

Research Paper

Spatio-Temporal Assessment of Mangrove Habitat Quality Changes and Key Threats (Case Study: Khorkhorān, Hormozgan Province)

Mohamad Kazemi ¹ , Atefeh Jafarpour* ² , Youssef Ahmadi ³ 

1. Associate Professor, Hormoz Studies and Research Center, University of Hormozgan, Bandar-Abbas, Iran.

2. Assistant Professor, Faculty of Agriculture, Shahid Bahonar University of Kerman, Kerman, Iran.

3. Assistant Professor, Hormoz Studies and Research Center, University of Hormozgan, Bandar-Abbas, Iran.

 DOI: 10.22124/GSCAJ.2025.30665.1359

Received: 2025/ 05/14

Accepted: 2025/11/05

Abstract

Mangrove forests, as vital coastal ecosystems, play a key role in biodiversity conservation, climate change mitigation, and supporting the livelihoods of local communities. This study investigated concerning trends in habitat quality changes and identified key influencing factors, providing insights into the spatial displacement of high- and low-quality habitat clusters of *Avicennia marina* (mangrove) within the protected area of Khorkhorān, Hormozgan Province. To assess habitat quality, the study utilized the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) model. Spatial clustering patterns were analyzed using Global Moran's I index, and changes in the extent of hot and cold spots (in hectares) as well as boundary shifts of these clusters between 2019 and 2024 were quantified. Additionally, Pearson correlation, t-test, and Wilcoxon test were employed to evaluate the influence of environmental variables on mangrove habitat quality and its temporal variation. All environmental data were sourced from the Google Earth Engine (GEE) platform. The results revealed a statistically significant clustering pattern in the spatial distribution of habitat quality. A notable decrease in ecological integrity and an increase in random tree dispersion were observed, with patch sizes expanding from 16.93 hectares in 2019 to 31.55 hectares in 2024. Over the six-year period, the boundary of dense mangrove zones retreated an average of 100 meters toward the central areas of the habitat. Furthermore, the area of highly dense mangrove zones decreased by 134.6 hectares, while cold spots (areas with low habitat quality) expanded by 326.24 hectares. Among the environmental drivers, freshwater scarcity in the soil had the most significant impact on habitat quality, with correlation coefficients of 0.6 in 2019 and 0.8 in 2024. Although the results of the t-test and Wilcoxon test did not indicate statistically significant overall changes in environmental threats, several critical variables—particularly freshwater scarcity and aerosol concentration—exhibited alarming trends that call for urgent management interventions.

Keywords: Intermediate Zones, Environmental Threats, Clustering, Correlation, Freshwater Scarcity.

Highlight

- The InVEST model and Moran index were used to assess the habitat quality of the Khorkhorān mangrove forest between 2019 and 2024.
- The border of dense mangrove forests has retreated by about 100 meters between 2019 and 2024.
- The poor quality of the mangrove habitat has increased by 326 hectares, and the lack of fresh water in the soil has been the main factor in the decline in habitat quality.

Extended Abstract

Introduction

Mangrove forests are vital coastal ecosystems that provide a wide range of ecological, environmental, and socio-economic benefits. They serve as critical habitats for numerous marine and terrestrial species, thereby playing a fundamental role in biodiversity conservation. Additionally, mangroves act as natural carbon sinks, sequestering large amounts of carbon dioxide and helping to mitigate the impacts of climate change. These forests also protect

*Corresponding Autor: atefeh.jafarpour@uk.ac.ir

coastlines from erosion, storm surges, and rising sea levels, while supporting the livelihoods of local communities through fisheries, tourism, and traditional practices. Despite their importance, mangrove ecosystems are increasingly threatened by a combination of natural and anthropogenic pressures. Rising global temperatures, sea-level rise, and changing precipitation patterns associated with climate change, along with coastal development, pollution, and unsustainable resource exploitation, contribute to the rapid degradation and loss of mangrove habitats. This study focused on the Khorkhorān protected area in Hormozgan Province, southern Iran—an ecologically significant site known for its unique mangrove cover. The research aimed to assess spatio-temporal changes in mangrove habitat quality over recent years and to identify the primary threats contributing to these shifts. By analyzing patterns of high- and low-quality habitat clusters, the study sought to inform and support targeted conservation efforts and sustainable management policies for long-term ecosystem resilience.

Methodology

To assess the quality of mangrove habitats and understand their spatial dynamics, this study employed the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) model, a widely recognized tool for mapping and valuing ecosystem services. The model was utilized to evaluate the habitat quality based on a range of inputs, including land use and land cover (LULC) data, identified threat factors such as freshwater scarcity and atmospheric aerosol concentrations, and defined sensitivity parameters for each land cover type. These inputs enabled the modeling of habitat degradation and the quantification of ecosystem health over time. In addition to habitat modeling, the study incorporated spatial statistical analysis to detect patterns and trends. Global and Local Moran's I indices were calculated to examine spatial autocorrelation, helping to pinpoint hot spots—areas with concentrated high-quality habitats—and cold spots—areas with declining habitat quality. These spatial clusters provided crucial insights into localized conservation needs. To further analyze the drivers behind habitat changes, the study applied statistical tests including Pearson correlation, paired t-tests, and Wilcoxon signed-rank tests. These methods allowed for a robust evaluation of the relationships between environmental variables and changes in habitat quality between 2019 and 2024. All geospatial and statistical analyses were conducted using data retrieved from Google Earth Engine (GEE) and processed through advanced spatial analytical techniques.

Results and discussion

The spatial analysis revealed a pronounced clustering of mangrove habitat quality across the Khorkhorān protected area, with distinct hot spots located primarily in the central zones and cold spots more prevalent in the peripheral regions. Between 2019 and 2024, high-density mangrove areas experienced a notable contraction, shrinking by approximately 134.6 hectares. In contrast, low-quality zones expanded by about 326.24 hectares, signaling a substantial increase in degraded habitat. Furthermore, the boundary between high- and low-quality habitat zones exhibited a consistent inward shift, averaging 100 meters per year—an indicator of ongoing ecological degradation. Among the various environmental threats evaluated, freshwater scarcity emerged as the most critical factor influencing habitat quality, with Pearson correlation values increasing from 0.6 in 2019 to 0.8 in 2024, suggesting an intensifying impact over time. Aerosol levels also played a significant role, along with wind speed and maximum daily temperatures. Although overall changes in threat levels were not statistically significant ($p > 0.05$), specific variables—particularly freshwater deficit and aerosol concentration—demonstrated alarming trends. These findings highlight the growing vulnerability of mangrove ecosystems to intensifying environmental stressors. The spatially explicit patterns of degradation are consistent with global observations but demonstrate region-specific severity, emphasizing the urgent need for localized conservation strategies and adaptive management approaches.

Conclusion

The findings of this study illustrated a marked decline in mangrove habitat quality within the Khorkhorān protected area, primarily driven by increasing freshwater scarcity and mounting anthropogenic pressures. These results reinforce the critical need for proactive and integrated conservation strategies to safeguard these fragile ecosystems. Key recommendations derived from the analysis included enhanced management of freshwater resources to reduce soil salinity and improve overall ecosystem health, particularly in vulnerable areas experiencing significant degradation. The establishment of windbreaks is also advised to mitigate the impact of strong coastal winds and prevent further erosion of sensitive habitats. Furthermore, ongoing industrial activities

contributing to elevated aerosol levels must be closely monitored and regulated to curb atmospheric pollution and its downstream effects on mangrove ecosystems. Regular spatial assessments are essential for tracking habitat quality dynamics over time, allowing for timely interventions and the refinement of adaptive management strategies. By combining geospatial modeling, statistical analysis, and field-based environmental assessment, this research offered a comprehensive framework for prioritizing conservation interventions. It emphasized the necessity of addressing both environmental and human-induced stressors in a coordinated manner. Ultimately, the study contributed to the broader goal of ensuring the long-term resilience and sustainability of mangrove forests, which are vital for coastal protection, biodiversity, and local livelihoods.

Funding

There is no funding support.

Authors' Contribution

Mohammad Kazemi: Conceptualization, software/statistical analysis, writing the initial article draft, Atefeh Jafarpour: Manuscript editing, reviewing and finalizing the article, controlling the results, Youssef Ahmadi: reviewing, statistical analysis.

Conflict of Interest

Authors declared no conflict of interest.

Acknowledgments

We are grateful to all the persons for scientific consulting in this paper.



Citation:

Kazemi, M., Jafarpour, A., & Ahmadi, Y. (2026). Spatio-Temporal Assessment of Mangrove Habitat Quality Changes and Key Threats (Case Study: Khorkhorān, Hormozgan Province). *Geographical Studies of Coastal Areas Journal*, 6 (4), pp.79-99. DOI: 10.22124/GSCAJ.2025.30665.1359

Copyrights:

Copyright for this article is retained by the author(s), with publication rights granted to *Geographical studies of Coastal Areas Journal*. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.



ارزیابی تغییرات کیفیت زیستگاه و شناسایی تهدیدات کلیدی محیطی با استفاده از داده‌های گوگل ارث انجین (GEE)، مدل InVEST و تحلیل لکه‌های حرارتی (مطالعه موردی؛ خور خوران استان هرمزگان)

محمد کاظمی^۱، عاطفه جعفرپور^{۲*}، یوسف احمدی^۳

۱. دانشیار، مرکز مطالعات و تحقیقات هرمز، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران.

۲. استادیار، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، کرمان، ایران.

۳. استادیار، مرکز مطالعات و تحقیقات هرمز، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران.

 DOI:10.22124/GSCAJ.2025.30665.1359

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۴/۰۲/۲۴

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۴/۰۸/۱۴

چکیده

جنگل‌های حرا به‌عنوان بوم‌سازگان‌های ساحلی حیاتی، نقش کلیدی در حفاظت از تنوع زیستی، تعدیل تغییرات اقلیمی و تأمین معیشت جوامع محلی دارند. در مطالعه حاضر هدف شناسایی تغییرات و جابجایی مرزهای کیفیت زیستگاه جنگل‌های حرای منطقه حفاظت شده خور خوران استان هرمزگان با استفاده از داده‌های محیطی گوگل ارث انجین به‌عنوان تهدیدات محیطی، استفاده از خروجی کیفیت زیستگاه مدل اینوست (InVEST) و تحلیل خوشه‌های سرد و گرم در سامانه اطلاعات جغرافیایی برای شناسایی تغییرات و جابجایی‌های کیفیت زیستگاه در سال‌های ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ بود. همچنین در این مطالعه از آزمون‌های t و ویلکاکسون برای شناسایی تهدیدات کلیدی بر روند تغییرات صورت گرفته استفاده شد. در این خصوص، کلیه متغیرهای محیطی از سامانه گوگل ارث انجین (GEE) اخذ شدند. بررسی نتایج، الگوی خوشه‌ای معنادار در تغییرات مکانی کیفیت زیستگاه جنگل‌های حرا را نشان داد. لذا کاهش یکپارچگی اکولوژیکی و افزایش پراکندگی تصادفی درختان از ۱۶/۹۳ در سال ۲۰۱۹ به ۳۱/۵۵ هکتار در سال ۲۰۲۴ مشاهده شد و در بازه زمانی ۶ ساله مرز تبدیل مناطق پرتراکم به کم‌تراکم جنگل‌های حرا به‌طور متوسط ۱۰۰ متر به سمت مناطق مرکزی این زیستگاه عقب‌نشینی کرده است و سطح نواحی دارای تراکم بسیار بالای جنگل‌های حرا ۱۳۴/۶ هکتار کاهش یافته است. همچنین ۳۲۶/۲۴ هکتار به سطح لکه‌های سرد (کیفیت پایین زیستگاه) جنگل‌های حرا اضافه شده است. در این راستا، بیشترین اثر بر کیفیت زیستگاه را متغیر کمبود آب شیرین در خاک با ۰/۶ و ۰/۸ به‌ترتیب برای سال‌های ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ سبب شده است. نتایج آزمون‌های t و ویلکاکسون اگرچه تغییرات کلی در سطح تهدیدات محیط زیستی را معنی‌دار نشان نداد، ولی برخی متغیرهای کلیدی (به ویژه کمبود آب شیرین و آتروسول) تغییرات هشداردهنده‌ای داشته‌اند که نیازمند مداخله مدیریتی است.

واژگان کلیدی: مناطق واسط، تهدیدات محیط زیستی، خوشه‌بندی، همبستگی، کمبود آب شیرین.

نکات برجسته:

- از مدل اینوست و شاخص موران برای بررسی کیفیت زیستگاه جنگل حرا خور خوران در بازه زمانی ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۴ استفاده شد.
- مرز جنگل‌های متراکم حرا بین سال‌های ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۴ حدود ۱۰۰ متر عقب‌نشینی کرده است.
- کیفیت پایین زیستگاه حرا ۳۲۶ هکتار افزایش یافته است و کمبود آب شیرین در خاک، اصلی‌ترین عامل افت کیفیت زیستگاه بوده است.



