Vol. ?, No. ?, ? ?, p.?-? ISSN (Print):2322-1682 ISSN (Online):2383-3076

Journal of Geography and Environmental Hazards

RESEARCH ARTICLE DOI: 10.22067/GEOEH.2026.100638.1696 OPEN ACCESS

Cumulative Spatial Risk Assessment of Multiple Stressors on Black Francolin Habitat in Sistan Using the Habitat Risk Assessment (HRA)

Malihe Erfani [1*]

[1] Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Zabol, Zabol, Iran

ARTICLE INFO

Article History:

Received: 10 June 2026

Revised: 12 October 2026

Accepted: 15 October 2026

Available Online:

16 October 2026

Keywords:

Conservation beyond Protected Areas

Risk Assessment

Recovery Potential

Stressor

ABSTRACT

The Black Francolin (Francolinus francolinus bogdanovi) is a characteristic bird species of the dry ecosystems of eastern Iran, whose persistence depends on the availability and quality of natural and semi-natural habitats. This study aimed to assess the spatial pattern of cumulative habitat risk for the Black Francolin and examine differences among habitats in terms of exposure, consequence, and recovery potential using the Habitat Risk Assessment (HRA) model. Seven stressors were included: Atmospheric Aerosol Optical Depth (AOD), used as an indicator of atmospheric aerosol and dust load; Land Surface Temperature (LST); negative changes in the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) between spring and summer; roads; cities; mines; and villages. Four habitat classes were evaluated: agricultural land, rangeland, bare land, and scattered woodland. Agricultural land, rangeland, and scattered woodland and shrubland contained distinct hotspots of moderate to high cumulative risk. The mean cumulative risk was 7.37, 3.63, 5.02, and 2.24 for agricultural land, rangeland, scattered woodland and shrubland, and bare land, respectively. Moderate to high-risk classes covered 78.5% of agricultural land, compared with 23.4% of rangelands and 39.6% of scattered woodland and shrubland. The highest cumulative risk value (11.65) was recorded in rangelands. Among the stressors, AOD, LST, and changes in NDVI contributed more strongly to the cumulative risk pattern. The results can provide a basis for prioritizing conservation actions outside protected areas in eastern Sistan.

[*] Corresponding author: Malihe Erfani E-mail address: maliheerfani@uoz.ac.ir

How to cite this article: Erfani, M. (2026). Cumulative Spatial Risk Assessment of Multiple Stressors on Black Francolin Habitat in Sistan Using the Habitat Risk Assessment (HRA). *Journal of Geography and Environmental Hazards, ?*(?), ?-?. https://doi.org/10.22067/geoeh.2026.100638.1696

©2026 The author(s). This is an open access article distributed under Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0)

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Land-use change, the expansion of human activities, and increasing climatic pressures are among the major threats to biodiversity in dry and semi-arid ecosystems. In these environments, limited water availability, high sensitivity of vegetation, and species' dependence on small and fragmented habitat patches mean that the simultaneous occurrence of multiple stressors can have substantial consequences for species associated with these ecosystems. The Black Francolin (*Francolinus francolinus bogdanovi*) is one of the characteristic bird species of the dry ecosystems of eastern Iran. Under the arid conditions of Sistan, the species is particularly dependent on vegetated patches, agricultural lands, and open habitats. The persistence and quality of these habitats are affected by a combination of environmental and human pressures, including drought, changes in vegetation cover, increasing temperatures, dust, settlement expansion, and human infrastructure.

Although previous studies in the region have mainly focused on the distribution and habitat suitability of the Black Francolin and the factors influencing them, the combined and cumulative effects of multiple stressors on different habitats have received less attention. In real landscapes, habitats are generally exposed to several stressors simultaneously, and a high level of exposure to a particular stressor does not necessarily result in the same consequences for all habitats. Habitat Risk Assessment (HRA) can therefore provide a useful framework for distinguishing between exposure and consequence and for examining differences in habitat sensitivity to multiple stressors. The present study aimed to assess the spatial pattern of cumulative habitat risk for the Black Francolin in eastern Sistan, compare habitats in terms of exposure and consequence, identify risk hotspots, and evaluate habitat recovery potential.

