

Spatial evaluation of the habitats of rangeland medicinal plants and revealing hot spots of plant habitat quality in Kerman province

Malihe Erfani^{1*}  | Tahereh Ardakani² | Fatemeh Jahanishakib³ 

1. Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources, University of Zabol, Zabol, Iran.

2. Department of Environmental Sciences & Engineering, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Ardakan University, Ardakan, Iran.

3. Department of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resources and Environment, University of Birjand, Birjand, Iran.

E-mail: maliheerfani@uoz.ac.ir

Article Info

Abstract

Article type:

Research Article

Article history:

Received: 31 May. 2024

Revised: 16 Aug. 2024

Accepted: 12 Aug. 2024

Published online: 21 Dec. 2024

Keywords:

Ecosystem service,

Habitat,

Medicinal plants,

The Integrated Valuation of

Ecosystem Services and

Tradeoffs (InVEST).

Establishing a balance between protecting and utilizing ecosystem services is a primary challenge in land management. Quantifying ecosystem services and assigning them value to mitigate the impacts of human actions may offer a potential resolution. Among the ecosystem services under significant pressure from exploitation is the quality of plant habitats. This study evaluated plant habitat quality in Kerman Province, focusing on one of its functions: the cultivation of medicinal plants. The InVEST method was used for modeling, with inputs including layers of destructive resources, land use, and tables of threats and sensitivities, while the plant habitat quality map produced as an output has values ranging from 0 to 1. The valuation of the habitat service layer was also conducted according to the allowed harvest price of rangeland medicinal plants. The results showed that valuable habitats are primarily covered by dense grasslands. The habitat hotspots extracted using the Jenks natural breaks algorithm indicated that their area was 3,358,768 hectares, which includes 37% of rangeland land and 1% of the total area of the province. Additionally, according to the value of Moran's index, it has a significant clustered distribution (z-score = 1328.83, p-value = 0.00). Evaluation results showed that the total value of rangeland in the province exceeds 32 billion tomans, with low-density and high-density rangelands valued at 12,053,925,412 and 19,948,204,105 tomans, respectively. The results of this study can serve as an effective decision-support tool for prioritizing areas for conservation and management measures throughout the province.

Cite this article: Erfani, M., Ardakani, T., Jahanishakib, F. (2024). Spatial evaluation of the habitats of rangeland medicinal plants and revealing hot spots of plant habitat quality in Kerman province. *Journal of Range & Watershed Management*, 77 (4), 491-505. DOI: <http://doi.org/10.22059/jrwm.2024.377327.1768>



© The Author(s).

Publisher: University of Tehran Press

ارزشگذاری مکانی رویشگاه‌های گیاهان دارویی مرتعی و آشکارسازی کانون‌های داغ کیفیت رویشگاه در استان کرمان

ملیحه عرفانی^{۱*} | طاهره اردکانی^۲ | فاطمه جهانی شکیب^۳

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل، زابل، ایران
 ۲. گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان، اردکان، ایران
 ۳. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران
 رایانامه: maliheerfani@uoz.ac.ir

اطلاعات مقاله

چکیده

نوع مقاله:

مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۳/۱۱

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۰۵/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۵/۲۲

تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۱۰/۰۱

کلیدواژه‌ها:

خدمات اکوسیستمی،

رویشگاه،

گیاهان دارویی،

InVEST

همواره برقراری موازنه بین حفاظت و بهره‌برداری از خدمات اکوسیستم یکی چالش‌های اساسی مدیریت سرزمین است. در این زمینه تعیین کمیت خدمات اکوسیستمی و ارزشگذاری آن جهت کاهش اثرات فعالیت‌های انسانی می‌تواند راهگشا باشد. یکی از خدمات ارزشمند اکوسیستمی که با فشار بالای بهره‌برداری مواجه است، کیفیت رویشگاه است. در مطالعه حاضر جهت ارزشگذاری کیفیت رویشگاه در استان کرمان، یکی از کارکردهای مصرفی آن که تولید گیاهان دارویی است در نظر گرفته شد. روش به کار رفته جهت مدل‌سازی InVEST بوده که ورودی‌های آن لایه‌های منابع تخریب، کاربری اراضی و جداول منابع تهدید و حساسیت است و نقشه کیفیت رویشگاه به عنوان خروجی آن دارای ارزش‌هایی در دامنه ۰ تا ۱ است. ارزشگذاری لایه خدمت رویشگاه با توجه به قیمت برداشت مجاز گیاهان دارویی مرتعی انجام شد. نتایج نشان داد که بارزترین رویشگاه‌ها عمدتاً دارای پوشش اراضی مراتع پرتراکم است. کانون‌های داغ رویشگاهی استخراج شده با الگوریتم شکست طبیعی جنک نشان داد که مساحت آنها ۳۳۵۸۷۶۸ هکتار بوده که ۳۷ درصد از اراضی مرتعی و یک درصد از مساحت کل استان را شامل می‌شود. همچنین کانون‌های داغ با توجه به مقدار شاخص جهانی Moran به طور معنی‌داری دارای پراکنش خوشه‌ای هستند ($z\text{-score} = 1328.83$, $p\text{-value} = 0.00$). نتایج ارزشگذاری نشان داد که ارزش کل مراتع استان بیش از ۳۲ میلیارد تومان است که سهم مراتع کم‌تراکم ۱۲۰۵۳۹۲۵۴۱۲ و مراتع پرتراکم ۱۹۹۴۸۲۰۴۱۰۵ تومان است. نتایج این مطالعه می‌تواند به عنوان یک ابزار پشتیبانی تصمیم‌گیری موثر برای اولویت‌بندی مناطق برای اقدامات حفاظتی و مدیریت در تمام استان استفاده شود.

استناد: عرفانی؛ ملیحه، اردکانی؛ طاهره، جهانی شکیب؛ فاطمه (۱۴۰۳). ارزشگذاری مکانی رویشگاه‌های گیاهان دارویی مرتعی و آشکارسازی کانون‌های داغ کیفیت رویشگاه در استان کرمان.

نشریه مرتع و آبخیزداری، ۷۷(۴)، ۵۰۵-۴۹۱.

DOI: <http://doi.org/10.22059/jrwm.2024.377327.1768>



© نویسندگان.

ناشر: انتشارات دانشگاه تهران.

۱. مقدمه

منابع طبیعی و خدمات اکوسیستم تأثیر مثبت و قابل توجهی بر رشد اقتصادی دارند (Haseeb et al., 2021)، اما همواره تنشی ذاتی و اساسی بین توسعه اقتصادی و حفظ خدمات اکوسیستم وجود دارد (Scarlett & Boyd, 2015). از این رو توجه به چالش‌های محیط زیستی و نگاه اقتصادی به کمیابی منابع طبیعی از دهه ۱۹۵۰ مورد توجه قرار گرفته است (Barbier, 2021). در میان خدمات و مواهب اکوسیستم‌ها، یکی از خدمات اکوسیستم که به شدت مورد بهره‌برداری و تخریب قرار گرفته است، کیفیت رویشگاه است که در مطالعه حاضر با تأکید بر گونه‌های گیاهی دارویی بررسی شده است و از این رو جهت تمایز آن از زیستگاه گونه‌های جانوری، از واژه خدمات رویشگاه به جای خدمت زیستگاه در ادامه متن استفاده شده است. قابلیت اکوسیستم در آماده‌سازی شرایط مناسب جهت دسترسی به منابع برای تداوم افراد و جمعیت‌ها تحت عنوان کیفیت رویشگاه بیان می‌شود که نماینده‌ای برای تنوع زیستی یک منطقه است (Hall et al., 1997). ارزیابی وضعیت کیفیت رویشگاه تحت تأثیر تغییر کاربری اراضی و فعالیت‌های انسانی اهمیت زیادی در ایجاد تعادل بین حفاظت از محیط زیست طبیعی و توسعه سریع اقتصادی دارد (Wu et al., 2021). همچنین مطالعه کیفیت رویشگاه نقش کلیدی در استخراج پویایی فضایی سیماهای ازهم گسیخته و ارزیابی اثربخشی تدابیر حفاظت پایدار تنوع زیستی دارد (Thomas et al., 2001). مطالعاتی نیز رابطه مستقیم خطی بین تنوع گونه‌ای و تولید اکوسیستم، تولید زیست‌توده و چرخه عناصر غذایی و غیره را اثبات کرده‌اند (Haines-Young & Potschin, 2010). عملکردهای رویشگاهی به دو عملکرد فرعی مجزا شامل عملکرد پناهگاهی^۱ و خزانه‌ای^۲ تقسیم می‌شود که به ترتیب به نقش رویشگاه در حفظ تنوع زیستی و ایجاد زمینه پرورش گونه‌های قابل بهره‌برداری اشاره دارد (De Groot et al., 2002).