پروہشگاہ علوم انسانی و مطالعات فرهنگی
پرتال جامع علوم انسانی

۱. مقدمه

از دست رفتن تنوع زیستی، به‌ویژه در محیط‌های ساحلی حساس از نظر اکولوژیکی، یک نگرانی عمده محیط زیستی است که امروزه جهان با آن مواجه است (Mondal et al., 2024: 3). در این میان، جنگل‌های حرا به‌عنوان یکی از مهم‌ترین بوم‌سازگان‌های ساحلی، نقش حیاتی در تثبیت خطوط ساحلی، حفظ تنوع زیستی و تعدیل تغییرات آب‌وهوایی ایفا می‌کنند (کاظمی و جعفرپور، ۱۴۰۳: ۲؛ Alongi, 2002; Tun et al., 2025: 2). این جنگل‌ها با توانایی بالای خود در جذب و ذخیره کربن، به‌عنوان "لکه‌های آبی" در نقشه‌های حرارتی زمین شناخته می‌شوند که در مقایسه با مناطق پیرامونی خود، اثرات خنک‌کنندگی محلی ایجاد می‌کنند (Savari et al., 2022: 2). با این حال، در سال‌های اخیر، پدیده‌های گرمایش جهانی و فعالیت‌های انسانی منجر به ایجاد "لکه‌های سرد" در برخی از مناطق حرا شده‌اند که نشان‌دهنده کاهش کیفیت زیستگاه و تخریب تدریجی این بوم‌سازگان‌ها است (Gilman et al., 2008: 238; Hagger et al., 2022: 1). در همین راستا، تحلیل الگوهای مکانی از جمله لکه‌های سرد و گرم^۳ با استفاده از شاخص موران عمومی^۴ به‌عنوان یکی از روش‌های کلیدی در مطالعات محیط زیستی جهت شناسایی خوشه‌بندی‌های معنی‌دار فضایی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Anselin, 1995: 112; Saputra et al., 2023: 6523). این شاخص به‌ویژه در بررسی تغییرات کیفی زیستگاه‌های حساس مانند جنگل‌های حرا که تحت تأثیر فشارهای انسانی و تغییرات اکولوژیکی قرار دارند، کاربرد گسترده‌ای دارد (Getis and Ord, 1992: 203). با این حال، افزایش فعالیت‌های انسانی از جمله توسعه شهری، آلودگی و تغییرات هیدرولوژیکی منجر به تشکیل لکه‌های سرد (مناطق با کاهش کیفیت زیستگاهی) و لکه‌های گرم (مناطق با تمرکز کیفیت زیستگاه بهتر) در این بوم‌سازگان‌ها شده است (Polidoro et al., 2010: 8; Gu et al., 2023: 2). به عبارتی، تهدیداتی همچون توسعه شهری، آلودگی نفتی، کاهش آب‌های شیرین ورودی و افزایش سطح دریاها، جنگل‌های حرا را در معرض خطر جدی قرار داده‌اند (Polidoro et al., 2010: 8; Xu et al., 2024: 2). در این میان، مطالعات سنجش از دور و تحلیل‌های حرارتی نشان می‌دهند که تغییرات دمایی در این مناطق با کاهش پوشش گیاهی حرا همبستگی معناداری دارد (Solek et al., 2011: 472; Cinco-Castro and Herrera-Silveira, 2020: 1; Sumarmi et al., 2021: 12). این روند نه تنها تنوع زیستی این مناطق را تهدید می‌کند، بلکه خدمات اکوسیستمی ارزشمند آن‌ها را نیز تحت تأثیر قرار داده است (Barbier et al., 2011: 4; Alemu et al., 2021: 9). به عبارتی، کیفیت زیستگاه به توانایی یک بوم‌سازگان برای ارائه خدمات و نیازهای لازم برای بقا و رفاه موجودات زنده، از جمله انسان‌ها، اشاره دارد و نشان‌دهنده میزان سلامت و پایداری زیست‌بوم و توانایی آن در پشتیبانی از تنوع زیستی و ارائه خدمات است. کیفیت زیستگاه نشان می‌دهد که موجودات زنده چقدر می‌توانند در یک جایگاه اکولوژیکی خاص زندگی و تولید مثل کنند. در این میان، فعالیت‌های انسانی، مانند شهرنشینی و رشد اقتصادی، باعث کاهش زیستگاه، از دست رفتن ظرفیت تحمل اکولوژیکی خواهد شد (Wang and Cheng, 2022: 2; Wang et al., 2025: 2).

با توجه به اهمیت این بوم‌سازگان‌ها، بررسی علمی لکه‌های سرد و گرم در جنگل‌های حرا و شناسایی عوامل تهدیدکننده آن‌ها می‌تواند به ارائه راهکارهای مدیریتی مؤثر برای حفظ و احیای این زیست‌بوم‌های منحصر به فرد کمک کند (Wiarta et al., 2025: 2). مطالعات اخیر با استفاده از شاخص موران عمومی نشان داده‌اند که جنگل‌های حرا در بسیاری از نقاط جهان الگوهای خوشه‌ای معناداری از تخریب را نمایش می‌دهند، به طوری که لکه‌های سرد عمدتاً در مناطقی با فشار بالای انسانی و لکه‌های گرم در مناطق تحت تأثیر کمتر تغییرات اقلیمی متمرکز شده‌اند (Xu et al., 2024: 2; Wiarta et al., 2025: 9). این

1. Water Spots
2. Cold Spots
3. Hot Spots
4. Global Moran's Index

الگوها نه تنها حاکی از تخریب غیرتصادفی این زیستگاه‌هاست، بلکه نشان‌دهنده تأثیرپذیری شدید آن‌ها از عوامل بیرونی است (Gilman et al., 2008: 238). در این راستا، شناسایی دقیق این لکه‌ها با استفاده از روش‌های آماری-فضایی می‌تواند به درک بهتر روندهای تخریب و ارائه راهکارهای مدیریتی هدفمند کمک کند. در همین راستا، در سال‌های اخیر، ترکیب مدل InVEST (ارزیابی یکپارچه خدمات اکوسیستمی و مبادلات) (Wang et al., 2025: 5) با شاخص موران به‌عنوان یک چارچوب تحلیلی قدرتمند برای بررسی الگوهای فضایی تخریب و کیفیت زیستگاه در جنگل‌های حرا ظهور کرده است (Dashtbozorgi et al., 2023: 2). در این میان مدل ارزیابی یکپارچه خدمات اکوسیستمی InVEST با عملکرد ساده، دسترسی راحت به داده‌ها و شاخص‌های کمتر برای انجام ارزیابی کمی کیفیت زیستگاه در مقیاس چند گانه و بیان نتایج تجزیه و تحلیل در قالب یک نقشه موضوعی استفاده می‌کنند. مدل InVEST به دلیل دسترسی آسان به داده‌ها، قابلیت‌های تحلیلی قابل توجه با شاخص‌های کمتر، عملیات ساده و پردازش داده‌ها به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد و می‌تواند توزیع زیستگاه را تحت الگوهای مختلف منعکس کند. ماژول کیفیت زیستگاه مدل InVEST با تجزیه و تحلیل نقشه‌های کاربری/پوشش زمین (LULC) و درجه تهدید انواع مختلف کاربری زمین برای تنوع زیستی، کیفیت زیستگاه را ارزیابی می‌کند. این مدل برای کیفیت زیستگاه، می‌تواند برای مدیریت محیط زیست و برنامه‌ریزی کاربری زمین مفید باشد و برای حفظ تنوع زیستی بر اساس دسترسی نسبی و تخریب انواع مختلف زیستگاه به کار گرفته شود (Wang and Cheng, 2022: 3; Berta Aneseyee et al., 2020: 3). این رویکرد ترکیبی مدل InVEST و شاخص موران امکان شناسایی دقیق لکه‌های سرد (مناطق تحت فشار تخریب) و لکه‌های گرم (مناطق با کیفیت زیستگاهی بالا) را فراهم می‌کند.

از این رو، پژوهش حاضر با به‌کارگیری شاخص موران عمومی به بررسی الگوهای فضایی تخریب در جنگل‌های حرای خورخوران واقع در استان هرمزگان می‌پردازد تا ضمن شناسایی لکه‌های سرد و گرم، ارتباط این الگوها را با عوامل تهدیدکننده محیط زیستی تحلیل نماید. نتایج پژوهش حاضر می‌تواند راهنمایی علمی برای ارزیابی کمی تأثیر عوامل مختلف بر زیستگاه بوم‌سازگان‌های حرا و تشخیص ناهمگونی فضایی آن و برای تدوین استراتژی‌های توسعه متمایز برای برنامه‌ریزی و مدیریت کاربری اراضی و تحقق امنیت اکولوژیکی جنگلی حرا ارائه دهد.

۲. مبانی نظری

۲.۱. مدل InVEST

فرضیه مدل کیفیت زیستگاه این است که مناطقی با کیفیت زیستگاه بالاتر می‌توانند از غنای گونه‌ای بالاتری پشتیبانی کنند و کاهش کیفیت زیستگاه منجر به کاهش تنوع گونه‌ای می‌شود. محاسبه کیفیت زیستگاه شامل چهار تابع، تأثیر نسبی هر عامل تهدید، حساسیت نسبی هر کاربری/پوشش زمین به هر عامل تهدید، فاصله بین کاربری/پوشش زمین و منبع تهدید و درجه حفاظت قانونی از زمین است. در این مدل هرچه مقدار شاخص به دست آمده بزرگ‌تر و به یک نزدیک‌تر باشد، کیفیت زیستگاه منطقه‌ای و عملکرد خدمات تنوع زیستی بهتر است؛ کیفیت زیستگاه بالاتر، زیستگاه منطقه‌ای کامل‌تر و عملکرد و ساختار مربوطه بیشتر خواهد بود و در نتیجه برای حفظ تنوع زیستی مفیدتر خواهد بود (Gu et al., 2023: 4; Wang et al., 2025: 5).

۲.۲. شاخص موران

شاخص موران که شامل شاخص موران جهانی و محلی است، معمولاً برای مطالعه خودهمبستگی مکانی استفاده می‌شود. این شاخص برای هر مکان نمونه‌برداری انجام می‌دهد تا درجه خودهمبستگی مکانی را نشان دهد (Anselin, 1995: 95). همچنین با استفاده از شاخص موران می‌توان لکه‌های سرد و گرم در یک منطقه را مشخص کرد. مقدار مثبت موران محلی به

مکانی اشاره دارد که مقادیر بالا یا پایین مشابهی با همسایگان خود دارد و سپس آن مکان "خوشه مکانی" نامیده می‌شود. از سوی دیگر، مقدار منفی موران محلی نشان‌دهنده یک نقطه پرت مکانی بالقوه است که با مقادیر مکان‌های اطراف آن متفاوت است (Yuan et al., 2018: 3).

۳-۲. گوگل ارث انجین

موتور گوگل ارث (GEE) یک پلتفرم محاسبات ابری است که برای ذخیره و پردازش مجموعه داده‌های عظیم (در مقیاس پتابایت) برای تجزیه و تحلیل و تصمیم‌گیری نهایی طراحی شده است. پس از در دسترس قرار گرفتن رایگان سری لندست در سال ۲۰۰۸، گوگل تمام مجموعه داده‌ها را بایگانی کرد و آن‌ها را برای استفاده متن‌باز به موتور محاسبات ابری پیوند داد. بایگانی فعلی داده‌ها شامل داده‌های سایر ماهواره‌ها و همچنین مجموعه داده‌های برداری مبتنی بر سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS)، لایه‌های داده‌های اجتماعی، جمعیتی، آب و هوا، مدل‌های ارتفاعی دیجیتال و داده‌های اقلیمی است. این رابط کاربری که به راحتی در دسترس و کاربرپسند است، محیطی مناسب برای توسعه تعاملی داده‌ها و الگوریتم‌ها فراهم می‌کند. کاربران همچنین می‌توانند داده‌ها و مجموعه‌های خود را اضافه و تنظیم کنند، در حالی که از منابع ابری گوگل برای انجام تمام پردازش‌ها استفاده می‌کنند. نتیجه نهایی این است که اکنون به دانشمندان، محققان مستقل، علاقه‌مندان و ملت‌ها اجازه می‌دهد تا این انبار عظیم داده‌ها را برای تشخیص تغییرات، ترسیم روندها و تعیین کمیت منابع روی سطح زمین به گونه‌ای بی‌سابقه کاوش کنند. نیازی به قدرت پردازش بالای جدیدترین رایانه‌ها یا جدیدترین نرم‌افزارها نیست، به این معنی که محققان کم‌درآمد در فقیرترین کشورهای جهان همان توانایی را برای انجام تجزیه و تحلیل دارند که محققان در پیشرفته‌ترین کشورها دارند (Mutanga & Kumar, 2019: 1).