Material and Methods

The study area was located in the eastern part of the Sistan Plain in the northern part of Sistan and Baluchestan Province, southeastern Iran. Four major habitat classes were considered for habitat risk assessment: agricultural lands, rangelands, bare lands, and scattered woodland and shrubland. Seven stressors were selected to assess pressures affecting these habitats: Aerosol Optical Depth (AOD), Land Surface Temperature (LST), negative changes in the normalized difference vegetation index (NDVI) between spring and summer, roads, cities, mines, and villages. AOD was considered an indicator of atmospheric aerosol and dust load, LST represented surface thermal conditions, and changes in NDVI were used as an indicator of changes in vegetation condition. Roads, cities, mines, and villages represented pressures associated with human activities and infrastructure.

Remote-sensing data used to derive the environmental stressors were obtained from MODIS products, while spatial data representing human-related stressors were also collected and standardized. Historical remote-sensing data covering the period from 2015 to 2025 were processed using Google Earth Engine. Following the preparation of habitat and stressor layers, habitat risk assessment was conducted using the HRA framework in the TerrSet environment. For each habitat–stressor combination, exposure and consequence were determined, and the risks associated with individual stressors were subsequently aggregated to obtain cumulative risk. The relative contribution of individual stressors to each habitat was examined using exposure–consequence plots. Cumulative risk maps were also generated for the different habitats as well as for the study area as a whole. Finally, habitat recovery potential was assessed to examine spatial differences in the capacity of habitats to recover under the existing pressures.

To examine the sensitivity of the results, two scenarios were developed by changing the scores of manageable stressors by one point toward better or worse conditions compared with the baseline scenario. The model was then run twice more, and the resulting continuous risk maps were classified into three classes of low, moderate, and high risk using the equal interval method. The two scenarios were then compared with the expert-based baseline scenario to evaluate the stability of the resulting risk patterns.

Results and Discussion

The results showed that cumulative habitat risk for the Black Francolin was not uniformly distributed across the study area but occurred in distinct and spatially concentrated patches. Moderate

to high-risk hotspots were mainly observed in the northern, northeastern, and eastern parts of the study area. Comparison of habitats within the exposure–consequence space showed that most habitats experienced relatively high levels of exposure to multiple stressors, whereas cumulative consequences differed among habitats. Thus, final risk was not determined solely by the level of exposure to stressors; differences in habitat sensitivity and the potential consequences of stressors also played an important role in determining overall risk.

Agricultural lands had the highest mean cumulative risk among the habitats examined, and higher-risk hotspots in these areas were mainly associated with locations characterized by greater concentrations of human activities and environmental changes. The simultaneous exposure of agricultural lands to environmental stressors such as AOD, LST, and changes in NDVI, together with human-related pressures such as roads and villages, highlights the multi-stressor nature of risk in this habitat. This finding is particularly important from a conservation perspective because agricultural lands and vegetated patches can provide important habitat for the Black Francolin under the dry conditions of the region, while at the same time being exposed to multiple pressures. Rangelands and scattered woodland and shrubland also contained distinct risk hotspots, although risk was spatially heterogeneous within these habitats. Bare lands, on the other hand, showed relatively high cumulative risk in some locations, without this necessarily indicating high habitat suitability for the Black Francolin.

The quantitative results further supported these differences among habitats. The mean cumulative risk was 7.37 in agricultural lands, 3.63 in rangelands, 5.02 in scattered woodland and shrubland, and 2.24 in bare lands. In agricultural lands, 78.5% of the area fell within the moderate- to high-risk classes, compared with 23.4% of rangelands and 39.6% of scattered woodland and shrubland. Although rangelands had a lower mean cumulative risk than agricultural lands, the highest cumulative risk value (11.65) was recorded in this habitat, indicating the presence of localized high-risk areas. These results highlight that mean risk alone does not fully describe the spatial distribution of risk within a habitat.

The analysis of individual stressors further showed that their relative importance differed among habitat types. Environmental stressors, including AOD, LST, and changes in NDVI, together with pressures associated with roads, cities, mines, and villages, produced different combinations of exposure and consequence across habitats. Consequently, reducing habitat risk for the Black Francolin requires a multi-stressor management approach rather than focusing on a single pressure. The assessment of recovery potential also revealed substantial spatial variation in the capacity of habitats to recover. Therefore, management priorities should consider not only the magnitude of risk but also habitat value and recovery potential.