خدمت رویشگاه، یک خدمت اکوسیستمی حیاتی است که با سایر خدمات اکوسیستم مرتبط است (Li et al., 2021; Mace et al., 2012; Penvern et al., 2019) و به صورت مستقیم و یا غیرمستقیم بر بقاء، کیفیت زندگی و رفاه انسان موثر است (Wu et al., 2021). از این رو حفظ بقای انسان مستلزم حفظ سرزمین و بهره‌برداری از خدمات اکوسیستمی است، اما بسیاری از این مواهب قابل تبدیل به ارزش‌های ریالی نبوده و رایگان پنداشته می‌شوند (Abdollahi & Ildoromi, 2022). در این رابطه ارزشگذاری خدمات اکوسیستم می‌تواند به خوبی ارزش حفاظت از اکوسیستم را برآورد کند، چرا که علاوه بر نشان دادن ارزش کنونی، ارزش سودمندی آینده اکوسیستم را نیز نشان می‌دهد (Abdollahi & Ildoromi, 2022; Mashizi et al., 2019).

بررسی صورت گرفته بر روی مطالعات انجام شده در زمینه خدمت رویشگاهی نشان داد که این گونه مطالعات را می‌توان به دو دسته گونه محور و رویشگاه محور تقسیم‌بندی کرد. مطالعات گونه محور از نظر سابقه و تعداد در ایران و خارج از کشور پرشمار بوده، از این رو با توجه به منطقه و موضوع مورد مطالعه در ادامه به تعدادی از این مطالعات در کشور اشاره شده است. در پژوهشی از روش حداکثر آنتروپی با استفاده از متغیرهای محیطی برای پیش‌بینی پراکنش سه گونه گیاهی در مراتع بیابانی استفاده شد (Zare & Piri, 2016)، همچنین ارزیابی مکانی رویشگاه بالقوه گیاه دارویی آنغوزه در منطقه چترود کرمان با استفاده از روش‌های ارزیابی چند متغیره هم مصداق این موضوع است (Saadatfar et al., 2019). نمونه دیگر مطالعات نیز جهت مدل‌سازی پراکنش مکانی رویشگاه گونه دارویی قره‌قات با استفاده از روش‌های زمین آماری انجام شد (Azizi Kalesar et al., 2021). برخی محققان نیز هفت مدل یادگیری ماشینی را برای مدل‌سازی مناسب رویشگاه گیاه دارویی *Ferula gummosa* استفاده کردند (Mohammady et al., 2021). در پژوهشی دیگر ارزیابی قابلیت بهره‌برداری از گیاهان دارویی در ۱۲ رویشگاه معرف مناطق نیمه استپی طبق دستورالعمل FAO و به روش عامل محدودکننده انجام شد (Motamedi et al., 2022).

در نقطه مقابل مطالعات گونه محور، مطالعاتی است که رویشگاه محور هستند. این گونه مطالعات بسیار محدودتر از مطالعات گونه محور هستند و نمونه مشابه در ایران برای گونه‌های گیاهی ندارند. از این رو در ادامه به نمونه‌هایی از آنها در خارج از کشور با کمک مدل

¹ Refugium Function

² Nursery Function

کیفیت رویشگاه بسته نرم‌افزاری ارزشگذاری یکپارچه خدمات اکوسیستم و همکنشی میان خدمات (InVEST¹) (Sharp et al., 2016) انجام شده است، اشاره شده است. در پژوهشی ارزیابی مکانی رویشگاه‌های خشکی و آبی در منطقه مدیترانه نشان داد که کیفیت رویشگاه با غنای گیاهان آوندی همبستگی دارد (Terrado et al., 2016). برخی از محققان وضعیت حفاظت از رویشگاه‌های طبیعی آזור^۲، در جزیره Pico مرتع را بررسی کردند و نشان دادند که در ارتفاعات بالاتر، رویشگاه‌های بهتری به دلیل عدم وجود گونه‌های مهاجم بیگانه و چراگاه‌ها ظاهر می‌شوند (Moreira et al., 2018). در مطالعه‌ای دیگر در کوه‌های غرب چین نشان داده شد که تنوع زیستی گیاهی بالاتر عمدتاً در منطقه ذخیره‌گاه طبیعی ملی و منطقه جنگلی توزیع شده‌اند (Gong et al., 2019). در تحقیقی دیگر در ذخیره‌گاه زیست‌کره Kaffa نشان داده شد که کیفیت رویشگاه روندی کاهشی داشته که به علت دخالت‌های انسانی و تکه‌تکه شدن جنگل است (Mengist et al., 2021). در مطالعه انجام شده در شهر Fuzhou نشان داده شد که مناطق با کیفیت رویشگاه بالاتر عمدتاً در اکوسیستم‌های جنگلی، تالاب و مرتع متمرکز بودند. لکه‌های با کیفیت رویشگاه پایین‌تر نیز در شهرها و حاشیه آن‌ها پراکنده بودند (Wang et al., 2022). ارزیابی کیفیت رویشگاه در جزیره Haitan چین نیز نشان داد که توزیع کیفیت رویشگاه ناهمگون و به صورت خوشه‌ای است. نقاط داغ نیز عمدتاً در مناطق جنگلی و تالابی و خوشه‌های کم ارزش بیشتر در مناطق شهری یافت شدند (Huang et al., 2023). مرور منابع نشان می‌دهد استفاده از مدل InVEST در مدل‌سازی کیفیت رویشگاه بسیار مورد توجه بوده که به علت مزایای متعدد این روش است (Gong et al., 2019; Huang et al., 2023; Li et al., 2021; Moreira et al., 2018; Nematollahi et al., 2020; Wang et al., 2022; Wu et al., 2021; Zare & Piri, 2016). این روش متغیرهای توصیفی مهم را با قدرت پیش‌بینی بالاتر از رگرسیون کلاسیک شناسایی می‌کند و می‌تواند با وجود توزیع‌های غیر نرمال، واریانس ناهمگن، روابط غیرخطی و پیچیده بین متغیرها نیز کارایی داشته باشند (Palacio, 2018). محدودیت‌های این روش نیز در انتخاب داده‌های ورودی و فرضیات مربوط به گونه‌های مورد مطالعه و رویشگاه آنها است (Hodgdon et al., 2021).

در رابطه با ارزشگذاری اقتصادی خدمات رویشگاهی مطالعات اندکی صورت گرفته است. نمونه‌هایی از این مطالعات، ارزیابی کیفیت رویشگاه حرا با مدل InVEST و ارزشگذاری اقتصادی آن از طریق روش تمایل به پرداخت در اندونزی (Marlianingrum et al., 2021) و همچنین ارزشگذاری گیاه باریجه با توجه به قابلیت تولید شیرابه است (Vardian et al., 2021).

استان کرمان به دلیل وسعت زیاد و برخورداری از تنوع ژئومورفولوژی و اقلیمی، از تنوعی از شرایط رویشگاهی برخوردار است که به شدت مورد تخریب انسانی قرار گرفته است. بنابراین این مطالعه با هدف ارزشگذاری اقتصادی کیفیت رویشگاه‌های گیاهان دارویی استان کرمان با رویکرد تهیه نقشه خدمات اکوسیستمی انجام شد. نوآوری این مطالعه در ادغام دو رویکرد گونه محور و رویشگاه محور در قالب یک مطالعه است. همچنین مطالعه حاضر نخستین تلاش برای ارزشگذاری اقتصادی به صورت نقشه‌ای و مکاندار در مقیاس پیکسل برای گیاهان دارویی در ایران است.