۳. پیشینه پژوهش

پژوهش‌های متعددی با استفاده از ترکیب شاخص موران و دیگر روش‌های تحلیل فضایی به بررسی الگوهای تخریب و حفاظت جنگل‌های حرا پرداخته‌اند. در این خصوص، تین^۱ و همکاران (۲۰۲۳) با استفاده از شاخص موران محلی (LISA) موفق به شناسایی لکه‌های گرم تخریب حرا در ویتنام شدند. مطالعه ایشان نشان داد که لکه‌های سرد عمدتاً در مناطق نزدیک به مزارع پرورش میگو و مناطق صنعتی ساحلی قرار دارند و تغییر کاربری زمین مهم‌ترین عامل تشکیل این لکه‌ها بوده است. به طوری که از سال ۱۹۹۵ تا ۲۰۱۹، ویتنام ۱۳۲۶۱ هکتار (۷/۳ درصد) از جنگل‌های حرا خود را از دست داده است. عوامل اصلی تخریب شامل توسعه پرورش میگو (۴۳/۴ درصد) و گسترش کشاورزی (۲۴/۸ درصد) بوده‌اند. یافته‌های این پژوهش تأکید می‌کند که شاخص‌های فضایی می‌توانند مناطق بحرانی را برای اقدامات سریع حفاظتی به دقت شناسایی کنند. همچنین مندال^۲ و همکاران (۲۰۲۴) تکامل کیفیت زیستگاه ساحلی سانداریانس به‌عنوان بزرگترین جنگل حرای پیوسته در جهان - را از سال ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۲ با استفاده از InVEST و مدل ANN مبتنی بر یادگیری ماشین ارزیابی کردند. نتایج ایشان نشان داد که پوشش اراضی جنگلی و سرانه مصرف آب شیرین همبستگی قوی با کیفیت زیستگاه در منطقه دارند. الحوقیل^۳ و همکاران (۲۰۲۵) نیز با استفاده از رویکردهای طبقه‌بندی مبتنی بر هوش مصنوعی تنش اکولوژیکی جنگل‌های حرا در سواحل جازان را ارزیابی کردند. تحلیل خوشه‌بندی مکانی با استفاده از شاخص موران نشان داد که در مناطق ساحلی غیر دره‌ای و سرزمین اصلی، استرس اکولوژیکی بیشتری را به دلیل اختلال در تأمین آب شیرین و رسوب تجربه می‌کنند. در مقابل، مناطق ساحلی جزیره‌ای به دلیل فعالیت کم انسان، به جز در مناطق متراکم تاج پوشش که در آن‌ها استرس قابل توجهی، احتمالاً مرتبط با تغییرات آب و هوایی، مشاهده

1. Tinh

2. Mondal

3. Al-Huqail

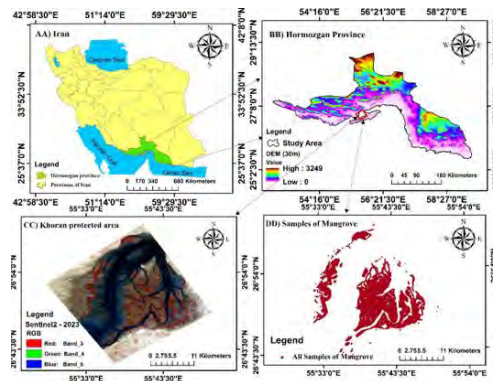
شده است، سطوح استرس پایینی را نشان می‌دهند. از طرفی چین^۱ و همکاران (۲۰۲۳)، تغییرات زمانی و مکانی در کیفیت محیط زیست اکولوژیکی در جوهور را از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰ با استفاده از شاخص محیطی سنجش از دور و زنجیره مارکوف را بررسی کردند. نتایج ایشان نشان داد که مناطقی با کیفیت اکولوژیکی عالی در مناطق مرکزی و شمالی متمرکز هستند، در حالی که لبه‌های جنوبی و شرقی شرایط اکولوژیکی متوسط را نشان می‌دهند. همچنین فقیرترین نقاط اکولوژیکی عمدتاً در مناطق شهری و نیمه شهری با فعالیت‌های زیاد انسانی، مانند شهرها، بنادر و روستاها، توزیع شده‌اند و در دوره زمانی ۳۰ ساله مناطق اکولوژیکی با کیفیت بالا ۱۱۰۰ کیلومتر مربع کاهش یافته، در حالی که مناطق با کیفیت متوسط نوسان داشته‌اند و مناطق با کیفیت پایین به طور قابل توجهی افزایش یافته‌اند که نشان دهنده روند قابل توجه تخریب اکولوژیکی محلی است. وانگ^۲ و همکاران (۲۰۲۵) به مطالعه حفاظت‌شده جنگل‌های حرا در بندر چینگلان^۳، با استفاده از داده‌های تصویربرداری هوایی و LiDAR و توزیع فضایی زیست‌توده بالایی جنگل‌های حرا پرداختند. تحلیل خودهمبستگی فضایی با استفاده از شاخص موران و تحلیل لکه‌های گرم و سرد انجام شده است. نتایج نشان ایشان داد که مناطق با زیست‌توده بالا (لکه‌های گرم) در جنوب‌غربی و شمال‌شرقی منطقه متمرکز هستند، در حالی که مناطق با زیست‌توده پایین (لکه‌های سرد) عمدتاً در مرکز و جنوب‌شرقی قرار دارند. همچنین مقدار نیتروژن کل به‌عنوان عامل اصلی لکه گرم و ارتفاع به‌عنوان عامل اصلی در لکه‌های سرد بوده است نیز با استفاده از تحلیل فضایی و رگرسیون لجستیک دوتایی به بررسی عوامل مؤثر بر تکه‌تکه شدن جنگل‌های حرا پرداختند. در همین راستا از تحلیل Getis-Ord (1992: 203) and برای شناسایی لکه‌های سرد (مناطق با تکه‌تکه شدن بالا) و لکه‌های گرم (مناطق با تکه‌تکه شدن پایین) استفاده کردند. نتایج نشان داد که فعالیت‌های انسانی مانند تغییر کاربری زمین، توسعه شهری و کشاورزی از عوامل اصلی تکه‌تکه شدن جنگل‌های حرا هستند. جمع‌بندی پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که روندهای جدید در این حوزه به سمت ترکیب شاخص موران با روش‌های پیشرفته مانند یادگیری ماشین و تحلیل شبکه‌ای حرکت کرده است.

۴. روش پژوهش

۴.۱. منطقه مورد مطالعه

محدوده مذکور در حدفاصل دلتای رودخانه مهران و گورزین جزیره قشم قرار گرفته است. این منطقه از جمله ذخائر بیوسفری کره زمین و جزء تالاب‌های بین‌المللی در خاورمیانه است. علاوه بر جنگل‌های حرا در این محدوده، پوشش گیاهی شامل گونه‌های کهور، آکاسیا، گز و کنار نیز حضور دارند. حدود ۱۲۰ گونه پرنده آبی و کنارآبی پنج گونه دوزیست و نیز ۱۸ گونه خزنده در این محدوده زیست می‌کنند. در این محدوده میانگین بارندگی ۱۰۰ تا ۲۰۰ میلی‌متر در سال (بیشتر زمستانه و ماه‌های دسامبر تا فوریه)، میانگین دمای سالانه ۲۷ تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد و حداقل دمای زمستانه ۱۵ درجه سانتی‌گراد است. حداکثر ارتفاع محدوده زندگی این گونه پنج متر از سطح دریا است (سبزقبائی و همکاران، ۱۳۹۴:۳). شکل ۱ موقعیت قرارگیری منطقه مورد مطالعه در محدوده سواحل جنوبی شهر خمیر تا روستای لافت و طبل جزیره قشم در موقعیت جغرافیایی ۴۳° و ۲۶' تا ۵۹° و ۲۶° عرض شمالی و ۲۷° و ۵۵° تا ۴۸° و ۵۵° طول شرقی را نشان می‌دهد.

1. Qin
2. Wang
3. Qinglan



شکل ۱- موقعیت جنگل‌های حرای خورخوران در ایران و استان هرمزگان

۲.۴. محاسبه کیفیت و تخریب جنگل‌های حرا

در پژوهش حاضر، به منظور محاسبه کیفیت و تخریب جنگل‌های حرا (مانگرو) در خورخوران، از روش ارزش‌گذاری یکپارچه خدمات اکوسیستم و همکنشی میان خدمات (InVEST) که یک مدل زیستگاه محور است استفاده شد (Wang et al., 2025: 5). در این مدل اطلاعات مربوط به کاربری‌های اراضی در سال‌های مختلف و منابع تهدید زیستگاه جنگل‌های حرا ادغام و نقشه‌های تخریب و کیفیت زیستگاه به دست می‌آیند. در این مطالعه گونه حرا با درجات مختلف مطلوبیت در نقشه‌های کاربری اراضی و حساسیت این گونه به تهدیدات مختلف مورد توجه قرار گرفتند. از این رو، در گام اول نقشه‌های کاربری اراضی سال پایه، سال حاضر و آینده تهیه شدند. به جنگل‌های حرا که ۱ یا به عبارتی زیستگاه و بقیه کاربری‌ها که صفر یا غیرزیستگاه داده شد. در ادامه، مدل نیازمند داده‌های مربوط به تهدیدات زیستگاه، شدت و آثار آن بر کیفیت زیستگاه است. در گام بعد اثر تهدیدات در یک شبکه رستری که می‌توانند به واسطه آن‌ها تعیین شوند، در نظر گرفته شدند. در این رابطه اثر نسبی هر تهدید که معرف شدت هر تهدید است با ارزشی بین صفر تا ۱ در نظر گرفته شد. همچنین فاصله بین زیستگاه و منبع تهدید که یک عامل کاهنده محسوب می‌شود در نظر گرفته شد. شایان ذکر است سطح حفاظت قانونی در مقابل بروز آشفستگی در هر پیکسل نیز یک عامل کاهنده در مدل است که با تخصیص یک ارزش طیفی بین صفر تا یک تعیین می‌شود. ارزش یک بیانگر دسترسی کامل تهدیدات به داخل منطقه حفاظت شده حرا و صفر به معنای عدم دسترسی است. ارزش عددی ۰/۵ برای این عامل در نظر گرفته شد که به مفهوم کارایی ۵۰ درصدی منطقه حفاظت شده در تخفیف تهدیدات بر اساس تغییرات کاربری اراضی است. حساسیت زیستگاه نسبت به هر یک از عوامل تهدید، عامل نهایی برای محاسبه کل تخریب در هر پیکسل است (Chen et al., 2016: 557). این عامل نیز با تخصیص ارزش طیفی بین صفر و یک مشخص می‌شود. در این راستا، حساسیت نسبی هر تیپ زیستگاه نسبت به هر تهدید (جدول ۱) مشخص شد. حساسیت تیپ زیستگاهی j نسبت به تهدید i را با S_{jir} نشان می‌دهند که دامنه‌ای بین صفر تا یک دارد، که با نزدیک شدن آن به عدد یک حساسیت بیشتر می‌شود و بالعکس (Hou and Wu, 2024: 5). مدل فرض می‌کند که حساسیت بیشتر یک تیپ زیستگاهی نسبت به یک تهدید، تخریب بیشتر آن تیپ زیستگاه را به دنبال خواهد داشت (Berta Aneseyee et al., 2020: 2; Aznarez et al., 2022: 4). بنابراین، سطح تهدید کلی در پیکسل x با کاربری اراضی یا تیپ زیستگاهی j عبارت است از Dx_j که با معادله (۱) محاسبه می‌شود (Caro et al., 2020: 4).