Conclusion

The findings of this study demonstrate that habitat risk for the Black Francolin in eastern Sistan is multi-factorial, spatially heterogeneous, and strongly dependent on location. A substantial proportion of the habitats examined were exposed to multiple stressors, while differences in the consequences of these pressures resulted in different levels of overall risk among habitats. Agricultural lands, which constitute important habitats used by the Black Francolin under the dry conditions of the region, also showed the highest mean cumulative risk. Therefore, effective conservation of the Black Francolin requires simultaneous attention to maintaining habitats of importance to the species and reducing the cumulative pressures acting upon them. Integrating cumulative risk maps with information on habitat suitability and recovery potential can provide a useful basis for identifying areas requiring management, pressure reduction, and habitat restoration. Given that important suitable habitats occur in parts of eastern Sistan outside formally protected areas, effective conservation will require management and restoration measures beyond protected areas, reduction of multiple pressures, continuous monitoring of vegetation conditions, and participation of local communities in land management.

Acknowledgements

This research was financially and institutionally supported by the University of Zabol under Grant No. IR-UOZ-GR-4956.

جلد ؟، شماره ؟، ؟ ؟، ص ؟-؟
ISSN (Print):2322-1682 ISSN (Online):2383-3076
نشریه علمی
جغرافیا و مخاطرات محیطی
مقاله پژوهشی
DOI: 10.22067/GEOEH.2026.100638.1696
دسترسی آزاد

ارزیابی مکانی ریسک تجمعی ناشی از عوامل استرس‌زا بر زیستگاه دراج در منطقه سیستان با استفاده از مدل ارزیابی ریسک زیستگاه (HRA)

ملیحه عرفانی[1]*

[1] گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل، زابل، ایران

اطلاعات مقاله

تاریخچه مقاله:

تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۶/۰۲

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۰۸/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۸/۰۸

کلمات کلیدی:

حفاظت خارج از مناطق حفاظت‌شده

ارزیابی ریسک

ظرفیت بازیابی

عوامل استرس‌زا

چکیده

دراج (*Francolinus francolinus bogdanovi*) از پرندگان شاخص زیست‌بوم‌های خشک شرق ایران است که بقای آن به تداوم و کیفیت زیستگاه‌های طبیعی و نیمه‌طبیعی وابسته است. پژوهش حاضر با هدف ارزیابی الگوی مکانی ریسک تجمعی زیستگاه دراج و شناسایی تفاوت میان زیستگاه‌ها از نظر مواجهه، پیامد و قابلیت بازیابی با مدل ارزیابی ریسک زیستگاه (HRA) انجام شد. در این ارزیابی هفت عامل استرس‌زا شامل عمق نوری آئروسل جوی (AOD) به‌عنوان نمایه‌ای از بار آئروسل و گردوغبار جوی، دمای سطح زمین (LST)، تغییرات منفی NDVI بین بهار و تابستان، جاده، شهر، معدن و روستا در نظرگرفته شد. زیستگاها نیز اراضی کشاورزی، مراتع، اراضی بایر و پوشش درختی بودند. اراضی کشاورزی، مراتع و پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده دارای کانون‌های مشخصی از ریسک متوسط تا بالا بودند. میانگین ریسک تجمعی در آنها به‌ترتیب ۷/۳۷، ۳/۶۳، ۵/۲۰ و ۴/۲۲ بود. ۷۸/۵ درصد از سطح اراضی کشاورزی در طبقات ریسک متوسط تا بالا قرار داشت، درحالی‌که این مقدار برای مراتع و پوشش درختی به‌ترتیب ۲۳/۴ و ۳۹/۶ درصد بود. بیشترین مقدار ریسک تجمعی(۱۱/۶۵) در مراتع مشاهده شد. در میان عوامل استرس‌زا، AOD، LST و تغییرات NDVI سهم بیشتری در الگوی ریسک تجمعی داشتند. نتایج این پژوهش می‌تواند مبنایی برای اولویت‌بندی اقدامات حفاظتی در محدوده‌های خارج از مناطق حفاظت‌شده در شرق سیستان باشد.