۲. مواد و روش‌ها

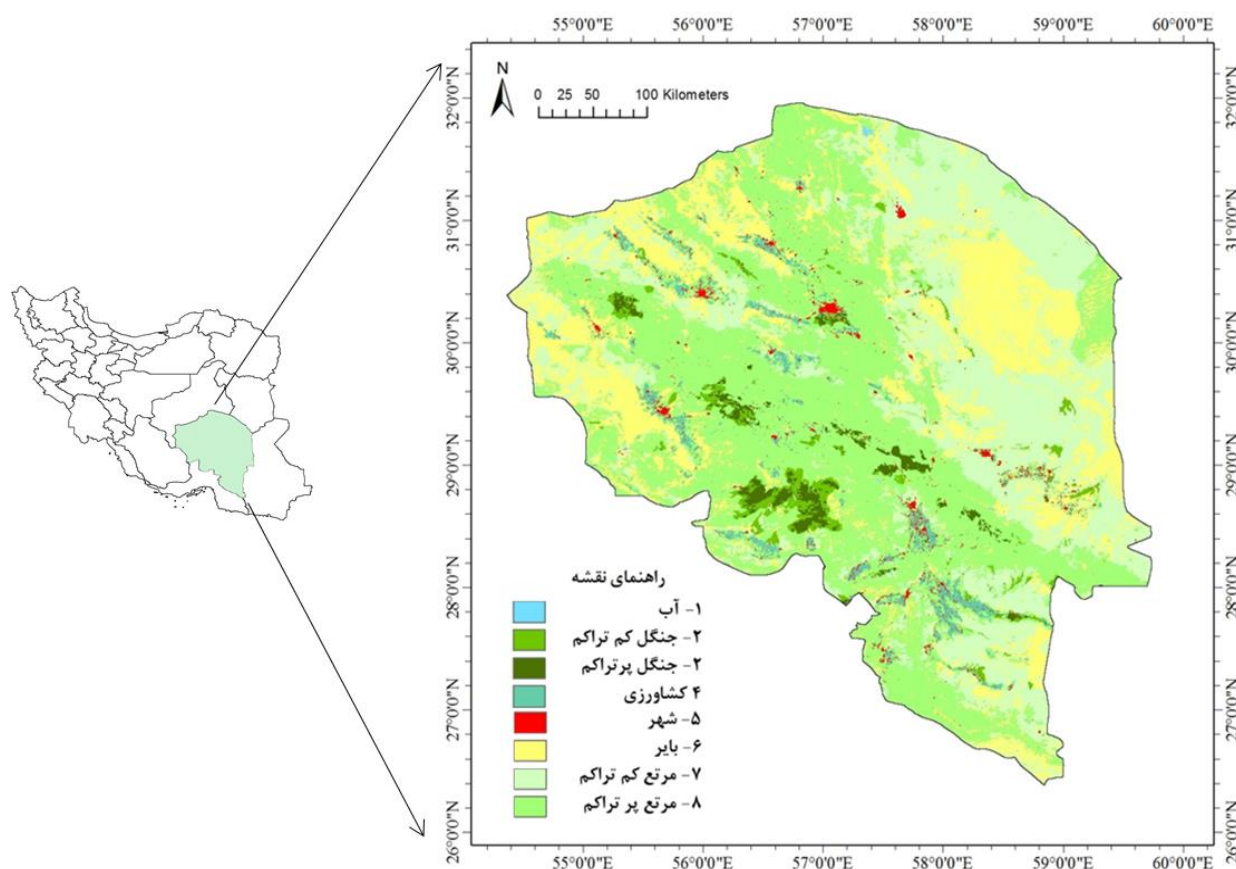
۲-۱. منطقه مورد مطالعه

استان کرمان با مساحت ۱/۱۸ میلیون هکتار در حاشیه کویر مرکزی ایران قرار گرفته است. این استان در محدوده بین ۲۵ درجه و ۵۵ دقیقه تا ۳۲ درجه عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۲۶ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۲۹ دقیقه طول شرقی قرار دارد و اراضی مرتعی و بایر تیپ عمده کاربری اراضی استان را تشکیل می‌دهد (شکل ۱). جمعیت آن در سال ۱۳۹۵ و بر اساس آمار مرکز آمار ایران برابر با ۳۱۶۴۷۱۸ نفر بوده است (The Statistical Centre of Iran, 2016). تنوع توپوگرافی و اقلیمی این استان منجر به پیدایش زیستگاه‌ها و رویشگاه‌های

¹ Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs

² Azorean natural habitats

مناسبی برای گونه‌های جانوری و گیاهی مختلف شده است. اکثر مناطق استان دارای پوشش گیاهی از نوع استپ - بیابانی و نیمه‌بیابانی بوده و مناطق رویشی آن شامل ایران و تورانی و خلیجی - عمانی است. تعداد بسیار زیاد گونه‌های گیاهی استان کرمان به خوبی غنای بوم شناختی آن را نشان می‌دهد. به طوری که تا کنون بیش از ۱۳۵۰ گونه گیاهی از این استان شناسایی شده است که تعداد ۳۸۵ گونه آن یعنی معادل ۲۴/۴ درصد آن گونه‌های دارویی و اسانس‌دار بوده است و بیش از ۱۰ درصد آن گونه‌های نادر و یا در معرض خطر انقراض است. آنگوزه، وشا، آویشن، آلاله، ریواس، کرفس، شیرین بیان، سنبل الطیب، کور، اسطوخدوس، بنه، زیره، گز شه‌داد، کتیرا، سوسن‌بر، کاکوتی، مریم نخودی، شریر، شاتره، بومادران، درمنه، شکر تیغال، شنگ، منداب، چشم خروس دانه‌ریز، چتر گندمی، البنج، کمای ایرانی، کلاه میرحسن، ورک، بادام کوهی، کتان، شیر وله، فریفیون، ترتیزک، خردل، نعناع و شقایق از مهم‌ترین گیاهان دارویی استان هستند (University Jihad of Kerman Province, 2015).



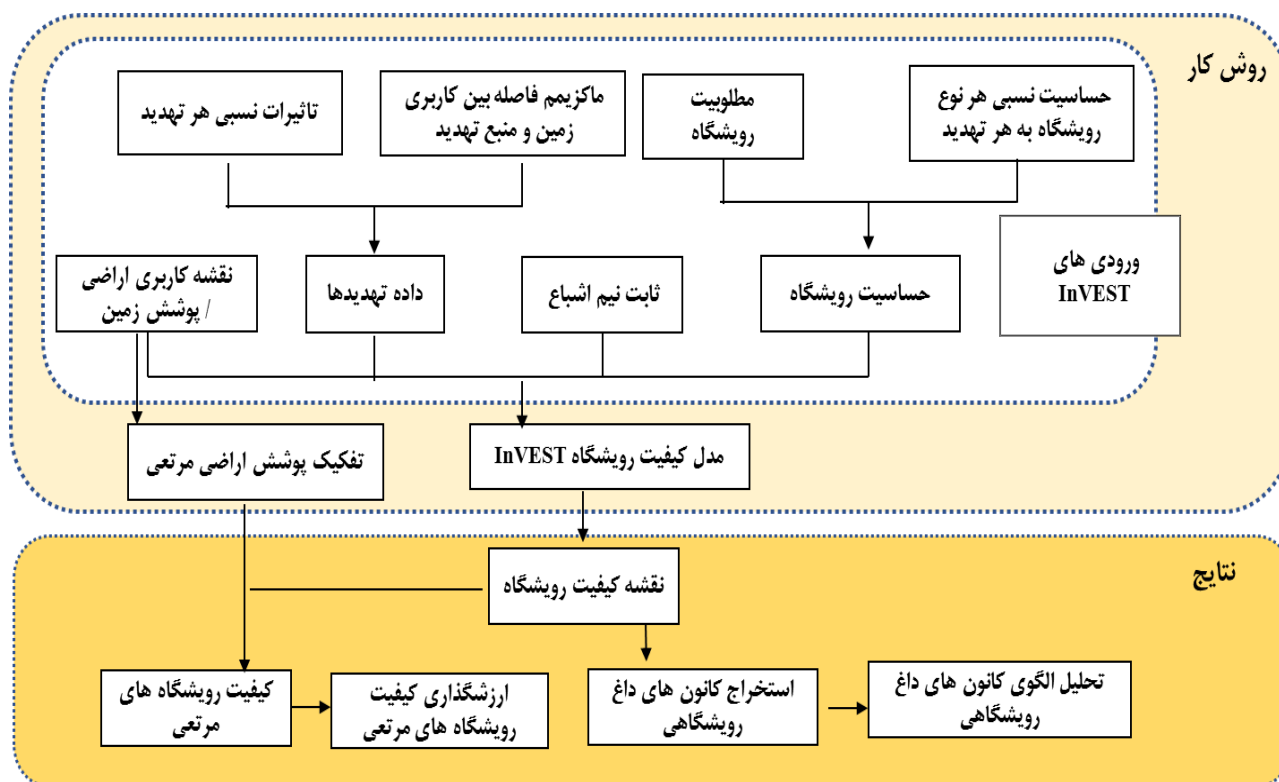
شکل ۱. موقعیت استان کرمان و انواع کاربری / پوشش اراضی آن

۲-۲. روش مطالعه

این پژوهش در سه گام انجام شد. در گام اول مدل‌سازی کیفیت رویشگاه با کمک مدل InVEST انجام شد که در گام بعد با استفاده از داده‌های اقتصادی مربوط به برداشت مجاز گیاهان دارویی ارزشگذاری شد. در گام آخر نیز کانون‌های داغ رویشگاهی استخراج و توزیع فضایی آنها از نظر آماری بررسی گردید.