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{r=1}^{Y_r} \left(\frac{W_r}{\sum_{r=1}^R W_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jir} \quad (1)$$

در این رابطه Dx_j تهدید کلی در پیکسل x با تیپ زیستگاهی j ، R تعداد فاکتورهای تهدید، Y_r مجموعه پیکسل‌ها در نقشه r ، W_r وزن نسبی اهمیت هر تهدید نسبت به سایر تهدیدها است. r_y اثر عامل تهدید r است که از پیکسل y منشأ می‌گیرد

که این اثر بر روی زیستگاه در پیکسل x را i_{rxy} نشان می‌دهد. همچنین β_x سطح دسترسی به پیکسل x است و S_{jr} دلالت بر حساسیت نسبی هر زیستگاه به تهدید مربوطه است. در این معادله اگر $S_{jr}=0$ باشد، D_{xj} تابعی از تهدید r نیست. i_{rxy} بیانگر مقدار منبع تهدید r_y در شبکه y است که به دو صورت خطی و تصاعدی مطابق با روابط (۲) و (۳) اثرگذار هستند (Wang and Cheng, 2022: 11; Wang et al., 2025: 6).

$$i_{rxy} = \left\{ 1 - \left(\frac{d_{xy}}{d_{r \max}} \right) \right\} \quad (\text{Linear decay}) \quad (2)$$

$$i_{rxy} = \exp \left[- \left(\frac{2.99}{d_{r \max}} \right) d_{xy} \right] \quad (\text{Exponential decline}) \quad (3)$$

d_{xy} بیانگر فاصله بین پیکسل‌های تأثیرات تهدیدات بر روی زیستگاه‌ها و کیفیت آن‌ها است. به‌طور کلی هرچه فاصله بیشتر باشد تأثیر منبع تهدید بر زیستگاه کاهش می‌یابد. $d_{r \max}$ حداکثر فاصله تأثیر عامل تهدید بر روی زیستگاه است. این مقدار، فاصله‌ای را مشخص می‌کند که پس از آن تأثیر منبع تهدید به حداقل می‌رسد و دیگر تأثیر معنی‌داری روی زیستگاه نخواهد داشت. در نهایت، حین اجرای مدل امتیاز تخریب یک سلول با استفاده از تابع نیمه‌اشباع با استفاده از رابطه (۴) تعیین می‌شود. به عبارتی، میزان تخریب پیکسل با استفاده از تابع نیمه‌اشباع به کیفیت زیستگاه تبدیل می‌شود. هرچقدر میزان تخریب افزایش یابد، کیفیت زیستگاه کاهش می‌یابد. کیفیت زیستگاه در پیکسل x که در کاربری اراضی j قرار دارد با Q_{xj} نشان داده می‌شود (Berta Aneseyee et al., 2020: 13; Aznarez et al., 2022:4).

$$Q_{xj} = H_j \left(1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + K^z} \right) \right) \quad (4)$$

در این رابطه Q_{xj} کیفیت زیستگاه پیکسل x در کاربری اراضی j ، H_j مطلوبیت زیستگاه در کاربری اراضی j ، D_{xj}^z سطح تهدید زیستگاه برای پیکسل x در کاربری اراضی j ، K ثابت نیم‌اشباع یا ضریب اشباع برابر نیمی از حداکثر مقدار D_{xj} هستند و z عدد ثابت $2/5$ است. اگر $H_j=0$ باشد آنگاه Q_{xj} برابر با صفر خواهد بود. Q_{xj} با H_j افزایش و با D_{xj}^z کاهش می‌یابد و مقدار آن بیشتر از یک نیست. در جدول ۱ مشخصات داده‌های مورد بررسی جهت ورود به مدل اینوست آورده شده است. کلیه متغیرهای ورودی در بازه متناظر با حضور جنگل‌های حرا در مقیاس سالانه (۲۰۱۹ و ۲۰۲۴) به شکل تصاویر رستری از سامانه GEE اخذ شدند. در همین راستا، با توجه به سابقه تحقیق و متغیرهایی که استفاده شده است و نیز تمرکز بر متغیرهایی که تهدیدات محیطی و طبیعی از جنس‌های داده‌های اقلیمی (تبخیر و تعرق، کمبود آب شیرین، شاخص خشکسالی)، داده‌های آلاینده‌ای (دی‌اکسید گوگرد و دی‌اکسید نیتروژن)، داده‌های انسانی (جمعیت و شاخص ساخت و سازها) و شاخص‌های هیدرولوژیکی (مانند رواناب) و ... استفاده شده است. کلیه این متغیرها از سامانه گوگل ارث انجین و به شکل تصاویر ماهواره‌ای اخذ شدند.

در پژوهش حاضر علاوه بر برآورد کیفیت زیستگاه به‌عنوان متغیر وابسته، با استفاده از مدل InVEST و انجام تحلیل لکه‌های سرد و گرم به صورت تراکم‌های مختلف حرا و کیفیت زیستگاه، همبستگی تهدیدات محیطی با آن نیز انجام شد. در ادامه مراحل انجام تحلیل لکه‌های گرم و سرد و نیز شدت همبستگی آورده شده است.

جدول ۱- مشخصات تهدیدهای محیطی ورودی به مدل اینوست (InVEST) اخذ شده از سامانه گوگل ارث انجین (GEE)

متغیر (تهدید محیطی)	حداکثر فاصله	وزن	توع رابطه	واحد	محصول ماهواره‌ای/منبع در GEE	توضیحات مختصر روش محاسبه
تبخیر و تعرق واقعی (AET)	۷/۷	۰/۷	نمایی	میلی‌متر	MODIS (MOD16A2) محصول تبخیر و تعرق پوشش گیاهی	محاسبه از طریق الگوریتم Penman-Monteith در MOD16A2 با استفاده از داده‌های سنجش از دوری پوشش گیاهی و شاخص‌های جوی
عمق نوری آئروسول (AOD)	۴/۲	۰/۴	خطی	انگسترم	MODIS (MOD04_L2) VIIRS (VNP04) یا محصولات سنجش آئروسول	اندازه‌گیری میزان پراکندگی نور توسط ذرات آئروسول با استفاده از سنجنده‌های MODIS یا VIIRS در طول موج‌های مختلف
کمبود آب اقلیمی (DEF)	۷/۶	۰/۸	نمایی	میلی‌متر	TerraClimate مجموعه داده‌های اقلیمی ماهانه	تفاوت بین تبخیر و تعرق پتانسیل (PET) و واقعی (AET) که از مدل‌های آب و هوایی استخراج می‌شود و نشان‌دهنده کمبود آب هست.
دمای سطح زمین (LST)	۳/۵	۰/۸	نمایی	درجه سانتی‌گراد	MODIS (MOD11A2) دمای سطح زمین با تفکیک یک کیلومتر	محاسبه از طریق اندازه‌گیری تشعشعات حرارتی در باندهای مادون قرمز حرارتی سنجنده MODIS
دی‌اکسید نیتروژن (NO2)	۳/۳	۰/۳	نمایی	میلی گرم بر مترمربع	Sentinel-5P (TROPOMI) محصول نظارت بر آلاینده‌های جوی	اندازه‌گیری غلظت ستونی دی‌اکسیدنیتروژن با استفاده از طیف‌سنج TROPOMI در ماهواره Sentinel-5P
شاخص خشکسالی پالمر (PDSI)	۵/۸	۰/۷	خطی	-	TerraClimate محاسبه بر اساس داده‌های بارش و دما	شاخص ترکیبی محاسبه شده از بارش، دما، ظرفیت نگهداری آب خاک و داده‌های تبخیر و تعرق
جمعیت (POP)	۳/۹	۱	خطی	تعداد در کیلومترمربع	GPW (Gridded WorldPop یا Population of the World)	برآورد تراکم جمعیت با استفاده از روش‌های درون‌یابی داده‌های سرشماری و شاخص‌های شبکه‌ای
رواناب (RO)	۱۱/۲	۰/۵	خطی	میلی‌متر	GLEAM یا ERA5-Land مدل‌های هیدرولوژیکی	محاسبه از طریق مدل‌های هیدرولوژیکی با استفاده از داده‌های بارش، تبخیر و ویژگی‌های سطح زمین
جاده اصلی (ROAD)	۲/۵	۰/۸	خطی	کیلومتر	OpenStreetMap (OSM) Global Roads Inventory یا Project (GRIP)	فاصله از جاده‌های اصلی با استفاده از داده‌های برداری شبکه راه‌ها در OSM یا GRIP
دی‌اکسید گوگرد (SO2)	۲/۸	۰/۳	نمایی	میلی گرم بر مترمربع	Sentinel-5P (TROPOMI) پایش آلاینده‌های جوی	اندازه‌گیری غلظت ستونی دی‌اکسیدگوگرد با استفاده از طیف‌سنج TROPOMI در Sentinel-5P
متغیر (تهدید محیطی)	حداکثر فاصله	وزن	توع رابطه	واحد	محصول ماهواره‌ای/منبع در GEE	توضیحات مختصر روش محاسبه
حداکثر دما (TMMX)	۷/۱	۰/۸	نمایی	درجه سانتی‌گراد	MODIS یا TerraClimate (MOD11A2)	بیشینه دمای روزانه استخراج شده از مدهای آب و هوایی یا داده‌های سنجش از دوری حرارتی
کمبود فشار بخار (VDP)	۵	۰/۲	خطی	پاسکال	TerraClimate محاسبه از داده‌های رطوبت و دما	محاسبه از طریق اختلاف بین فشار بخار اشباع و فشار بخار واقعی با استفاده از داده‌های دما و رطوبت
سرعت باد (VS)	۳/۱۲	۰/۱	نمایی	متر بر ثانیه	ERA5 (ECMWF) مجموعه داده‌های آب‌وهوایی	برآورد سرعت باد از طریق مدل‌های جوی یا داده‌های بادسنجی ایستگاه‌ها

متغیر (تهدید محیطی)	حداکثر فاصله	وزن	توع رابطه	واحد	محصول ماهواره‌ای/منبع در GEE	توضیحات مختصر روش محاسبه
منطقه مسکونی شهری (Urban)	۲/۲	۱	خطی	هکتار	ESA WorldCover MODIS (MCD12Q1) یا طبقه‌بندی پوشش زمین	طبقه‌بندی پوشش زمین با استفاده از الگوریتم‌های یادگیری ماشین روی تصاویر ماهواره‌ای
جاده‌های روستایی (ROAD_2)	۰/۱۲	۱	خطی	کیلومتر	OpenStreetMap (OSM) یا Global Roads Inventory Project (GRIP)	فاصله از جاده‌های اصلی با استفاده از داده‌های برداری شبکه راه‌ها در OSM یا GRIP

۳.۴. تحلیل الگوهای فضایی با شاخص موران محلی^۱ (LISA)

الف) شاخص موران محلی

برای شناسایی لکه‌های گرم (تجمع بالا-بالا) و سرد (تجمع پایین-پایین) از شاخص موران محلی مطابق با رابطه (۵) استفاده شد (Gu et al., 2023: 7; Wang et al., 2025: 7).

$$I_i = \frac{(x_i - \bar{x})}{s^2} \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (5)$$

که در آن x_i مقدار متغیر در مکان i ، $\bar{x}$ میانگین مقادیر، w_{ij} ماتریس وزن فضایی (معمولاً مبتنی بر مجاورت یا فاصله) و s^2 واریانس نمونه است. در پژوهش حاضر، ماتریس وزن فضایی بر اساس فاصله اقلیدسی با آستانه ۵۰۰ متر تعریف و استانداردسازی ردیفی^۲ انجام گرفت. همچنین شاخص موران محلی برای هر پیکسل/واحد فضایی در سطح معنی‌داری با ۹۹۹ جایگشت^۳ محاسبه شد. در ادامه طبقه‌بندی خوشه‌ها در لکه گرم برای مقادیر بالا با همسایگان بالا^۴ ($I_i > 0$, P-value < 0.05)، لکه سرد برای مقادیر پایین با همسایگان پایین^۵ ($I_i < 0$, P-value < 0.05)، نقاط پرت برای مقادیر بالا با همسایگان پایین یا بالعکس ($I_i < 0$) مشخص شد. با استفاده از این روش نقشه‌های خوشه‌بندی فضایی، مساحت لکه‌های گرم/سرد برحسب هکتار و جابجایی مرزهای خوشه‌ها بین سال‌های ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ به دست آمد.