* نویسنده مسئول: ملیحه عرفانی
E-mail: maliheerfani@uoz.ac.ir

مقدمه

زیستگاه‌ها به عنوان پایه و اساس سیستم‌های بوم‌شناسی، از عملکردهای ضروری اکوسیستم‌ها پشتیبانی می‌کنند و منابع حیاتی برای بقای گونه‌ها و پایداری منطقه‌ای فراهم می‌کنند (Kong, Zhou & Jiao, 2021). با این حال، زیستگاه‌ها به طور فزاینده‌ای توسط تغییرات کاربری زمین، گسترش شهری و تغییرات اقلیمی تهدید می‌شوند که منجر به تکه‌تکه شدن، تخریب بوم‌شناختی و از بین رفتن گسترده تنوع زیستی می‌شود (Van Moorter et al., 2023). فشارها و عوامل استرس‌زای چندگانه زیستگاه‌های جانوری را خصوصاً در مناطق خشک و نیمه‌خشک با ریسک تجمعی بی‌سابقه‌ای مواجه کرده‌اند. مطالعات انجام‌شده در ایران نیز نشان داده‌اند که که تغییرات کاربری اراضی و توسعه زیرساخت‌ها و فعالیت‌های انسانی از عوامل مهم تغییر کیفیت زیستگاه و افزایش فشارهای محیطی هستند (Shamsipour, Shoja & Amrayi, 2026; Rahmani, Mirghaed & Mollaaghajanzadeh, 2026). در چنین شرایطی، برخی گونه‌های پرندگان خشکی‌زی که زیستگاه‌های طبیعی آن‌ها در اثر تغییرات محیطی و فعالیت‌های انسانی کاهش یافته یا دگرگون شده است، ممکن است به زیستگاه‌های انسان‌ساخت، به‌ویژه اراضی کشاورزی، وابستگی بیشتری پیدا کنند (Ullah et al., 2025). دراج (*Francolinus francolinus*) از جمله پرندگان خشکی‌زی است که در بخش‌هایی از محدوده پراکنش خود با کاهش گستره پراکنش و جمعیت مواجه شده است (Noori Jangi, Noori, Karami & Noori Jangi, 2019). بنابراین، انجام ارزیابی‌های جامع زیستگاه و شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت ضروری است تا پایداری بلندمدت تنوع زیستی منطقه‌ای تضمین شود (Wei et al., 2025).

مدل ارزیابی ریسک زیستگاه (HRA[1]) با چارچوب مواجهه - پیامد[2] ابزاری قدرتمند برای کمی‌سازی عوامل استرس‌زا فراهم کرده است (Studwell, Hines, Nur & Jahncke, 2021; Wyatt et al., 2017). مدل HRA در بسته InVEST و همین طور به عنوان بخشی از مدل‌ساز خدمات اکوسیستم در نرم افزار TerrSet ارائه شده است (Clark Labs, 2024; Studwell et al., 2021). این مدل ریسک فعالیت‌های انسانی و برنامه‌های مدیریتی بر زیستگاه‌ها را ارزیابی می‌کند. سطح ریسکی که یک زیستگاه متحمل می‌شود به میزان قرار گرفتن زیستگاه در معرض فعالیت‌های انسانی و پیامدهای ناشی از این قرار گرفتن بستگی دارد. این مدل از داده‌های نقشه‌ای در مورد وسعت زیستگاه و فعالیت‌های انسانی و همچنین یک پایگاه داده در مورد زمان و شدت فعالیت انسانی و اثربخشی بالقوه شیوه‌های مدیریت زیستگاه برای تهیه نقشه‌های ریسک تجمعی برای هر زیستگاه و یک پتانسیل کلی بازیابی ریسک برای همه زیستگاه‌ها استفاده می‌کند (Clark Labs, 2024).

