M., Patru-Stupariu, I., & Zaharia, L. (2016). The Assessment of Regulatory Ecosystem Services: The Case of the Sediment Retention Service in a Mountain Landscape in the Southern Romanian Carpathians. *Procedia Environtal Science*, 32, 12-27.
- Boonkaewwan, S. (2018). Impacts of land-use changes on watershed discharge and water quality in a large intensive agricultural area in Thailand AU—Chotpantarat, Srilert. *Hydrol. Scince Journal*, 63, 1386-1407.
- Borselli, L., Cassi, P., & Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75, 268-277.

- Bouguerra, S., & Jebari, S. (2017). Identification and prioritization of sub-watersheds for land and water management using InVEST SDR model: Rmelriver basin, Tunisia. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(15), 1-9.
- Brown, L. C., & Foster, G. R. (1987). Storm Erosivity Using Idealized Intensity Distributions. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 30, 379-386.
- Clerici, N., Cote-Navarro, F., Escobedo, F. J., et al. (2020). Spatio-temporal and cumulative effects of land use-land cover and climate change on two ecosystem services in the Colombian Andes. *Science of the Total Environment*, 685, 1181-1192.
- Degife, A., Worku, H., & Gizaw, S. (2021). Environmental implications of soil erosion and sediment yield in Lake Hawassa watershed, south-central Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 10(1), 1-24.
- Farhan, Y., & Nawaiseh, S. (2015). Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. *Environ Earth Sci*, 74(6), 4649-4669
- Feng, Q., Zhao, W., Hu, X., et al. (2020). Trading-off ecosystem services for better ecological restoration: A case study in the Loess Plateau of China. *Journal of Cleaner Production*, 257, 1-17.
- Fuentes, M., Millard, K., & Laurin, E. (2020). Big geospatial data analysis for Canada's Air Pollutant Emissions Inventory (APEI): using google earth engine to estimate particulate matter from exposed mine disturbance areas. *GIScience & Remote Sensing*, 57(2), 245-257.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.
- Guo, M., Ma, S., Wang, L. J., et al. (2021). Impacts of future climate change and different management scenarios on water-related ecosystem services: A case study in the Jianghuai ecological economic Zone, China. *Ecological Indicators*, 127, 107732-107745.
- Hajjigholizadeh, M., Melesse, A.M., & Fuentes, H.R. (2018). Erosion and Sediment Transport Modelling in Shallow Waters: A Review on Approaches, Models and Applications. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15, 518.
- He, C., Zhang, D., Huang, Q., & Zhao, Y. (2016). Assessing the potential impacts of urban expansion on regional carbon storage by linking the LUSD-urban and InVEST models. *Environmental Modelling & Software*, 75, 44-58.
- Heydari, M., Zahmatkesh Maromi, H., & Karam, A. (2022). Soil erosion hazard Zonation using SLEMSA model in the Ziarat catchment. *Researches in Earth Sciences*, 12(4), 50-67.
- Jiang, C., Li, D., Wang, D., et al. (2016). Quantification and assessment of changes in ecosystem service in the Three-River Headwaters Region, China as a result of climate variability and land cover change. *Ecological Indicators*, 66, 199-211.
- Kepner, W.G., Ramsey, M.M., Brown, E.S., Jarchow, M.E., Dickinson, K.J., & Mark, A.F. (2012). Hydrologic futures: Using scenario analysis to evaluate impacts of forecasted land use change on hydrologic services. *ESA Journal*, 3, 1-25.
- Kilpatrick, A. M., Salkeld, D. J., Titcomb, G., & Micah, B. H. (2017). Conservation of biodiversity as a strategy for improving human health and well-being. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Sciences*, 372, 1-9.