ب) تحلیل همبستگی با ضریب پیرسون

به منظور سنجش رابطه خطی بین متغیرهای محیطی و کیفیت زیستگاه از رابطه (۶) استفاده شد:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (6)$$

که در آن X متغیرهای تهدید (خشکی، سرعت باد، دما، ...) و Y شاخص کیفیت زیستگاه (تراکم پوشش حرا) است. بدین منظور ابتدا پیش‌پردازش داده‌ها شامل نرمال‌سازی داده‌ها با آزمون Shapiro-Wilk و تبدیل داده‌های غیرنرمال با لگاریتم

1. Local Moran's I
2. Row-standardization
3. Permutation test
4. High-High
5. Low-Low

طبیعی انجام شد و سپس محاسبه همبستگی به صورت محاسبه r برای هر جفت متغیر با فرض $H_0: r=0$ صورت گرفت. در ادامه برای تحلیل روند مقایسه ضرایب ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ با شناسایی متغیرهای با تغییرات معنی دار (آزمون t جفتی^۱) انجام شد. هدف از انجام آزمون مذکور مقایسه سیستماتیک تفاوت میانگین ضرایب همبستگی بین دو سال ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ در مورد ضرائب همبستگی تهدیدات محیط زیستی و کیفیت زیستگاه جنگل‌های حرا بود. هدف از آزمون t جفتی، مقایسه میانگین ضرایب همبستگی ۱۳ متغیر تهدیدکننده کیفیت زیستگاه بین دو سال ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ برای بررسی تغییرات کلی سیستم بوده است. شرایط استفاده از این آزمون به این صورت است که داده‌ها باید نرمال باشند، در همین راستا، در پژوهش حاضر با توجه به حجم نمونه کم، از آزمون شاپیرو-ویلک استفاده شد. همچنین مشاهدات باید جفتی و وابسته باشند که مقایسه همان متغیرها در دو زمان مختلف انجام گرفته است. از طرفی، مقیاس داده‌ها فاصله‌ای/نسبی باشد. در پژوهش حاضر نتایج آزمون بدین صورت بود که میانگین تفاوت‌ها ($\bar{d} = 0.031$) نزدیک به صفر و انحراف معیار ($sd = 0.187$) کم بود. همچنین $p\text{-value} = 0.561 > 0.05$ که نشان‌دهنده عدم رد فرض صفر (عدم تفاوت معنادار در سطح کلی) بوده است. دلیل انتخاب این آزمون مقایسه تغییرات زمانی در داده‌های پارامتریک (با فرض نرمالیتی) مناسب است. اما با توجه به حجم نمونه کم ($n=13$) و احتمال نقض نرمال بودن، نیاز به تأیید با یک آزمون ناپارامتریک بود. که از آزمون شاپیرو-ویلک استفاده شد. هدف از آزمون ویلکاکسون^۲، تأیید نتایج آزمون t با یک روش ناپارامتریک (بدون نیاز به نرمالیتی یا نرمال بودن) و نیز شناسایی تغییرات در رتبه‌بندی متغیرها به‌ویژه برای داده‌های با توزیع نامعلوم یا حجم کم. شرایط استفاده از این آزمون شامل بدین صورت است که داده‌ها جفتی و وابسته، مقیاس داده‌ها رتبه‌ای یا فاصله‌ای/نسبی، حذف جفت‌های با تفاوت صفر (در این پژوهش هفت متغیر حذف شدند). در نهایت نتایج آزمون آزمون نشان داد که آماره آزمون ($W = 13$) مقدار بحرانی ($W_{\text{critical}} = 2$) برای $n=6$ و $\alpha=0.05$ بوده است. از طرفی، $p\text{-value} > 0.05$ عدم رد فرض صفر (تأیید نتیجه آزمون t) را نشان داد.

دلایل انتخاب این آزمون بدلیل حجم نمونه پس از حذف جفت‌های صفر به $n=6$ کاهش یافت که شرایط استفاده از آزمون پارامتریک ($t\text{-test}$) را تضعیف می‌کرد و همچنین آزمون ویلکاکسون برای نمونه‌های کوچک و داده‌های غیرنرمال قدرت تشخیص بهتری دارد. در خصوص دلایل توجیهی استفاده از این دو آزمون می‌توان اشاره کرد که هر دو آزمون نشان دادند تغییرات کلی سیستم بین دو سال معنادار نیست، ($p > 0.05$)، اما تحلیل جزئی متغیرها (جدول ۳) وجود دارد. همچنین تأیید دوگانه یا به عبارتی استفاده از هر دو آزمون (پارامتریک و ناپارامتریک) برای افزایش اعتبار نتایج استفاده شده است. حجم نمونه کم که قاعده‌آزمون ویلکاکسون برای نمونه‌های کوچک ($n=6$) مناسب‌تر است و تمرکز بر تغییرات نسبی یا رتبه‌بندی تفاوت‌ها در ویلکاکسون، تغییرات چشمگیر را حتی در عدم معناداری کلی آشکار کرد. بدین منظور محاسبات به شرح زیر انجام شد. در ابتدا رتبه‌بندی قدر مطلق تفاوت‌ها مطابق با جدول ۲ انجام شد.

جدول ۲- نتایج رتبه‌بندی آزمون ویلکاکسون بر اساس قدر مطلق تفاوت‌های تهدیدات محیطی

متغیر	تفاوت متغیر ($d=r_2-r_1$)	قدر مطلق $ d $	رتبه با علامت	رتبه (+/-)
DEF	+۰/۲۰۶	۰/۲۰۶	۵	+۵
TMMX	-۰/۳۴۴	۰/۳۴۴	۹	-۹
VS	+۰/۰۸۷	۰/۰۸۷	۲	+۲
AOD	+۰/۲۵۷	۰/۲۵۷	۷	+۷
PDSI	-۰/۱۶۸	۰/۱۶۸	۴	+۴
SO2	+۰/۰۵۳	۰/۰۵۳	۱	+۱

1. Paired t-test

2. Wilcoxon Signed-Rank Test

متغیر	تفاوت متغیر ($d=r_2-r_1$)	قدر مطلق $ d $	رتبه با علامت	رتبه (+/-)
RO	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
NO2	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
VPD	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
AET	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
LU	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
Urban	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)
POP	+۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	-	حذف (تفاوت صفر)

با توجه به نتایج جدول ۲ حذف جفت‌های با تفاوت صفر انجام گرفت که ۷ مورد از متغیرها حذف شدند. سپس مرتب‌سازی قدر مطلق تفاوت‌ها از کوچک به بزرگ انجام گرفت که به ترتیب SO₂, VS, PDSI, DEF, AOD و TMMX بودند. به عبارتی رتبه ۱ به کوچکترین مقدار قدرمطلق داده شد. در صورتی که قدر مطلق مساوی باشد از میانگین رتبه‌ها استفاده می‌شود. در ادامه مجموع رتبه‌ها با لحاظ مثبت یا منفی بودن محاسبه شده است که مطابق با جدول برای رتبه‌های مثبت ۱۵=۱+۷+۲+۵ و برای رتبه‌های منفی ۱۳=۴+۹ به دست آمد. همچنین آماره آزمون با استفاده از رابطه (۷)، ۱۳ به دست آمد.

$$W = \min(W \quad W \neq 13) \quad (7)$$

با توجه به مقدار بحرانی برای $n=6$ در سطح $\alpha=0.05$: $2 < 13$ و $2 < 13$ نتایج نشان می‌دهد تفاوت معنی‌دار ($p > 0.05$) نبوده و عدم رد فرض صفر (تأیید نتیجه t-test) به دست می‌آید. با توجه به نتایج آزمون‌های T تست و ویلکاکسون که حکایت از عدم تغییرات معنی‌دار متغیرها برای بازه زمانی مطالعه بود، تحلیل تغییرات جزئی (تکی) متغیرها بررسی شد. در این راستا، متغیرهای با تغییرات چشمگیر به شرح جدول ۳ بررسی شدند.

جدول ۳- نتایج تغییرات کلیدی متغیرهای چشمگیر

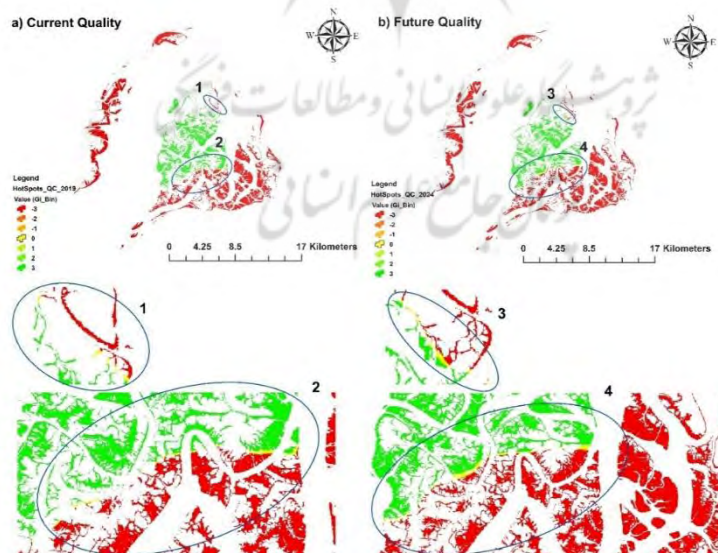
متغیر	Δr	p-value	نتیجه
DEF	+۰/۲۰۶	۰/۰۳۵	معنادار
AOD	+۰/۲۵۷	۰/۰۰۴	بسیار معنادار
TMMX	-۰/۳۴۴	۰/۰۲۱	معنادار
VS	+۰/۰۸۷	۰/۳۱۲	غیرمعنادار

این تحلیل‌ها نشان می‌دهد که اگرچه تغییرات کلی در سطح سیستم معنادار نیست، ولی برخی متغیرهای کلیدی (به ویژه خشکی و آتروسل) تغییرات هشداردهنده‌ای داشته‌اند که نیازمند مداخله مدیریتی است.

۵. یافته‌های پژوهش و بحث

در پژوهش حاضر کیفیت و تخریب زیستگاه جنگل‌های حرا با بررسی لکه‌های گرم و سرد بررسی شد که نتایج آن برای بازه زمانی ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۴ در شکل ۲ ارائه شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود تجمع بالا یا کیفیت زیستگاه بیشتر گونه حرا (لکه‌های گرم) در نواحی مرکزی و داخلی‌تر و تجمع پایین‌تر یا کیفیت زیستگاه کمتر (لکه‌های سرد) این جوامع در مناطق بیرونی‌تر مشاهده می‌شود که ممکن است به دلیل استرس‌های محیطی مانند شوری بالا، جریان‌های قوی مد و جزر، یا فعالیت‌های انسانی باشد. مندال (۲۰۲۴) و آلونگی (۲۰۱۵) نیز تأکید می‌کند که حراها در مناطق مرکزی به دلیل دسترسی به منابع آب

شیرین و رسوبات، تراکم بالاتری دارند که با الگوی مشاهده شده در پژوهش حاضر (تجمع مرکزی لکه‌های گرم) مطابقت دارد. افراد فوق نیز تأکید می‌کنند که حراها در مناطق مرکزی به دلیل دسترسی به منابع آب شیرین و رسوبات، تراکم بالاتری دارند که با الگوی مشاهده شده در پژوهش حاضر (تجمع مرکزی لکه‌های گرم) مطابقت دارد. همچنین نتایج پژوهش حاضر مشابه یافته‌های سانولاه^۱ و همکاران (۲۰۲۵) در پاکستان است نشان داد دسترسی به آب شیرین ناشی از افزایش بارندگی باعث افزایش سطوح جنگل‌های حرا در حدود ۴ درصد در سال می‌شود و بجای حرکت جوامع مانگرو به سمت خشکی، حرکت به سمت دریا اتفاق خواهد افتاد. در تحقیق حاضر پسروری جنگل‌های حرا خورخوران به سمت دریا بدلیل کمبود آب شیرین قابل دسترس رخ داده است. در این خصوص مطابق با شکل ۲ مقدار مثبت (بین ۰ تا ۳)؛ نشان‌دهنده نواحی با تجمع بالای مقادیر (لکه‌های گرم) است. هرچه مقدار به ۳ نزدیک‌تر باشد، شدت تجمع بیشتر است. همچنین مقدار منفی (بین ۰ تا -۳)؛ نشان‌دهنده نواحی با تجمع پایین مقادیر (لکه‌های سرد) است. هرچه مقدار به -۳ نزدیک‌تر باشد، شدت کاهش بیشتر است. مقدار صفر نشان‌دهنده این است که هیچ تجمع معنی‌داری در داده‌ها وجود ندارد. به عبارت دیگر، توزیع مقادیر به صورت تصادفی و یکنواخت در فضا پخش شده است و نه ناحیه‌ای با تجمع بالا و نه ناحیه‌ای با تجمع پایین مشاهده نمی‌شود. در همین راستا، نواحی با تراکم بسیار بالای جنگل‌های حرا (کیفیت خوب زیستگاه) در سال ۲۰۱۹ مساحتی معادل ۲۱۵۵/۲۱ هکتار داشته‌اند. مساحت مناطق دارای تجمع بالا (لکه‌های گرم) مساحتی معادل ۲۱۵۹/۶۸ هکتار داشته‌اند. مساحت نواحی با تجمع پایین‌تر (لکه‌های سرد یا کیفیت پایین زیستگاه) در کل ۴۵۲۰/۰۱ هکتار در سال ۲۰۱۹ بوده است که نواحی با شدت تراکم بسیار پایین سطحی معادل ۴۵۱۵/۶۱ هکتار را به خود اختصاص داده‌اند. در این بین سطحی معادل ۱۶/۹۳ هکتار هیچ‌گونه خوشه‌بندی و تعلق به لکه‌های سرد و گرم را نداشته است. از طرفی، نواحی با تراکم بسیار بالای جنگل‌های حرا در سال ۲۰۲۴ مساحتی معادل ۲۰۲۰/۶۱ هکتار داشته‌اند. مساحت مناطق دارای تجمع بالا (لکه‌های گرم) مساحتی معادل ۲۰۳۱/۷۸ هکتار داشته‌اند. مساحت نواحی با تجمع پایین‌تر (لکه‌های سرد) در کل ۴۸۴۶/۲۵ هکتار در سال ۲۰۲۴ بوده است که نواحی با شدت تراکم بسیار پایین سطحی معادل ۴۸۳۷/۸۱ هکتار را به خود اختصاص داده‌اند. در این بین سطحی معادل ۳۱/۵۵ هکتار هیچ‌گونه خوشه‌بندی و تعلق به لکه‌های سرد و گرم را به خود اختصاص نداده است.