مطالعات متعدد نشان داده‌اند که مدل HRA قادر است همپوشانی فضایی-زمانی عوامل استرس‌زا با زیستگاه‌ها را با شدت پیامدهای بوم‌شناختی ترکیب کند و مناطق اولویت‌دار حفاظت را شناسایی نماید (Fang & Xu, 2023; Umprasoet et al., 2023). اومپراسوت و همکاران (Umprasoet et al., 2023) در یک منطقه ساحلی سه سناریو وضع موجود، حفاظت و توسعه را مقایسه کردند و ریسک تجمعی را برای زیستگاه‌های ساحلی کمی‌سازی نمود. مناطق با ریسک بالا، متوسط و پایین بر اساس ترکیب مواجهه و پیامد نقشه‌سازی شدند و نتایج برای برنامه‌ریزی فضایی دریایی به کار رفت. فنگ و زو در مطالعه‌ای در ناحیه ساحلی جیانگسو چین، با استفاده از مدل HRA و چارچوب مواجهه–پیامد، ریسک ناشی از عوامل طبیعی و انسان‌زاد برای گیرنده‌های مختلف اکولوژیک ارزیابی شد. نتایج نشان داد که گیرنده‌های اکولوژیک در برابر عوامل استرس‌زای مختلف پاسخ‌های متفاوتی دارند و نواحی دارای ریسک بالا عمدتاً در امتداد ساحل و مناطق مصبی متمرکز بودند (Fang & Xu, 2023).

در سال‌های اخیر HRA ناشی از خطوط لوله نفت و گاز در منطقه حساس اکولوژیک دریاچه چایووپو چین با سه عامل استرس‌زای اصلی شامل کاربری شهری/روستایی/صنعتی-معدنی، اراضی بزرگراه و خطوط لوله و با در نظر گرفتن نه زیستگاه انجام شد و نشان

1- Habitat Risk Assessment
2- Exposure-consequence

داد حدود ۱۰ درصد منطقه در ریسک متوسط تا بالا قرار دارد و زیستگاه‌های ثانویه مانند مراتع با پوشش آسیب‌پذیری کمتری دارند، همچنین ترکیب خطوط لوله با بزرگراه شدت ریسک را به طور معنی‌داری افزایش داد (Ren et al., 2025). در سال ۲۰۲۵، پارک، کیم و لی از مدل حداکثربی‌نظمی (MaxEnt) و HRA برای ارزیابی ریسک زیستگاه یک پستاندار خشکی‌زی در معرض خطر، در کره جنوبی استفاده کردند. آنها ابتدا زیستگاه بالقوه گونه را با MaxEnt تعیین و سپس همان زیستگاه را وارد HRA کردند. پنج عامل استرس‌زا شامل جاده، مسیر کوهستانی، جنگل‌زدایی، معدن و نیروگاه بادی بررسی شدند (Park, Kim & Lee, 2025).

در کاربردهای مرتبط با پرندگان، این مدل به‌طور مؤثر ریسک ناشی از فعالیت‌های انسانی را نقشه‌سازی کرده و پایه‌ای علمی برای برنامه‌ریزی فضایی ارائه داده است (Duggan, Eichelberger, Ma, Lawler & Ziv, 2015; Wyatt et al., 2017; Studwell et al., 2021). داگن و همکاران مدل HRA را برای سه گونه نادر در یک زیست‌بوم مرتعی در ایالت واشنگتن به کار بردند که یکی از آنها یک پرنده خشکی‌زی (*Eremophila alpestris strigata*) بود. آنها اثر چندین عامل استرس‌زا از جمله وسایل نقلیه خارج از جاده، حفاری، اردوگاه و فعالیت‌های مدیریتی/نظامی را بر زیستگاه بالقوه گونه‌ها ارزیابی کردند (Duggan et al., 2015). وایت و همکاران با استفاده از HRA، ریسک ناشی از فعالیت‌های انسانی را برای زیستگاه‌های دریایی در شمال‌شرق و منطقه مید-آتلانتیک ایالات متحده ارزیابی کردند. نتایج نشان داد که چارچوب مواجهه–پیامد می‌تواند برای شناسایی الگوی مکانی ریسک و تعیین زیستگاه‌ها و عوامل استرس‌زای دارای اولویت در برنامه‌ریزی و مدیریت اکوسیستم‌های دریایی به‌کار رود (Wyatt et al., 2017). استادول و همکاران از این مدل برای ارزیابی ریسک اختلال ناشی از فعالیت‌های دریایی بر زیستگاه تغذیه‌ای پرندگان دریایی در پناهگاه‌های دریایی Greater Farallones و Cordell Bank استفاده کردند. عوامل استرس‌زای اصلی شامل نشت نفتی، صید کفزی با ابزار ثابت یا متحرک و فعالیت‌های نظامی بودند. ریسک تجمعی بالاتر در شمال و شمال‌شرق Cordell Bank، بخش‌هایی از شیب قاره‌ای و خطوط کشتیرانی متمرکز بود. آنها هزینه لازم برای اولویت‌بندی فضایی را کمی‌سازی کردند و دو گزینه مدیریتی (حفاظت مناطق کم‌هزینه و مدیریت عوامل استرس‌زای پرریسک) پیشنهاد دادند (Studwell et al., 2021).