- Kretz, L., Koll, K., Seele-Dilbat, C., van der Plas, F., Weigelt, A., & Wirth, C. (2021). Plant structural diversity alters sediment retention on and underneath herbaceous vegetation in a flume experiment. *PloS one*, *16*(3), e0248320.
- Kumar, L., & Mutanga, O. (2018). Google Earth Engine applications since inception: Usage, trends, and potential. *Remote Sensing*, *10*(10), 1509.
- Li, H.L., Peng, J., Liu, Y.X., & Yi'na, H. (2017). Urbanization impact on landscape patterns in Beijing City, China: a spatial heterogeneity perspective. *Ecological Indicator*, *82*, 50–60.
- Linders, T. E., Bekele, K., Schaffner, U, et al. (2020). The impact of invasive species on social-ecological systems: relating supply and use of selected provisioning ecosystem services. *Ecosystem services*, *41*, 101055-101069.
- Liu, X., Hu, G., Chen, Y., Li, X., Xu, X., Li, S., Pei, F., & Wang, S. (2018). High-resolution multi-temporal mapping of global urban land using Landsat images based on the Google Earth Engine Platform. *Remote sensing of environment*, *209*, 227-239.
- Lü, Y., Fu, B., Feng, X., Zeng, Y., Liu, Y., Chang, R., Sun, G., & Wu, B. (2012). A policy-driven large scale ecological restoration: quantifying ecosystem services changes in the Loess Plateau of China. *PloS one*, *7*(2), 1-10.
- Mazigh, N., Taleb, A., El Bilali, A., & Ballah, A. (2022). The Effect of Erosion Control Practices on the Vulnerability of Soil Degradation in Oued EL Malleh Catchment using the USLE Model Integrated into GIS, Morocco. *Trends in Sciences*, *19*(2), 2059-2059.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis. A report of the millennium ecosystem assessment*. Island Press.
- Nezhadafzali, K., Shahrokhi, M. R., & Bayatani, F. (2019). Assessment soil erosion using RUSLE model and identification the most effective factor in Dekhan watershed basin of southern Kerman. *Journal of Natural Environmental Hazards*, *8*(20), 21-38.
- Nosrati, K., & Jalali, S. (2017). Investigating suspended sediment yield in Ziarat Drainage Basin, Gorgan in different seasons using sediment fingerprinting technique. *Iranian journal of Ecohydrology*, *4*(3), 887-895.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Yu, B., Klik, A., Jae Lim, K., Ballabio, C., et al. (2017). Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific reports*, *7*(1), 1-12.
- Payet, E., Dumas, P., & Pennober, G. (2012). Modélisation de l'érosion hydrique des sols sur un bassin versant du sud-ouest de Madagascar, le Fiherenana. *Vertigo*, *11*, 12591
- Prasuhn, V. (2022). Experience with the assessment of the USLE cover-management factor for arable land compared with long-term measured soil loss in the Swiss Plateau. *Soil and Tillage Research*, *215*, 105199.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*(11), 5242-5247.
- Rocha, G. C. D., & Sparovek, G. (2021). Scientific and technical knowledge of sugarcane cover-management USLE/RUSLE factor. *Scientia Agricola*, *78*, 1-9.

- Sadat, M., Salehi, E., Amiri, M. J., & Ehsani, A.H. (2021). Optimization of landscape structure based on ecological network analysis and graph theory. *Journal of Environmental Studies*, 46(4), 509-524.
- Sadat, M., Zoghi, M., & Malekmohammadi, B. (2020). Spatiotemporal modeling of urban land cover changes and carbon storage ecosystem services: case study in Qaem Shahr County, Iran. *Environment, Development and Sustainability*, 22(8), 8135-8158.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., & et al. (2015). *InVEST 3.0 User's Guide; The Natural Capital Project*. Stanford, CA.
- Shelestov, A., Lavreniuk, M., Kussul, N., Novikov, A., & Skakun, S. (2017). Exploring Google Earth Engine platform for big data processing: Classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. *Frontiers in Earth Science*, 5(17), 1-10.
- Singh, V., Shukla, S., & Singh, A. (2021). The principal factors responsible for biodiversity loss. *Open Journal of Plant Science*, 6(1), 11-14.
- Srichaichana, J., Trisurat, Y., & Ongsomwang, S. (2020). Land use and land cover scenarios for optimum water yield and sediment retention ecosystem services in Klong U-Tapao Watershed, Songkhla Thailand. *Sustainability*, 11(10), 1-22.
- Toumi, S., Meddi, M., Mahé, G., & Brou, Y. T. (2013). Cartographie de l'érosion dans le bassin versant de l'Oued Mina en Algérie par télédétection et SIG'. *Hydrological science journal*, 58, 1542-58.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., et al. (2012) Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138, 74-88.
- Wang, H.W., Kondolf, M., Tullos, D., & Kuo, W.C. (2018). Sediment Management in Taiwan's Reservoirs and Barriers to Implementation. *Water*, 10, 1034.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning* (No. 537). Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Xiong, J., Thenkabail, P. S., Gumma, M. K., Teluguntla, P., Poehnelt, J., Congalton, R. G., Yadav, K & Thau, D. (2017). Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. *Photogrammetry and Remote Sensing*, 126, 225-244.
- Zhou, M., Deng, J., Lin, Y., et al. (2020). Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China. *Science of the total environment*, 686, 38-49. Xu, Z., Peng, J., Dong, J., Liu, Y., Liu, Q., Lyu, D., ... & Zhang, Z. (2022). Spatial correlation between the changes of ecosystem service supply and demand: An ecological zoning approach. *Landscape and Urban Planning*, 217, 104258.
- Zhu, G., Qiu, D., Zhang, Z., et al. (2021). Land-use changes lead to a decrease in carbon storage in arid region, China. *Ecological Indicators*, 127, 1-10.