۲-۱-۲. مدل سازی کیفیت رویشگاه

در این مطالعه مدل کیفیت رویشگاه InVEST با استفاده از بخش مدل سازی خدمات اکوسیستم نرم افزار TerrSet در استان کرمان برای گیاهان دارویی طبق چارچوب شکل ۲ استفاده شد. برای این منظور از نقشه های پایه مورد نیاز شامل نقشه کاربری اراضی و منابع تهدید (مناطق صنعتی، معادن، مناطق مسکونی، جاده ها و اراضی کشاورزی) از اداره کل حفاظت محیط زیست استان کرمان تهیه شد. همچنین لایه ذخیره گاه های جنگلی استان نیز از اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان تهیه شد و جهت نشان دادن میزان دسترسی در قالب لایه وکتوری وارد مدل شد.



شکل ۲. فلوجارت روش تحقیق

پس از تهیه لایه های نقشه ای منابع تهدید، جدولی از تهدیدهای انسانی موجود در منطقه تهیه شد که در آن اهمیت نسبی یا وزن هر تهدید در دامنه صفر تا یک و حداکثر فاصله اثر هر عامل تهدید به کیلومتر وارد شد. اثر تهدید r (تغییر)، بر یک پیکسل رویشگاهی x را با i_{rxy} نشان می دهند که بر اساس رابطه (۱) برآورد می گردد.

$$i_{rxy} = 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{r \max}} \right) \quad \text{رابطه (۱)}$$

در معادله (۱) مقدار فاصله خطی بین پیکسل های x و y و $d_{r \max}$ حداکثر فاصله اثرگذاری یک عامل تهدید بر روی کیفیت رویشگاه است. در جدولی دیگر حساسیت نسبی هر تیپ رویشگاهی نسبت به هر یک از عوامل تهدید تعیین گردید. به این ترتیب عددی به انواع کاربری اراضی موجود در استان کرمان در بازه صفر تا یک با توجه به میزان حساسیتشان به عوامل تهدید اختصاص یافت S_{ij} . ($S_{ij} \in [0,1]$). S_{ij} حساسیت کاربری اراضی j (تیپ رویشگاه j) را نسبت به عامل تهدید r نشان می دهد که عدد یک بیشترین حساسیت

و بالعکس عدد صفر کمترین حساسیت را نشان می‌دهد. فرض مدل InVEST این است که حساسیت بیشتر یک تیپ رویشگاهی نسبت به یک عامل تهدید، منجر به تخریب بیشتر آن تیپ رویشگاه می‌شود. بنابراین، سطح تهدید کلی D_{xj} در سلول x با کاربری اراضی یا تیپ رویشگاهی j عبارت است از (رابطه ۲):

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left(\frac{\omega_r}{\sum_{r=1}^R \omega_r} \right) \Gamma_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (\text{رابطه ۲})$$

در معادله (۲)، R تعداد عوامل تهدیدکننده، Y_r تعداد پیکسل‌های نقشه r ، اهمیت نسبی تهدید r Γ_y اثر تهدید r در پیکسل y ، i_{rxy} اثر تهدید r در پیکسل y بر روی پیکسل x رویشگاه، B_x میزان دسترسی به پیکسل x و S_{jr} حساسیت نسبی هر رویشگاه به تهدید مربوطه را نشان می‌دهد.

در این مطالعه از ده متخصص با پیشینه مختلف مطالعات در خصوص بوم‌شناسی تجربی، مدل‌سازی بوم‌شناختی و ارزیابی اثرات بوم‌شناختی مطابق با مطالعه نعمت الهی و همکاران خواسته شد تا مقادیری را برای پارامترهای مدل در دو جدول تهدیدهای انسانی و حساسیت نسبی هر تیپ رویشگاهی نسبت به هر یک از عوامل تهدید پیشنهاد کنند (Nematollahi et al., 2020). از میانگین نظرات آنها به عنوان ورودی‌های مدل استفاده شد.

در ادامه میزان تخریب رخ داده در هر پیکسل با استفاده از تابع نیم اشباع، کیفیت رویشگاه را تعیین می‌کند. هر چه میزان تخریب رخ داده افزایش یابد، کیفیت رویشگاه با کاهش بیشتری مواجه می‌شود. کیفیت رویشگاه در سلول x که در کاربری / پوشش اراضی j قرار دارد با Q_{xj} نشان داده می‌شود (رابطه ۳):

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad (\text{رابطه ۳})$$

در معادله (۳) مطلوبیت رویشگاه در کاربری / پوشش اراضی j ، D_{xj}^z نشان دهنده سطح تهدید در پیکسل x کاربری / پوشش اراضی j ، K مقدار ثابت نیم اشباع و z عدد ثابت ۲/۵ است. با اجرای مدل، میزان تخریب در هر سلول تعیین و نصف بیشترین میزان تخریب، ثابت k را مشخص می‌کند که در این پژوهش با اجرای مدل مقدار K ، ۰/۱ در نظر گرفته شد. این عدد میزان گسترش یافتن یا متمرکز بودن امتیازات کیفیت رویشگاهی را تعیین می‌کند.

۲-۲-۲. ارزشگذاری اقتصادی رویشگاه‌های استان کرمان

جهت ارزشگذاری رویشگاه‌های استان، ارزش کل رویشگاه‌های استان از نظر گیاهان دارویی از اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان بر اساس قراردادهای بهره‌برداری استعلام شد که معادل ۳۲ میلیارد تومان برای سال ۱۴۰۰ برآورد گردید. در ادامه با کمک رابطه (۴) ارزش به دست آمده از کیفیت رویشگاه تبدیل به ارزش تومانی شد:

(رابطه ۴)

ارزش اقتصادی هر پیکسل = ارزش حاصل از اجرای مدل اینوست * (ارزش اقتصادی کل مراتع / ارزش کل پیکسل‌های مرتعی)

۲-۲-۳. کانون‌های داغ رویشگاهی و ارزیابی توزیع فضایی آنها

در این مطالعه از روش طبقه‌بندی به روش شکست طبیعی جنک جهت تفکیک کانون‌های داغ رویشگاهی استفاده شد. این روش بر اساس شکست‌هایی که به طور طبیعی در فروانی نسبی داده‌ها وجود دارد، عمل نموده به نحوی که داده‌هایی که بیشترین شباهت را با

یکدیگر دارند در یک طبقه قرار گیرند (Wu et al., 2021).

پس از تفکیک کانون‌های داغ رویشگاهی جهت بررسی توزیع فضایی آنها از شاخص جهانی Moran استفاده شد. دامنه عددی شاخص جهانی Moran بین ۱- تا ۱ بوده، که مقادیر کمتر از صفر نشان دهنده توزیع پراکنده ویژگی (یعنی ارزش ارزیابی کیفیت رویشگاه)، مقدار بیشتر از صفر نشان دهنده روند تک قطبی (خوشه‌ای) در فضا، و مقدار صفر نشان می‌دهد که همبستگی فضایی معناداری بین واحدهای ویژگی در منطقه مورد مطالعه وجود ندارد (Huang et al., 2023).

۳. یافته‌های پژوهش

مطابق با روش تحقیق، یافته‌های پژوهش نیز در سه بخش نتایج مدل‌سازی کیفیت رویشگاه، ارزش‌گذاری آن و نتایج کانون‌های داغ رویشگاهی و نحوه توزیع فضایی آنها ارائه شد.

۳-۱. نتایج مدل‌سازی خدمت کیفیت رویشگاهی

عوامل تهدید انسانی موثر بر کیفیت رویشگاه استان کرمان در نه گروه قرار گرفتند (جدول ۱). وزن و حداکثر فاصله اثرگذاری هر یک از تهدیدات بر کیفیت رویشگاه در این جدول درج شده است.