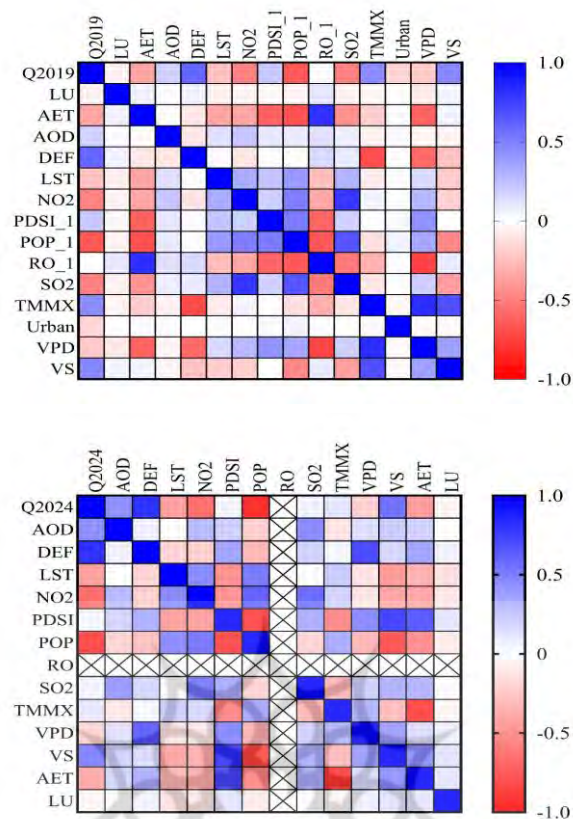


شکل ۲- تغییرات کمربند کیفیت زیستگاه با الگوریتم لکه‌های سرد و گرم

همان گونه که مشاهده می شود سطح نواحی دارای تراکم بسیار بالای جنگل های حرا در بازه زمانی ۶ ساله (۲۰۱۹-۲۰۲۴) ۱۳۴/۶ هکتار کاهش نشان داده است. ۱۲۷/۹ هکتار از مساحت مناطق دارای تراکم بالا (لکه های گرم) کاسته شده است و ۳۲۲/۲ هکتار به وسعت تراکم های بسیار پایین جنگل های حرا اضافه شده است که نشان دهنده تجزیه و تخریب تدریجی جنگل های حرا است. ۳۲۶/۲۴ هکتار به سطح لکه های سرد جنگل های حرا اضافه شده است. همچنین تقریباً مساحت مناطق بدون خوشه بندی و تعلق به لکه های سرد و گرم دو برابر شده است. افزایش مناطق بدون خوشه بندی (از ۱۶/۹۳ به ۳۱/۵۵ هکتار) بیانگر کاهش یکپارچگی اکولوژیکی و افزایش پراکندگی تصادفی درختان حرا است. این عدم تجمع معنی دار جنگل های حرا به عنوان کمربند تغییراتی جنگل های حرا از جوامع پرتراکم به سمت نواحی کم تراکم از سال ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۴ در مناطق جنوبی (به سمت جزیره قشم) حدود ۶۹۰ متر و در نواحی شمالی (به سمت سرزمین اصلی) حدود ۵۴۰ متر جابجایی داشته است. بنابراین به طور متوسط در هر سال ۱۰۰ متر این خط به سمت مناطق مرکزی تر جنگل های حرا پیشروی کرده است و مرز تبدیل مناطق پرتراکم به کم تراکم جنگل های حرا شده است.

جابجایی مرز بین مناطق پرتراکم و کم تراکم به سمت داخل (سالانه ۱۰۰ متر) احتمالاً ناشی از عوامل طبیعی (مانند افزایش سطح دریا، تغییر در رسوب گذاری) یا انسانی (مانند توسعه ساحلی، آلودگی) است که با نتایج گو^۱ و همکاران (۲۰۲۳) نیز همخوانی دارد. نتایج ساسمیتو^۲ (۲۰۱۹) نشان می دهد که تغییرات اقلیمی باعث جابجایی مرزهای جنگل های حرا به سمت خشکی می شود. این یافته با جابجایی ۱۰۰ متری سالانه گزارش شده در مطالعه حاضر همخوانی دارد. گیری^۳ (۲۰۱۱) نیز کاهش جهانی جنگل های حرا به دلیل توسعه ساحلی و تغییرات آب و هوایی را گزارش کرده اند. نتایج پژوهش حاضر در رابطه با کاهش مساحت لکه های گرم با روند جهانی همسوست. در مورد تحلیل فضایی-آماري یکپارچه نتایج شاخص موران برای تفاوت ها معادل؛ $I = 0.32$ ($p=0.02$) محاسبه شد که همانگونه که پیشتر دیده شد این مقدار بیانگر الگوی خوشه ای معنادار در تغییرات مکانی بود. پولادتن و همکاران (۱۳۹۰: ۱) کاهش تراکم حرا در خلیج فارس را به دلیل آلودگی نفتی و توسعه بنادر مرتبط دانسته اند که با کاهش مساحت لکه های گرم در این مطالعه سازگار است.

در بررسی نتایج همبستگی تهدیدات محیط زیستی و کیفیت زیستگاه جنگل های حرا برای سال ۲۰۱۹ مطابق شکل ۳، بیشترین تأثیر را متغیرهای خشکی (کمبود آب شیرین در خاک) با ۰/۶، سرعت وزش باد با ۰/۴۶ و حداکثر دمای روزانه با ۰/۴۵ داشته اند. سایر متغیرها مانند شدت خشکسالی یا میزان گرد و غبار ضرائب همبستگی کمتری را نشان داده اند. همچنین نتایج همبستگی متغیر کیفیت زیستگاه جنگل های حرا در سال ۲۰۲۴ با تهدیدات محیط زیستی نشان داد خشکی (کمبود آب شیرین در خاک) با ۰/۸، سرعت وزش باد با ۰/۵۵ و میزان گرد و غبار با ۰/۴۴ بیشترین تأثیر را در مقایسه با دیگر متغیرها بر کیفیت زیستگاه جنگل های حرا در منطقه خورخوران داشته است. در شکل ۴ نمونه ای از زیستگاه با کیفیت مناسب و تخریب شده در منطقه مورد مطالعه ارائه شده است.



شکل ۳- همبستگی تهدیدات محیط زیستی و کیفیت زیستگاه جنگل‌های حرا در فاصله زمانی ۲۰۲۴-۲۰۱۹



شکل ۴- نمونه تصاویر از محدوده‌های شاهد کاهش کیفیت زیستگاه (سمت راست) و محدوده‌های باطراوت حرای منطقه خورخوران (سمت چپ)

بررسی داده‌های سال‌های ۲۰۱۹ و ۲۰۲۴ در منطقه خورخوران نشان می‌دهد که جنگل‌های حرا تحت تأثیر فزاینده تهدیدات محیط‌زیستی قرار دارند، به‌طوری که الگوی تأثیر عوامل تهدیدکننده در این دو سال هم تداوم داشته و هم تحولاتی را نشان می‌دهد. در سال ۲۰۱۹، متغیر خشکی (کمبود آب شیرین در خاک) با ضریب همبستگی ۰/۶ به‌عنوان قوی‌ترین عامل تهدید شناسایی شد. این مسئله گویای وابستگی حیاتی این بوم‌سازگان به منابع آب شیرین است. هم‌زمان، سرعت وزش باد (۰/۴۶) و حداکثر دمای روزانه (۰/۴۵) نیز تأثیر قابل‌توجهی بر کیفیت زیستگاه داشتند. این یافته‌ها نشان می‌دهد که جنگل‌های حرا نه تنها

با تنش آبی دست‌وپنجه نرم می‌کنند، بلکه تحت تأثیر عوامل اقلیمی ثانویه مانند بادهای شدید (که احتمالاً تبخیر را افزایش می‌دهند) و دمای بالا (که ممکن است بر فتوسنتز تأثیر بگذارد) نیز قرار دارند. در مقابل، عواملی مانند شدت خشکسالی و میزان گرد و غبار نقش کم‌رنگ‌تری ایفا کردند، که شاید به دلیل سازگاری نسبی بوم‌سازگان حرا با چنین شرایطی باشد. با گذشت زمان و رسیدن به سال ۲۰۲۴، روندها نگران‌کننده‌تر شدند. ضریب همبستگی خشکی به ۰/۸ افزایش یافته است که نشان‌دهنده تشدید بحران کم‌آبی است. این افزایش ۳۳ درصدی در یک بازه پنج‌ساله احتمالاً از تغییرات اقلیمی (مانند کاهش بارندگی یا افزایش دما) و فعالیت‌های انسانی (مانند برداشت بی‌رویه آب یا تغییر کاربری اراضی) ناشی می‌شود. سرعت وزش باد نیز با رسیدن به ضریب ۵/۰۵ اهمیت بیشتری یافته است، که ممکن است مرتبط با تغییر الگوهای بادهای محلی یا افزایش طوفان‌های گرد و غبار باشد. نکته جالب توجه، ظهور میزان گرد و غبار به‌عنوان یک متغیر تأثیرگذار با ضریب ۰/۴۴ است، پدیده‌ای که در داده‌های ۲۰۱۹ چندان مشهود نبود. این تغییر احتمالاً بازتابی از فرسایش بادی فزاینده، خشک‌شدن تالاب‌های اطراف و یا توسعه فعالیت‌های صنعتی در منطقه است. مقایسه این دو سال نشان می‌دهد که اگرچه خشکی همواره عامل اصلی تنش زیستی در جنگل‌های حرا بوده، اما سهم عوامل دیگر مانند باد و گرد و غبار در حال افزایش است. این تحولات احتمالاً پیامد تغییرات گسترده‌تر اقلیمی و تخریب محیط‌زیست در سطح منطقه‌ای است. کاهش نسبی تأثیر دما در سال ۲۰۲۴ (در مقایسه با رشد چشمگیر تأثیر خشکی و باد) ممکن است نشانه‌ای از سازگاری جزئی جنگل‌ها با افزایش دما یا تغییر در تعامل بین عوامل مختلف باشد. قیومی^۱ (۲۰۲۲) نیز میانگین دمای سالانه و تغییرات دامنه آن و بارش سالانه را مهمترین متغیرها بر تغییرات سطوح جنگل‌های حرا در جنوب ایران دانسته‌اند. برای مقابله با این چالش‌ها، اقدامات مدیریتی باید بر حفظ منابع آب شیرین (مانند کنترل آب‌های شور، احداث سازه‌های ذخیره آب و مشایعت کنترل شده رواناب‌ها به سمت جنگل‌های حرا)، کاهش فرسایش بادی (از طریق کشت گونه‌های مقاوم به‌عنوان بادشکن)، و پایش مستمر کیفیت هوا و خاک متمرکز شود. همچنین، بررسی‌های میدانی بیشتر برای تعیین آستانه‌های تحمل اکولوژیکی جنگل‌های حرا در برابر این تهدیدات ضروری است. در مجموع، داده‌ها حاکی از آن است که اگر روند فعلی ادامه یابد، فشار بر این بوم‌سازگان‌های ارزشمند به‌طور فزاینده‌ای بحرانی خواهد شد و نیازمند مداخلات سریع حفاظتی است. یافته‌های این مطالعه در رابطه با الگوی فضایی و تهدیدات جنگل‌های حرا با نتایج تحقیقات دیگر در مناطق مختلف جهان همخوانی دارد، اما برخی تفاوت‌های کلیدی نیز مشاهده می‌شود. در خصوص الگوی فضایی و عوامل مؤثر؛ مطالعه حاضر نشان داد که لکه‌های گرم عمدتاً در نواحی مرکزی قرار دارند. این یافته با نتایج المشاهیر^۲ (۲۰۱۷) در جنگل‌های حرا امارات متحده عربی همسو است که نشان داد مناطق مرکزی به دلیل دسترسی بهتر به آب شیرین زیرزمینی و محافظت از باد، تراکم بیشتری دارند. همچنین الحوقیل^۳ (۲۰۲۵) نیز تنش اکولوژیکی جنگل‌های حرا در سواحل جازان را در نتیجه اختلال در تأمین آب شیرین را نشان دادند. در مورد تأثیر خشکی؛ مطالعه حاضر نشان داد افزایش ضریب همبستگی خشکی از ۰/۶ به ۰/۸ در مطالعه ما با یافته‌های دوک^۳ (۲۰۱۷) در استرالیا مطابقت دارد که نشان داد کمبود رطوبت و شرایط آب و هوایی شدید خشک مهم‌ترین عامل تخریب جنگل‌های حرا است. با این حال، مطالعه گیری (۲۰۱۵) در هند نشان داد که در آن منطقه، شوری آب بیشتر از کمبود آب تأثیرگذار بوده است. همچنین نتایج مرتبط با نقش باد و گرد و غبار؛ یافته‌های پژوهش حاضر در خصوص افزایش تأثیر باد (۰/۴۶ به ۰/۵۵) بوده است. در مورد راهکارهای مدیریتی؛ پیشنهادات نویسندگان درباره مدیریت آب با توصیه‌های آلونگی (۲۰۱۵) همسو است.