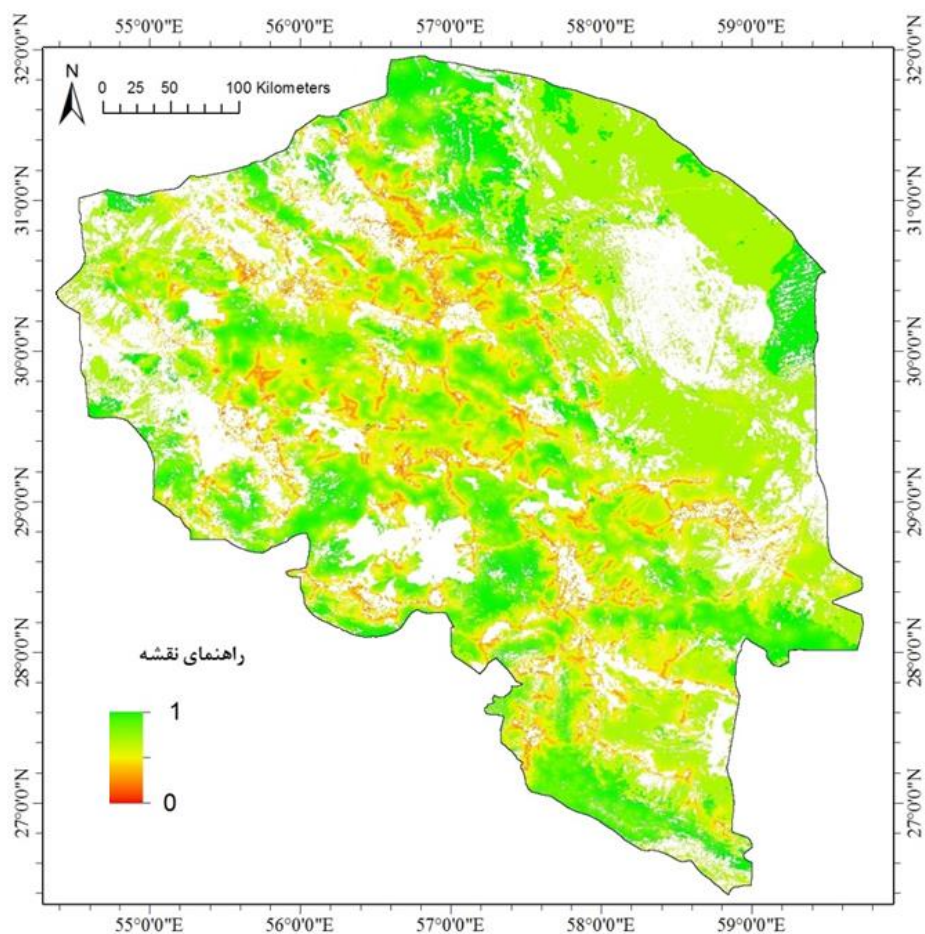
جدول ۱. منابع تهدید، فاصله اثرگذاری و وزن آنها برای مدل کیفیت رویشگاه

منابع تهدید	فاصله اثرگذاری (کیلومتر)	وزن
مناطق صنعتی	۸	۰/۳
معادن	۱۰	۰/۴
شهر	۵	۰/۸
روستا	۲۰	۱
بزرگراه‌ها (تیپ ۱-بافر ۶۰ متر)	۱	۰/۱
جاده درجه یک و دو (تیپ دو و سه- بافر ۳۸ و ۲۲/۵ متر)	۲	۰/۴
جاده درجه سه و چهار (تیپ چهار و پنج بافر ۱۷/۵ و ۱۲/۵)	۳	۰/۹
اراضی کشاورزی	۱۰	۱
خطوط راه آهن	۱	۰/۱

جدول ۲ حساسیت هر تیپ رویشگاه را به منابع تهدید مورد نظر در منطقه مورد مطالعه و مطلوبیت رویشگاه را نشان می‌دهد. ارزش بالاتر بیانگر حساسیت بیشتر هر تیپ رویشگاهی به منابع تهدید است. بر این اساس مطلوبیت رویشگاهی جنگل انبوه و مراتع متراکم و نسبت به سایر پوشش اراضی بالاتر بوده و برآیند اثرات منابع تهدید نیز بر این رویشگاه بیشتر از سایر پوشش اراضی است. ذخیره‌گاه‌های جنگلی جهت نشان دادن مناطقی که دسترسی دام به آن مجاز نیست و مورد حفاظت قرار می‌گیرد برای خدمت رویشگاه با میزان دسترسی ۰/۰۱ در نظر گرفته شد و سایر مناطق حداکثر میزان دسترسی یعنی ۱ دریافت کرد. نتیجه مدل‌سازی خدمت کیفیت رویشگاه با تاکید بر گونه‌های گیاهی و با بهره‌گیری از مدل InVEST در شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود وسعت زیادی از استان دارای ارزش رویشگاهی متوسط به بالا است. جدول ۳ عرضه این خدمت را در طبقات پوشش اراضی نشان می‌دهند که طبق انتظار مراتع و جنگل‌های پرتراکم بالاترین میزان ارزش رویشگاهی را دارا هستند.

جدول ۲. میزان حساسیت هر تیپ کاربری اراضی به منابع تهدید و مطلوبیت رویشگاه

ردیف	تیپ رویشگاه	منابع تهدید						مناطق صنعتی	معدن	شهر	روستا	بزرگراه‌ها	جاده درجه		ارضی کشاورزی	راه آهن	مطلوبیت رویشگاه
		۲ و ۳	۱ و ۲														
۱	دق	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰
۲	جنگل تنک	۰/۲	۰/۱۸	۰/۱۱	۰/۱۶	۰/۱	۰/۱۵	۰/۱۶	۰/۱۱	۰/۱	۰/۱۶	۰/۱۵	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۱	۰/۱۹	
۳	جنگل انبوه	۰/۳	۰/۹	۰/۱۱	۰/۱۷	۰/۲	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۱۱	۰/۱	۰/۲	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۱۷	۰/۱	۱	
۴	کشاورزی	۰/۵	۰/۸	۰/۲	۰	۰	۰	۰	۰/۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰/۳	
۵	شهر	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	
۶	بایر	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	
۷	مراتع کم تراکم	۰/۳	۰/۸	۰/۴	۰/۱۷	۰/۱	۰/۱۵	۰/۱۷	۰/۴	۰/۱۷	۰/۱	۰/۱۵	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۱	۰/۷	
۸	مراتع متراکم	۰/۴	۰/۹	۰/۵	۰/۱۸	۰/۲	۰/۱۶	۰/۱۸	۰/۵	۰/۱۸	۰/۲	۰/۱۶	۰/۱۷	۰/۱۷	۰/۱	۱	



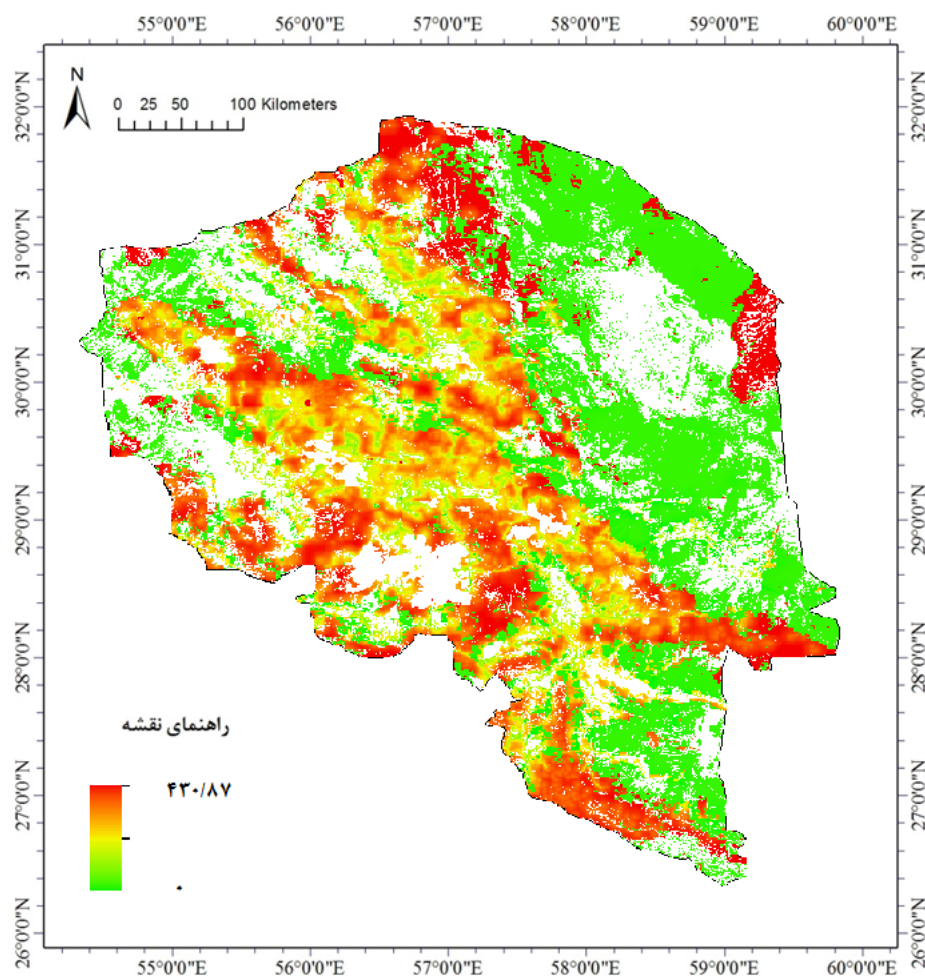
شکل ۳. خدمت رویشگاهی استان کرمان

جدول ۳. خدمات رویشگاهی استان کرمان در طبقات پوشش اراضی

نوع کاربری	آب	جنگل کم تراکم	جنگل پرتراکم	کشاورزی	شهر	بایر	مرتع کم تراکم	مرتع پرتراکم	کل استان
میانگین	۰	۰/۷۸	۰/۸۲	۰/۲۹	۰	۰	۰/۶۴	۰/۷۳	۰/۲۷
انحراف معیار	۰	۰/۱	۰/۱۳	۰/۰۱	۰	۰	۰/۰۹	۰/۲۱	۰/۳۶

۳-۲. ارزشگذاری خدمت کیفیت رویشگاه در مرتع

با توجه به دسترس بودن داده‌های گیاهان دارویی مرتعی، از نقشه کاربری اراضی استان، مناطق مرتعی جدا شده و ارزشگذاری با اعمال معادله (۴) روی مراتع استان انجام شد. شکل ۴ نقشه ارزشگذاری شده این خدمت اکوسیستمی را نشان می‌دهد و جدول ۴ ارزش اقتصادی این خدمت را به تفکیک طبقه کاربری اراضی (مرتع کم تراکم و پرتراکم) نشان می‌دهند. بر اساس این جدول ارزش کل پیکسل‌های مرتعی حدود ۳۲ میلیارد تومان است.



شکل ۴. ارزش اقتصادی رویشگاه‌های مرتعی استان کرمان (تومان در پیکسل)

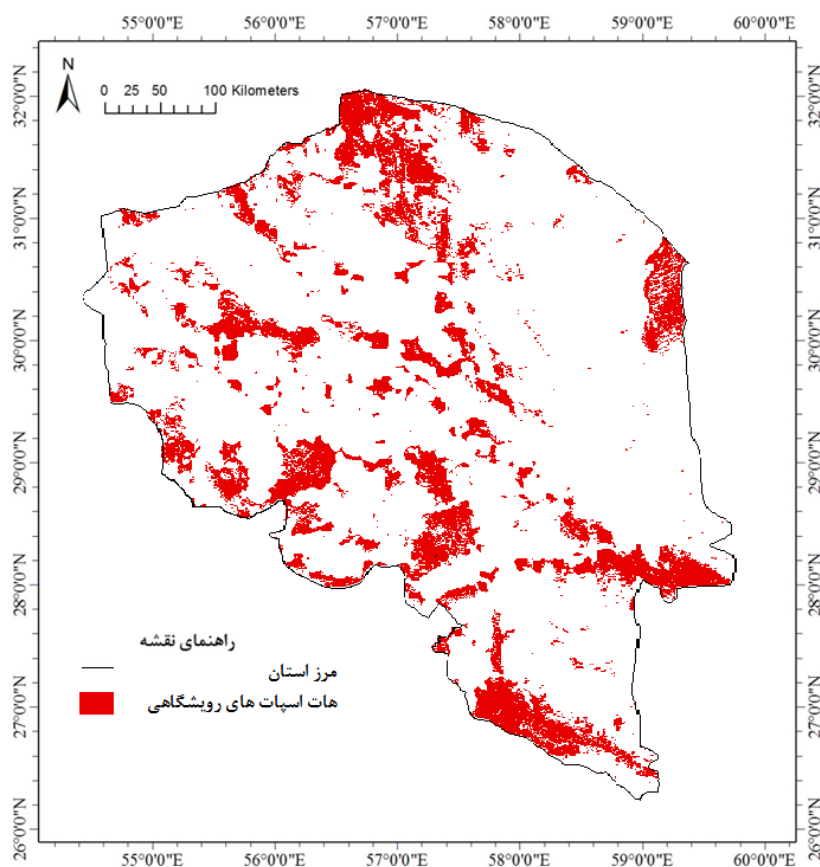
جدول ۴. ارزش اقتصادی خدمت رویشگاهی به تفکیک طبقه کاربری اراضی (مراتع کم تراکم و پرتراکم) در سال ۱۴۰۰

کاربری اراضی	جمع ارزش‌ها (تومان)	انحراف معیار	میانگین
مرتع کم تراکم	۱۲۰۵۳۹۲۵۴۱۲	۲۹/۲۵	۲۰۶/۷۷
مرتع پر تراکم	۱۹۹۴۸۲۰۴۱۰۵	۶۷/۱۸	۲۳۶/۲
کل مراتع استان	۳۲۰۰۲۱۲۹۵۱۷	۱۱۳/۰۷	۸۱/۲۷

۳-۳. تفکیک کانون‌های داغ رویشگاهی و بررسی الگوی پراکنش آنها

تفکیک کانون‌های داغ رویشگاهی در شکل ۵ نشان داده شده است. تلاقی کانون‌های داغ با کاربری اراضی نیز نشان داد که همه کانون‌های داغ در مراتع پر تراکم قرار دارند. مساحت کانون‌های داغ ۳۳۵۸۷۶۸ هکتار است که ۳۷ درصد از اراضی مرتعی و یک درصد از مساحت کل استان را شامل می‌شود.

مقدار شاخص جهانی Moran $0/۲۶۵$ به دست آمد که با توجه به z-score برابر با $۱۳۲۸/۸۳$ آن، احتمال کمتر از ۱٪ وجود دارد که این الگوی خوشه‌ای نتیجه شانس تصادفی باشد، بنابراین می‌توان گفت که به طور معنی‌داری پراکنش کانون‌های داغ رویشگاهی دارای پراکنش خوشه‌ای هستند ($z\text{-score}= 1328.83$, $p\text{-value}=0.00$).



شکل ۵. کانون‌های داغ رویشگاهی استان کرمان

۴. بحث و نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر، عرضه خدمت رویشگاهی گیاهان دارویی استان کرمان در کاربری/پوشش اراضی مختلف با توجه به فاکتورهای تهدید کننده مختلف مورد توجه قرار گرفت. این مطالعه، نشان داد که داده‌های مکانی در ارتباط با روش‌های مدل‌سازی می‌تواند جهت ارزیابی کیفیت رویشگاه در منطقه مورد استفاده قرار گیرد و سپس برای برنامه‌ریزی حفاظت و توسعه مفید واقع شود. در حالی که، برخی از روش‌های موجود تعیین کیفیت رویشگاه (Azizi Kalesar et al., 2021; Motamedi et al., 2022; Saadatfar et al., 2019) بیشتر بر شرایط پوشش گیاهی تمرکز دارند و توجه کمتری نسبت به تهدیدات موجود در محیط اطراف دارند. به کار بستن روش مدل‌سازی رویشگاه با استفاده از مدل InVEST در این تحقیق، این محدودیت را رفع نموده و با ترکیب داده‌های مکانی مرتبط با تهدیدات با شرایط پوشش گیاهی، نتایج بهتری را در قالب داده مکانی در اختیار کاربر می‌گذارد و همچنین عملکردهای رویشگاهی که شامل عملکرد پناهگاهی و خزانه‌ای (De Groot et al., 2002) است را به راحتی به صورت یک خدمت اکوسیستمی جامع ارائه می‌کند. این بدان دلیل است که ارزیابی و پایش وضعیت و تغییرات پویا در کیفیت رویشگاه تحت تأثیر تغییر کاربری اراضی و فعالیت‌های انسانی اهمیت زیادی در ایجاد تعادل بین حفاظت از محیط زیست طبیعی و توسعه سریع اقتصادی دارد (Wu et al., 2021) و بنابراین باید در جهت تحقق این پایش، تهدیدات موجود در منطقه، اثر نسبی آنها، حساسیت رویشگاه نسبت به هر تهدید و فاصله بین رویشگاه و منابع تهدید مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرند. همچنین این تحقیق با یک گام فراتر، به تلفیق نظرات و دانش متخصصان در فرایند مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی مطابق با مطالعات اخیر (Nematollahi et al., 2020) پرداخته تا نتایج مدل‌سازی با دقت و صحت بیشتری مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرند.