1. Ghayoumi

2. Almahasheer

3. Duke

۶- نتیجه گیری

نتایج این مطالعه نشان دهنده افزایش فشارهای محیطی و انسانی بر جنگل‌های حرا است که منجر به کاهش مناطق پرتراکم و گسترش مناطق کم‌تراکم شده است. این روند با یافته‌های پژوهش‌های جهانی و ملی همسو است و لزوم مدیریت یکپارچه حفاظتی (مانند کنترل آلودگی، محدودیت توسعه ساحلی، و احیای مناطق تخریب‌شده) را پررنگ می‌کند. همچنین، پایش سالانه جابجایی مرزهای تراکم حرا می‌تواند به عنوان شاخصی برای ارزیابی سلامت بوم‌سازگان حرا استفاده شود. بررسی الگوی تجمع فضایی جنگل‌های حرا در منطقه خورخوران طی سال‌های ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۴ نشان دهنده روند نگران‌کننده‌ای از تخریب تدریجی این بوم‌سازگان ارزشمند است. نتایج حاکی از آن است که جنگل‌های حرا به صورت ناهمگون در سطح منطقه توزیع شده‌اند، به‌طوری که لکه‌های گرم با تراکم بالا عمدتاً در نواحی مرکزی و داخلی متمرکز هستند، درحالی‌که لکه‌های سرد با تراکم پایین در مناطق حاشیه‌ای پراکنده شده‌اند. این الگوی توزیع فضایی به‌وضوح نشان دهنده وابستگی شدید این بوم‌سازگان به شرایط محیطی مطلوب در نواحی مرکزی است. این تغییرات نشان دهنده تشدید تهدیدات محیطی علیه جنگل‌های حرا است. افزایش ضریب خشکی احتمالاً ناشی از تغییرات اقلیمی و کاهش منابع آب شیرین است. از سوی دیگر، افزایش تأثیر باد و ظهور گرد و غبار به عنوان یک عامل تأثیرگذار جدید در سال ۲۰۲۴، ممکن است نشان دهنده تغییر الگوهای بادهای محلی یا افزایش فعالیت‌های انسانی در منطقه باشد. روند مشاهده‌شده حاکی از تشکیل یک چرخه معیوب تخریب است. خشکی باعث کاهش تراکم درختان می‌شود که به نوبه خود منجر به افزایش فرسایش بادی و گرد و غبار می‌شود و این عوامل مجدداً خشکی را تشدید می‌کنند. چرخه مذکور اگر کنترل نشود، می‌تواند به ناپدیدشدن تدریجی جنگل‌های حرا در منطقه منجر شود. برای مقابله با این روند نگران‌کننده، اجرای اقدامات مدیریتی فوری ضروری است. اقدامات باید شامل مدیریت منابع آب از طریق احداث سازه‌های کنترل شوری و هدایت آب شیرین به سمت مناطق آسیب‌دیده، کنترل فرسایش بادی با ایجاد بادشکن‌های طبیعی و محدودیت فعالیت‌های صنعتی تولیدکننده گرد و غبار، و همچنین برنامه‌های پایش و بازسازی جنگل‌ها باشد. علاوه بر این، انجام مطالعات میدانی برای تعیین آستانه‌های تحمل بوم‌سازگان حرا در برابر تنش‌های محیطی می‌تواند به طراحی راهکارهای مؤثرتر کمک کند. در مجموع، یافته‌های پژوهش حاضر نشان می‌دهد که جنگل‌های حرا در منطقه خورخوران با تهدیدات فزاینده‌ای مواجه هستند که در حال تغییر ساختار فضایی و کاهش کیفیت کلی این بوم‌سازگان ارزشمند هستند. بدون مداخلات سریع و مؤثر، روند تغییرات می‌تواند به عواقب جبران‌ناپذیری برای تنوع زیستی و کارکردهای اکولوژیکی منطقه منجر شود. در حالی که بسیاری از مطالعات جهانی تأثیر عوامل استرس‌زای مشابه (خشکی، باد، تغییرات اقلیمی) بر جنگل‌های حرا را تأیید می‌کنند، شدت و سرعت تغییرات مشاهده‌شده در منطقه خورخوران به‌ویژه در مورد نرخ سریع جابجایی مرزها (سالانه ۱۰۰ متر)، ظهور سریع گرد و غبار به عنوان عامل تهدید جدید و افزایش شدید ضریب خشکی (۳۳٪ در ۵ سال) نسبت به سایر مناطق چشمگیرتر است. این تفاوت‌ها ممکن است ناشی از ترکیب خاص عوامل انسانی و طبیعی در منطقه باشد که نیاز به راهکارهای مدیریتی بومی‌شده دارد. در نهایت استفاده از تصاویر ماهواره‌ای با وضوح بالاتر (مانند Sentinel-2) و مدل‌سازی عوامل تأثیرگذار (مانند شوری آب، رسوبات، و فعالیت‌های انسانی و ...) برای تحلیل دقیق‌تر علل تغییرات پیشنهاد می‌شود.

۷. حامیان پژوهش

این پژوهش حامی مالی و معنوی نداشته است.

۸. مشارکت نویسندگان

نویسنده اول: مفهوم‌سازی، انجام تحلیل‌های نرم‌افزاری/آماري، نگارش نسخه اولیه مقاله

نویسنده دوم: ویرایش، بازبینی و نهایی‌سازی مقاله، کنترل نتایج

نویسنده سوم: بازبینی متن مقاله، تحلیل‌های آماری

۹. تعارض منافع

نویسندگان اعلام می‌کنند که هیچ گونه تضاد منافی ندارند.

۱۰. تقدیر و تشکر

نویسندگان بدینوسیله از همه کسانی که به نوعی در انجام این پژوهش یاری رسانده‌اند قدردانی می‌نمایند.

منابع

- پولادتن، لیا و برنجی، مهزاد و مقدم نیا، نازنین. (۱۳۹۰)، تاثیر آلاینده‌های نفتی بر درختان حرا منطقه نایبند، همایش منطقه‌ای جنگل‌ها و محیط زیست ضامن توسعه پایدار.
- سبزقبائی، غلامرضا، دشتی، سیده سولماز، بزم آرا بلشتی، مژگان و جعفرزاده، کاوه. (۱۳۹۴)، آشکارسازی روند تغییرپذیری منطقه حفاظت شده حرای خورخوران، زیست‌شناسی دریا، ۷ (۲)، ص.ص ۱-۱۲.
- کاظمی، محمد و جعفرپور، عاطفه. (۱۴۰۳). طبقه‌بندی سری زمانی کاربری اراضی با استفاده از شاخص‌های طیفی، تصاویر سنتینل ۲ و نمونه‌های آموزشی متغیر در بستر گوگل ارث انجین (GEE)، علوم و مهندسی آبخیزداری/ایران. ۱۸ (۶۷): صص ۱-۱۵.
- Alemu, J. B., Richards, D. R., Gaw, L. Y. F., Masoudi, M., Nathan, Y., & Friess, D. A. (2021). Identifying spatial patterns and interactions among multiple ecosystem services in an urban mangrove landscape. *Ecological Indicators*, 121, 107042. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107042>
- Al-Huqail, A. A., Islam, Z., & Al-Harbi, H. F. (2025). Ecological Stress Modeling to Conserve Mangrove Ecosystem Along the Jazan Coast of Saudi Arabia. *Land*, 14(1), 70. <https://doi.org/10.3390/land14010070>
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(3), pp. 331-349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alongi, D. M. (2015). The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1, pp. 30-39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Almahasheer, H., Serrano, O., Duarte, C. M., Arias-Ortiz, A., Masque, P., & Irigoien, X. (2017). Low carbon sink capacity of Red Sea mangroves. *Scientific reports*, 7(1), 9700. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10424-9>
- Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical analysis*, 27(2), pp. 93-115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Aznarez, C., Svenning, J. C., Taveira, G., Baró, F., & Pascual, U. 2022. Wildness and habitat quality drive spatial patterns of urban biodiversity. *Landsc. Urban Plan.*, 228, 104570. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104570>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), pp. 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Berta Aneseyee, A., Noszczyk, T., Soromessa, T., & Elias, E. 2020. The InVEST habitat quality model associated with land use/cover changes: A qualitative case study of the Winike Watershed in the Omo-Gibe Basin, Southwest Ethiopia. *Remote Sens.*, 12(7), 1103. <https://doi.org/10.3390/rs12071103>
- Caro, C., Marques, J. C., Cunha, P. P., & Teixeira, Z. 2020. Ecosystem services as a resilience descriptor in habitat risk assessment using the InVEST model. *Ecol. Indic.*, 115, 106426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106426>
- Chen, Y., Qiao, F., & Jiang, L. (2016). Effects of land use pattern change on regional scale habitat quality based on InVEST model—a case study in Beijing. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 52, pp. 553-562.
- Cinco-Castro, S., & Herrera-Silveira, J. (2020). Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & coastal management*, 192, 105196. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105196>

- Dashtbozorgi, F., Hedayatiaghmashhadi, A., Dashtbozorgi, A., Ruiz-Agudelo, C. A., Fürst, C., Cirella, G. T., & Naderi, M. (2023). Ecosystem services valuation using InVEST modeling: Case from southern Iranian mangrove forests. *Regional Studies in Marine Science*, 60, 102813. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102813>
- Duke, N. C., Kovacs, J. M., Griffiths, A. D., Preece, L., Hill, D. J., Van Oosterzee, P., ... & Burrows, D. (2017). Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research*, 68(10), pp. 1816-1829. <https://doi.org/10.1071/MF16322>
- Ghayoumi, R., Ebrahimi, E., & Mousavi, S. M. (2022). Dynamics of mangrove forest distribution changes in Iran. *Journal of Water and Climate Change*, 13(6), pp. 2479-2489. <https://doi.org/10.2166/wcc.2022.069>
- Getis, A., & Ord, J. K. (1992). The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical analysis*, 24(3), pp. 189-206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>
- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2), pp. 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Giri, C., Long, J., Abbas, S., Murali, R. M., Qamer, F. M., Pengra, B., & Thau, D. (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. *Journal of environmental management*, 148, pp. 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., ... & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global ecology and biogeography*, 20(1), pp. 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Gu, L., Yan, J., Li, Y., & Gong, Z. (2023). Spatial-temporal evolution and correlation analysis between habitat quality and landscape patterns based on land use change in Shaanxi Province, China. *Ecology and Evolution*, 13(11), e10657. <https://doi.org/10.1002/ece3.10657>
- Hagger, V., Worthington, T. A., Lovelock, C. E., Adame, M. F., Amano, T., Brown, B. M., ... & Saunders, M. I. (2022). Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nature Communications*, 13(1), 6373. 1-16. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33962-x>
- Hou, Y., & Wu, J. 2024. Land-use and habitat quality prediction in the Fen River Basin based on PLUS and InVEST models. *Front. environ. sci.*, 12, 1386549. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1386549>
- Mondal, I., Naskar, P. K., Alsulamy, S., Jose, F., Hossain, S. A., Mohammad, L., ... & Juliev, M. (2024). Habitat quality and degradation change analysis for the Sundarbans mangrove forest using invest habitat quality model and machine learning. *Environment, Development and Sustainability*, pp.1-26. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05257-2>
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). Google earth engine applications. *Remote sensing*, 11(5), 591.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., ... & Yong, J. W. H. (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5(4), e10095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>
- Sabzghabaei G R, Dashti S S, BazmaraBaleshti M, Jafarzadeh K. Change Detection of Koor_e_khooran Harra Protected Area Using Remote Sensing and GIS. 3 2015; 7 (2) :1-12. <http://jmb.ahvaz.iau.ir/article-1-367-fa.html>
- Saputra, W., Giyarsih, S. R., & Muhidin, S. (2023). Spatial analysis of slum areas on the riverbanks of Palembang City using the Anselin Local Moran's I analysis. *GeoJournal*, 88(6), pp. 6523-6538. <https://doi.org/10.1007/s10708-023-10983-7>
- Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso, D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global change biology*, 25(12), pp. 4291-4302. <https://doi.org/10.1111/gcb.14774>
- Sanaullah, S., Yang, D., Zhong, R., Zhao, L., Shafi, M., & Akbar, A. J. (2025). Mangrove dynamics in Pakistan: A long-term study of coastal ecosystem shifts over more than three decades. *Ecological Indicators*, 174, 113452. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113452>
- Savari, M., Damaneh, H. E., & Damaneh, H. E. (2022). Factors involved in the degradation of mangrove forests in Iran: A mixed study for the management of this ecosystem. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126153. 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126153>
- Solek, C.W., Stein, E.D. & Sutula, M. (2011). Demonstration of an integrated watershed assessment using a three-tiered assessment framework. *Wetlands Ecol Manage* 19, pp. 459–474. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9230-6>
- Sumarmi, S., Purwanto, P., & Bachri, S. (2021). Spatial analysis of mangrove forest management to reduce air temperature and CO2 emissions. *Sustainability*, 13(14), 8090. <https://doi.org/10.3390/su13148090>
- Qin, W., Ismail, M. H., Ramli, M. F., Deng, J., & Wu, N. (2025). Evaluation and Prediction of Ecological Quality Based on Remote Sensing Environmental Index and Cellular Automata-Markov. *Sustainability*, 17(8), 3640. <https://doi.org/10.3390/su17083640>