از جنبه پراکنش رویشگاه گیاهان دارویی در سطح استان و کاربری/پوشش اراضی کرمان، نتایج این مدل‌سازی نشان داد که یک رابطه مستقیم بین عوامل تهدید و کیفیت رویشگاه وجود دارد که با یافته‌های بسیاری از مطالعات قبلی انطباق دارد (Gong et al., 2019; Li et al., 2021; Wang et al., 2022) و بدیهی است که در جاهایی که اکوسیستم منقطع شده و محیط اطراف آن با منابع تهدید انسانی اشغال شده است، میزان افت کیفیت رویشگاه به مراتب شدیدتر است. در مطالعه‌ای دیگر نیز رویشگاه‌های بهتر در مکان‌هایی با تهدید کم ظاهر شده‌اند و بیشتر وسعت مناطق با کیفیت حفاظتی بالاتر تحت پوشش مناطق حفاظت شده قرار دارند (Moreira et al., 2018). مهم‌ترین عوامل تهدید کیفیت رویشگاه گیاهان دارویی مرتعی بر اساس وزن به دست آمده (جدول ۳) به ترتیب روستاها، جاده‌های درجه ۳، ۴ و ۵ و شهرها به دست آمد که به دلیل ایجاد و تسهیل دسترسی بیشتر به گیاهان دارویی، بالاترین وزن را دریافت کردند. این نتایج توسط (Huang et al., 2023; Mengist et al., 2021) مورد تایید قرار گرفته است. همچنین در مطالعه Moreira و همکاران نیز تهدیدهای اصلی کیفیت رویشگاه، گونه‌های مهاجم بیگانه و چراگاه‌ها معرفی شده‌اند (Moreira et al., 2018) که به نوعی هر دو مرتبط با فاصله از روستاها و شبکه جاده‌ها هستند و از این رو به طور ضمنی با نتایج این مطالعه همخوانی دارد.

رویکرد استخراج نقاط داغ کیفیت رویشگاه به روش شکست طبیعی جنک، موقعیت مکانی مناطق رویشگاهی دارای کیفیت بالا را نشان داد. دقت این روش در مطالعات گذشته کیفیت رویشگاه مورد تایید قرار رفته است (Wu et al., 2021). ارزش شاخص جهانی Moran برای بررسی الگوی پراکنش کانون‌های داغ، $0.265 / (p < 0.01)$ به دست آمد که نشان دهنده یک الگوی پراکنش خوشه‌ای معنی‌دار و همبستگی فضایی مثبت کلی از شاخص کیفیت رویشگاه در استان کرمان است. به عبارت دیگر، نواحی با کیفیت رویشگاه بالاتر، با سایر مناطق با کیفیت بالاتر همسایه شدند، در حالی که مناطق با کیفیت رویشگاهی پایین‌تر، با سایر مناطق با کیفیت‌های پایین‌تر همسایه شدند. با توجه به نحوه پراکنش لکه‌های رویشگاهی با کیفیت بالا، حفاظت و مدیریت کانون‌های داغ دارای این الگوی پراکنش نسبت به سایر الگوها شامل الگوهای تصادفی و پراکنده آسان‌تر است. مشابه چنین الگویی در مطالعات دیگران نیز گزارش شده است (Huang et al., 2023).

همانطور که در این تحقیق ذکر شد، خدمت رویشگاه یا حفظ تنوع زیستی یک خدمت اکوسیستمی حیاتی است و به شدت با سایر

خدمات اکوسیستم مرتبط بوده و می‌تواند به طور مستقیم بر ارائه بسیاری از خدمات اکوسیستمی دیگر تأثیر بگذارد (Li et al., 2021; Haseeb et al., 2021). Mace et al., 2012; Penvern et al., 2019 علاوه بر این تأثیر خدمات اکوسیستم بر رشد اقتصادی اثبات شده است (Haseeb et al., 2021). از این رو می‌توان مدعی شد که خروجی مدل InVEST برای خدمت رویشگاهی، واقعیت سیمای سرزمین استان کرمان را به نمایش می‌گذارد که ارزش‌گذاری این واقعیت زمینی موجب تسهیل به رسمیت شناخته شدن نقش اکوسیستم در سیاست‌های اقتصادی و برنامه‌های دولتی می‌شود. عملاً ارزش قائل شدن (تعیین ارزش) بر روی خدمات زیست بومی که اکوسیستم‌ها برای جوامع انسانی فراهم می‌سازند، این امید را می‌دهد که این زیست بوم‌ها در تصمیم‌گیری‌هایی چون جانمایی پروژه‌های توسعه‌ای، تعیین خسارات و عملیات بازسازی و ترمیم اکوسیستم‌ها بتواند نقش کلیدی داشته باشند و از این طریق به عنوان یک فاکتور اساسی جایگاه واقعی خود را در سیاستگذاری‌ها، سنجش سیاست‌ها، برنامه‌های ارزیابی و طرح‌های آمایش سرزمین بیابند (Scarlett & Mashizi et al., 2019; Abdollahi & Ildoromi, 2022; Boyd, 2015). مطالعات اندک و مشابه (Marlianingrum et al., 2021; Vardian et al., 2021) نیز این امر را تصدیق می‌کنند.

لازم به ذکر است که در این تحقیق تنها از جنبه برداشت مجاز گیاهان دارویی مرتعی، ارزشگذاری اقتصادی کیفیت رویشگاه انجام شده است. از این رو حداقل ارزش ممکن رویشگاه‌های گیاهان دارویی برآورد گردیده است. بنابراین باید در نظر داشت که بسیاری از گونه‌های گیاهی که برای برداشت نیاز به مجوز ندارند و یا مقداری که بدون مجوز برداشت می‌شوند، در این مطالعه وارد نشده‌اند. همچنین جنبه‌های دیگر خدمات ارائه شده توسط گیاهان دارویی مرتعی از قبیل تولید اکسیژن، ترسیب رسوب، ترسیب کربن، نقش زیستگاهی برای جانوران، خدمت فرهنگی و گردشگری نیز بر ارزش آنها می‌افزاید که بررسی آنها در مطالعات آینده پیشنهاد می‌شود. باوجود کاربرد گسترده و مقبولیت مدل InVEST در بین پژوهشگران (Gong et al., 2019; Huang et al., 2023; Li et al., 2021; Wang et al., 2022; Wu et al., 2021; Zare & Piri, 2016; Moreira et al., 2018; Nematollahi et al., 2020) محدودیت‌هایی نیز برای آن ذکر شده است، از آن جمله فقدان ارزیابی با مقیاس خرد و توأم با جزئیات دقیق مرتبط با انواع گونه‌های گیاهی و جانوری است (Hodgdon et al., 2021)، بنابراین با توجه به ارزش بالای رویشگاه‌های گیاهان مرتعی در استان کرمان، انجام مطالعات تفصیلی برای رویشگاه خاص هر گونه دارویی مرتعی به تفکیک توصیه می‌شود، تا شرایط ارزیابی با عدم قطعیت پایین‌تر فراهم گردد و با اجرای مدل‌های گونه محور و پیش‌بینی فضایی - زمانی گونه‌ای و ساختاری، شرایط بهره‌گیری از سناریوهای محتمل و منطقی نیز فراهم آید. لازم به ذکر است که اطلاعات پراکنش مکانی گونه‌های دارویی مرتعی در زمان انجام تحقیق در دسترس نبودند، با این حال نتایج مطالعه حاضر با بررسی مقدماتی کیفیت رویشگاه‌های گیاهان دارویی مرتعی استان کرمان، دید کلی به مدیران و تصمیم‌گیران درباره بخشی از ارزش اقتصادی گیاهان دارویی و توزیع فضایی آنها ارائه می‌دهد. نتایج این مطالعه می‌تواند در مکان‌یابی و مسیریابی پروژه‌های توسعه‌ای و تعیین خسارت و هزینه جبران نیز به عنوان راهنما در کنار سایر خدمات و معیارها نقش ایفا کند. همچنین پیشنهاد می‌شود میزان کارایی نسبی شبکه‌های موجود مناطق حفاظت شده استان کرمان را در رابطه با نقش حفاظتی و حمایتی از رویشگاه هم بررسی نمود. کارایی شبکه مناطق حفاظت شده در کیفیت رویشگاهی قبلاً در مطالعاتی به اثبات رسیده است (Moreira et al., 2018). از طرفی برای مناطق مطلوب رویشگاهی در منطقه که تحت لوای شبکه‌های حفاظتی قرار ندارند، لازم است تمهیداتی اتخاذ گردد. وجود و به روز رسانی دیتا بانک‌های مرتبط با پراکنش چراگاه‌ها، شدت دام‌گذاری، سامان‌های عرفی گیاهان دارویی، پراکنش دقیق گیاهان دارویی و دسترسی آزاد به آنها نیز از دیگر پیشنهادات این تحقیق بوده که عدم قطعیت‌ها را در پژوهش‌ها کاهش داده و امکان تصمیم‌گیری دقیق‌تر را فراهم می‌آورد.

با توجه به اینکه نقش اقتصادی بسیاری از خدمات اکوسیستمی در برنامه‌ریزی‌های مدیریتی مورد توجه قرار نمی‌گیرند، تخریب و کاهش کیفیت تدریجی خدمات اکوسیستمی را شاهد بوده‌ایم. مطالعه حاضر تلاشی برای پر کردن بخش کوچکی از خلاء اطلاعات مکانی در خصوص خدمت کیفیت رویشگاه استان کرمان بوده که نشان داد که روستاها، جاده‌ها و شهرها بیشترین نقش را در کاهش کیفیت رویشگاه دارند و ارزش کل پیکسل‌های مرتعی استان حدود ۳۲ میلیارد تومان است. همچنین ۳۷ درصد از اراضی مرتعی استان را

کانون‌های داغ رویشگاهی به خود اختصاص داده است که با دارا بودن الگوی پراکنش خوشه‌ای، نظارت و مدیریت آسان‌تری نسبت به سایر الگوهای پراکنش دارد. نتایج این مطالعه می‌تواند ابزاری برای مدیریت خردمندانه این خدمت اکوسیستمی باشد و به‌عنوان یکی از معیارهای مکان‌یابی پروژه‌های توسعه‌ای، تعیین خسارات، اصلاح مرز مناطق حفاظت‌شده و ترمیم اکوسیستم‌ها در کنار سایر عوامل مورد استفاده تصمیم‌گیران و پژوهشگران قرار گیرد.

تقدیر و تشکر

مقاله حاضر، مستخرج از طرح پژوهشی با شماره قرارداد ۱۱۰-۴۶/۱۳۱۶ مورخ ۱۴۰۰/۰۳/۱۷ و با نظارت علمی و فنی دفتر اقتصاد و فناوری محیط‌زیست سازمان حفاظت محیط‌زیست کشور بوده که بدین وسیله از کلیه دست‌اندرکاران سازمان حفاظت محیط‌زیست، اداره کل محیط‌زیست استان کرمان و دانشگاه زابل تشکر و قدردانی می‌شود. همچنین بخشی از مقاله حاضر با حمایت مالی دانشگاه زابل و کد پژوهانه IR-UOZ-GR-4956 به انجام رسیده است.

References

- Abdollahi, S. & Ildoromi, A. (2022). Ecosystem Services Valuation, Concepts and Methods. *Human and Environment*, 20(1), 1–18. (In Persian)
- Azizi Kalesar, M., Moameri, M., Ghorbani, A., Khalasi Ahvazi, L., Fathi, M. & Samadi, S. (2021). Habitat assessment for *Vaccinium arctostaphylos* L. by logistic regression method in the rangelands of Namin-Ardabil. *Rangeland*, 15(3), 522–533. (In Persian)
- Barbier, E. B. (2021). The evolution of economic views on natural resource scarcity. *Review of Environmental Economics and Policy*, 15(1), 24–44.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408.
- Gong, J., Xie, Y., Cao, E., Huang, Q. & Li, H. (2019). Integration of InVEST-habitat quality model with landscape pattern indexes to assess mountain plant biodiversity change: A case study of Bailongjiang watershed in Gansu Province. *Journal of Geographical Sciences*, 29, 1193–1210.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. . . (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. G. Raffaelli & C. L. J. Frid (Eds.), *Ecosystem ecology: a new synthesis* (p. 110–139). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>
- Hall, L. S., Krausman, P. R. & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 173–182.
- Haseeb, M., Kot, S., Hussain, H. I. & Kamarudin, F. (2021). The natural resources curse-economic growth hypotheses: Quantile-on-Quantile evidence from top Asian economies. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123596. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123596>
- Hodgdon, C. T., Mazur, M. D., Friedland, K. D., Willse, N. & Chen, Y. (2021). Consequences of model assumptions when projecting habitat suitability: a caution of forecasting under uncertainties. *ICES Journal of Marine Science*, 78(6), 2092–2108.
- Huang, H., Xiao, Y., Ding, G., Liao, L., Yan, C., Liu, Q., Gao, Y. & Xie, X. (2023). Comprehensive Evaluation of Island Habitat Quality Based on the Invest Model and Terrain Diversity: A Case Study of Haitan Island, China. *Sustainability*, 15(14), 11293.
- Li, D., Sun, W., Xia, F., Yang, Y. & Xie, Y. (2021). Can habitat quality index measured using the invest model explain variations in bird diversity in an urban area? *Sustainability*, 13(10), 5747.
- Mace, G. M., Norris, K. & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 19–26.
- Marlianingrum, P. R., Kusumastanto, T., Adrianto, L. & Fahrudin, A. (2021). Valuing habitat quality for managing mangrove ecosystem services in coastal Tangerang District, Indonesia. *Marine Policy*, 133, 104747.

- Mashizi, A. K., Heshmati, G. A., Mahini, A. R. S. & Escobedo, F. J. (2019). Exploring management objectives and ecosystem service trade-offs in a semi-arid rangeland basin in southeast Iran. *Ecological Indicators*, 98, 794–803. (In Persian)
- Mengist, W., Soromessa, T. & Feyisa, G. L. (2021). Landscape change effects on habitat quality in a forest biosphere reserve: Implications for the conservation of native habitats. *Journal of Cleaner Production*, 329, 129778.
- Mohammady, M., Pourghasemi, H. R., Yousefi, S., Dastres, E., Edalat, M., Pouyan, S. & Eskandari, S. (2021). Modeling and prediction of habitat suitability for *Ferula gummosa* medicinal plant in a mountainous area. *Natural Resources Research*, 30, 4861–4884.
- Moreira, M., Fonseca, C., Vergílio, M., Calado, H. & Gil, A. (2018). Spatial assessment of habitat conservation status in a Macaronesian island based on the InVEST model: A case study of Pico Island (Azores, Portugal). *Land Use Policy*, 78, 637–649.
- Motamedi, J., Arzani, H., Asri, Y., Najafpour Navaei, M. & Khalifehzadeh, R. (2022). Study on exploitability of medicinal plants in semi-steppe habitat using ecological and economic indices. *Iranian Journal of Medicinal and Aromatic Plants Research*, 38(3), 373–389.
- Nematollahi, S., Fakheran, S., Kienast, F. & Jafari, A. (2020). Application of InVEST habitat quality module in spatially vulnerability assessment of natural habitats (case study: Chaharmahal and Bakhtiari province, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(8), 487.
- Palacio, F. X. (2018). Advocating better habitat use and selection models in bird ecology. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(2), 90–104.
- Penvern, S., Fernique, S., Cardona, A., Herz, A., Ahrenfeldt, E., Dufils, A., Jamar, L., Korsgaard, M., Kruczyńska, D. & Matray, S. (2019). Farmers' management of functional biodiversity goes beyond pest management in organic European apple orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106555.
- Saadatfar, A., Tavassolian, I. & Hossein Jafari, S. (2019). Determination potential habitats of *Ferula assafoetida* medicinal herb using analytical hierarchy process (AHP) and GIS (Case study: Chatrod region, Kerman). *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 9(4), 139–155. (In Persian)
- Scarlett, L. & Boyd, J. (2015). Ecosystem services and resource management: institutional issues, challenges, and opportunities in the public sector. *Ecological Economics*, 115, 3–10.
- Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S. & Olwero, N. (2016). InVEST+ VERSION+ user's guide. *The Natural Capital Project*.
- Terrado, M., Sabater, S., Chaplin-Kramer, B., Mandle, L., Ziv, G. & Acuña, V. (2016). Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 540, 63–70.
- The Statistical Centre of Iran. (2016). *Population census results*. <https://www.amar.org.ir>
- Thomas, J. A., Bourn, N. A. D., Clarke, R. T., Stewart, K. E., Simcox, D. J., Pearman, G. S., Curtis, R. & Goodger, B. (2001). The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1478), 1791–1796.
- University Jihad of Kerman Province. (2015). Collection of Studies of the Second Phase of the Land Use Planning of Kerman Province's Survey and Review of the First Phase. In *Management and planning organization of Kerman province*. Management and planning organization of Kerman province. (In Persian)
- Vardian, S., Jafarian, Z., Rastgar, S. & Kargar, M. (2021). Evaluation of economic value and environmental factors associated with distribution of *Ferula gummosa* Boiss in Lar Rangeland, Tehran Province. *Rangeland*, 15(3), 387–397. (In Persian)
- Wang, S., Liang, X. & Wang, J. (2022). Parameter assignment for InVEST habitat quality module based on principal component analysis and grey coefficient analysis. *Math. Biosci. Eng.*, 19(12), 13928–13948.
- Wu, L., Sun, C. & Fan, F. (2021). Estimating the characteristic spatiotemporal variation in habitat quality using the invest model—A case study from Guangdong–Hong Kong–Macao Greater Bay Area. *Remote Sensing*, 13(5), 1008.
- Zare, C. A. & Piri, S. H. (2016). Evaluation of MaxEnt method for habitat distribution modeling of three plant species in Garizat rangelands of Yazd province, Iran. *Range Management and Agroforestry*, 37(2), 142–147.