- Tinh, P. H., MacKenzie, R. A., Hung, T. D., Hanh, N. T. H., Hanh, N. H., Manh, D. Q., ... & Tuan, M. S. (2022). Distribution and drivers of Vietnam mangrove deforestation from 1995 to 2019. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 27(4), 29. <https://doi.org/10.1007/s11027-022-10005-w>
- Tun, A. W., Tong, X., Aye, W. N., & Li, J. (2025). Stand Structures and Carbon Storage Potential of Mangroves in Chaungkaphee Protected Public Forest, Tanintharyi Coastal Region, Myanmar. *Forests*, 16(3), 554. <https://doi.org/10.3390/f16030554>
- Wang, B., & Cheng, W. 2022. Effects of land use/cover on regional habitat quality under different geomorphic types based on InVEST model. *Remote Sens.*, 14(5), 1279. <https://doi.org/10.3390/rs14051279>
- Wang, R., Zhuang, H., Cheng, M., Yang, H., Wang, W., Ci, H., & Yan, Z. (2025). Spatial and Temporal Variations of Habitat Quality and Influencing Factors in Urban Agglomerations on the North Slope of Tianshan Mountains, China. *Land*, 14(3), 539. <https://doi.org/10.3390/land14030539>
- Wiarta, R., Firdaus Silamon, R., ISHAG ARBAB, M. O. H. A. M. M. E. D., Badshah, M. T., Hayat, U., & Meng, J. (2025). Assessing of Driving Factors and Change Detection of Mangrove Forest in Kubu Raya District, Indonesia. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1511361. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1511361>
- Xu, M., Wang, Z., Liang, Y., Mo, Z., & Zhang, Q. (2024). Analysis of spatiotemporal evolution characteristics and recovery patterns of mangrove forests in China since 1978. *Ecological Indicators*, 169, 112882. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112882>
- Yuan, Y., Cave, M., & Zhang, C. (2018). Using Local Moran's I to identify contamination hotspots of rare earth elements in urban soils of London. *Applied geochemistry*, 88, 167-178.

References:

- Alemu, J. B., Richards, D. R., Gaw, L. Y. F., Masoudi, M., Nathan, Y., & Friess, D. A. (2021). Identifying spatial patterns and interactions among multiple ecosystem services in an urban mangrove landscape. *Ecological Indicators*, 121, 107042. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107042>
- Al-Huqail, A. A., Islam, Z., & Al-Harbi, H. F. (2025). Ecological Stress Modeling to Conserve Mangrove Ecosystem Along the Jazan Coast of Saudi Arabia. *Land*, 14(1), 70. <https://doi.org/10.3390/land14010070>
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(3), pp. 331-349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alongi, D. M. (2015). The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1, pp. 30-39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>
- Almahasheer, H., Serrano, O., Duarte, C. M., Arias-Ortiz, A., Masque, P., & Irigoien, X. (2017). Low carbon sink capacity of Red Sea mangroves. *Scientific reports*, 7(1), 9700. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10424-9>
- Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical analysis*, 27(2), pp. 93-115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>
- Aznarez, C., Svenning, J. C., Taveira, G., Baró, F., & Pascual, U. 2022. Wildness and habitat quality drive spatial patterns of urban biodiversity. *Landsc. Urban Plan.*, 228, 104570. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104570>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), pp. 169-193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Berta Aneseyee, A., Noszczyk, T., Soromessa, T., & Elias, E. 2020. The InVEST habitat quality model associated with land use/cover changes: A qualitative case study of the Winike Watershed in the Omo-Gibe Basin, Southwest Ethiopia. *Remote Sens.*, 12(7), 1103. <https://doi.org/10.3390/rs12071103>
- Caro, C., Marques, J. C., Cunha, P. P., & Teixeira, Z. 2020. Ecosystem services as a resilience descriptor in habitat risk assessment using the InVEST model. *Ecol. Indic.*, 115, 106426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106426>
- Chen, Y., Qiao, F., & Jiang, L. (2016). Effects of land use pattern change on regional scale habitat quality based on InVEST model—a case study in Beijing. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 52, pp. 553–562.
- Cinco-Castro, S., & Herrera-Silveira, J. (2020). Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & coastal management*, 192, 105196. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105196>
- Dashtbozorgi, F., Hedayatiaghmashhadi, A., Dashtbozorgi, A., Ruiz-Agudelo, C. A., Fürst, C., Cirella, G. T., & Naderi, M. (2023). Ecosystem services valuation using InVEST modeling: Case from southern Iranian mangrove forests. *Regional Studies in Marine Science*, 60, 102813. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102813>
- Duke, N. C., Kovacs, J. M., Griffiths, A. D., Preece, L., Hill, D. J., Van Oosterzee, P., ... & Burrows, D. (2017). Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response,

- coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research*, 68(10), pp. 1816-1829. <https://doi.org/10.1071/MF16322>
- Ghayoumi, R., Ebrahimi, E., & Mousavi, S. M. (2022). Dynamics of mangrove forest distribution changes in Iran. *Journal of Water and Climate Change*, 13(6), pp. 2479-2489. <https://doi.org/10.2166/wcc.2022.069>
- Getis, A., & Ord, J. K. (1992). The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical analysis*, 24(3), pp. 189-206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>
- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2), pp. 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>
- Giri, C., Long, J., Abbas, S., Murali, R. M., Qamer, F. M., Pengra, B., & Thau, D. (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. *Journal of environmental management*, 148, pp. 101-111. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., ... & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global ecology and biogeography*, 20(1), pp. 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Gu, L., Yan, J., Li, Y., & Gong, Z. (2023). Spatial-temporal evolution and correlation analysis between habitat quality and landscape patterns based on land use change in Shaanxi Province, China. *Ecology and Evolution*, 13(11), e10657. <https://doi.org/10.1002/ece3.10657>
- Hagger, V., Worthington, T. A., Lovelock, C. E., Adame, M. F., Amano, T., Brown, B. M., ... & Saunders, M. I. (2022). Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nature Communications*, 13(1), 6373. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-33962-x>
- Hou, Y., & Wu, J. 2024. Land-use and habitat quality prediction in the Fen River Basin based on PLUS and InVEST models. *Front. environ. sci.*, 12, 1386549. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1386549>
- Kazemi, M., & Jafarpour, A. (2025). Multi Temporal Land use/Land cover using Spectral indices, Sentinel-2 Imagery and Migrated Training Samples in Google Earth Engine. *Iranian Journal of Watershed Management Science and Engineering*, 18(67), pp. 1-15 . [In Persian]
- Mondal, I., Naskar, P. K., Alsulamy, S., Jose, F., Hossain, S. A., Mohammad, L., ... & Juliev, M. (2024). Habitat quality and degradation change analysis for the Sundarbans mangrove forest using invest habitat quality model and machine learning. *Environment, Development and Sustainability*, pp.1-26. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05257-2>
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). Google earth engine applications. *Remote sensing*, 11(5), 591.
- Poladatan, L., Berenji, M., & Moghadamnia, Nazanin, (2011), The impact of oil pollutants on mangrove trees in the Nayband region, Regional Conference on Forests and Environment as a Guarantee of Sustainable Development. [In Persian]
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., ... & Yong, J. W. H. (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5(4), e10095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>
- Sabzghabaei G R, Dashti S S, BazmaraBaleshti M, Jafarzadeh K. Change Detection of Khoor_e_khooran Harra Protected Area Using Remote Sensing and GIS. 3 2015; 7 (2) :1-12. [In Persian]
<http://jmb.ahvaz.iau.ir/article-1-367-fa.html>
- Saputra, W., Giyarsih, S. R., & Muhidin, S. (2023). Spatial analysis of slum areas on the riverbanks of Palembang City using the Anselin Local Moran's I analysis. *GeoJournal*, 88(6), pp. 6523-6538. <https://doi.org/10.1007/s10708-023-10983-7>
- Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso, D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global change biology*, 25(12), pp. 4291-4302. <https://doi.org/10.1111/gcb.14774>
- Sanaullah, S., Yang, D., Zhong, R., Zhao, L., Shafi, M., & Akbar, A. J. (2025). Mangrove dynamics in Pakistan: A long-term study of coastal ecosystem shifts over more than three decades. *Ecological Indicators*, 174, 113452. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113452>
- Savari, M., Damaneh, H. E., & Damaneh, H. E. (2022). Factors involved in the degradation of mangrove forests in Iran: A mixed study for the management of this ecosystem. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126153. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126153>
- Solek, C.W., Stein, E.D. & Sutula, M. (2011). Demonstration of an integrated watershed assessment using a three-tiered assessment framework. *Wetlands Ecol Manage* 19, pp. 459–474. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9230-6>
- Sumarmi, S., Purwanto, P., & Bachri, S. (2021). Spatial analysis of mangrove forest management to reduce air temperature and CO2 emissions. *Sustainability*, 13(14), 8090. <https://doi.org/10.3390/su13148090>
- Qin, W., Ismail, M. H., Ramli, M. F., Deng, J., & Wu, N. (2025). Evaluation and Prediction of Ecological Quality Based on Remote Sensing Environmental Index and Cellular Automata-Markov. *Sustainability*, 17(8), 3640. <https://doi.org/10.3390/su17083640>

- Tinh, P. H., MacKenzie, R. A., Hung, T. D., Hanh, N. T. H., Hanh, N. H., Manh, D. Q., ... & Tuan, M. S. (2022). Distribution and drivers of Vietnam mangrove deforestation from 1995 to 2019. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 27(4), 29. <https://doi.org/10.1007/s11027-022-10005-w>
- Tun, A. W., Tong, X., Aye, W. N., & Li, J. (2025). Stand Structures and Carbon Storage Potential of Mangroves in Chaungkaphee Protected Public Forest, Tanintharyi Coastal Region, Myanmar. *Forests*, 16(3), 554. <https://doi.org/10.3390/f16030554>
- Wang, B., & Cheng, W. 2022. Effects of land use/cover on regional habitat quality under different geomorphic types based on InVEST model. *Remote Sens.*, 14(5), 1279. <https://doi.org/10.3390/rs14051279>
- Wang, R., Zhuang, H., Cheng, M., Yang, H., Wang, W., Ci, H., & Yan, Z. (2025). Spatial and Temporal Variations of Habitat Quality and Influencing Factors in Urban Agglomerations on the North Slope of Tianshan Mountains, China. *Land*, 14(3), 539. <https://doi.org/10.3390/land14030539>
- Wiarta, R., Firdaus Silamon, R., ISHAG ARBAB, M. O. H. A. M. M. E. D., Badshah, M. T., Hayat, U., & Meng, J. (2025). Assessing of Driving Factors and Change Detection of Mangrove Forest in Kubu Raya District, Indonesia. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1511361. <https://doi: 10.3389/ffgc.2025.1511361>
- Xu, M., Wang, Z., Liang, Y., Mo, Z., & Zhang, Q. (2024). Analysis of spatiotemporal evolution characteristics and recovery patterns of mangrove forests in China since 1978. *Ecological Indicators*, 169, 112882. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112882>
- Yuan, Y., Cave, M., & Zhang, C. (2018). Using Local Moran's I to identify contamination hotspots of rare earth elements in urban soils of London. *Applied geochemistry*, 88, 167-178.

نحوه استناد به این مقاله:

کاظمی، محمد؛ جعفرپور، عاطفه؛ و احمدی، یوسف (۱۴۰۳). ارزیابی تغییرات کیفیت زیستگاه و شناسایی تهدیدات کلیدی محیطی با استفاده از داده‌های گوگل ارث انجین (GEE)، مدل InVEST و تحلیل لکه‌های حرارتی (مطالعه موردی: خورخوران استان هرمزگان). *مطالعات جغرافیایی نواحی ساحلی*، ۲۳(۴)، ۷۹-۹۹.
DOI: 10.22124/GSCAJ.2025.30650.1359

Copyrights:

Copyright for this article is retained by the author(s), with publication rights granted to *Geographical studies of Coastal Areas Journal*. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