مطالعات کاربرد HRA در ایران محدود بوده و عمدتاً در زیستگاه‌های خشکی و ساحلی انجام شده است (Ansari & Golabi, 2019; Ansari, Ghorbanpour & Kariman, 2023; Sinai, Askari, Saber & Hassanian, 2025). انصاری و گلابی با استفاده از HRA ریسک ناشی از فعالیت‌های انسانی را برای زیستگاه بز وحشی (*Capra aegagrus*) در منطقه حفاظت‌شده هفتاد قله بررسی کردند و توسعه سکونتگاه‌ها، کشاورزی–دامداری و جاده‌ها را از مهم‌ترین عوامل فشار شناسایی کردند؛ همچنین، زیستگاه‌های دشتی در مقایسه با زیستگاه‌های کوهستانی ریسک تجمعی بیشتری داشتند (Ansari & Golabi, 2019). در مطالعه دیگری در حوزه آبخیز میقان، تفاوت قابل توجه در مواجهه و پیامد میان زیستگاه‌های کوهستانی، دشتی و تالابی و نقش متفاوت جاده و کشاورزی–دامداری در ایجاد ریسک نشان داده شد (Ansari et al., 2023). در زیستگاه‌های ساحلی جزایر لارک نیز HRA توانست ریسک ناشی از مجموعه‌ای از فشارهای انسانی و محیطی، از جمله گردشگری، سازه‌های ساحلی، حمل‌ونقل دریایی و فعالیت‌های صیادی را شناسایی کند (Sinai et al., 2025).

با وجود اهمیت عوامل استرس‌زای محیطی و انسان‌زاد در تهدید گونه‌های خشکی‌زی مناطق خشک، کاربرد چارچوب مواجهه–پیامد HRA برای ارزیابی ریسک مکانی زیستگاه پرندگان خشکی‌زی در این مناطق همچنان بسیار محدود است و بیشتر مطالعات قبلی روی اکوسیستم‌های دریایی متمرکز بوده‌اند (Park et al., 2025). این خلأ تحقیقاتی خصوصاً برای گونه هایی که مورد شکار قرار می‌گیرند و زیستگاه‌های اصلی آنها خارج از مناطق حفاظت شده قرار دارد پررنگ‌تر است. گونه دراج در سیستان از جمله این پرندگان بومی خشکی‌زی است که زیستگاه آن تحت تاثیر توأمان خشکسالی، کاهش پوشش گیاهی و منابع آب، توسعه کشاورزی و سکونتگاه‌های انسانی و سایر فعالیت‌های انسانی در یک چشم‌انداز محدود و شکننده قرار دارد. اگرچه مطالعات پیشین در سیستان کاهش جمعیت و پراکنش دراج را در ارتباط با خشکسالی و کاهش پوشش گیاهی نشان داده‌اند (Heidari, Arbabi, Noori &

Shahriari, 2009) و مطالعات جدیدتر نیز بر اهمیت ویژگی‌های زیستگاه و پوشش گیاهی برای این گونه تأکید دارند (Noori Jangi et al., 2019; Erfani, Jahanishakib & Enayat, 2021)، بخش عمده پژوهش‌های موجود بر تعیین پراکنش، مطلوبیت زیستگاه یا شناسایی یک عامل تهدیدکننده منفرد متمرکز بوده‌اند. در مقابل، اطلاعات محدودی درباره نحوه توزیع مکانی و تجمع هم‌زمان فشارهای محیطی و انسانی در زیستگاه‌های باقیمانده دراج در سیستان وجود دارد. بنابراین، ارزیابی ریسک تجمعی زیستگاه می‌تواند مکمل مطالعات پیشین باشد و امکان شناسایی نواحی‌ای را فراهم کند که در عین برخورداری از ارزش یا مطلوبیت زیستگاهی، تحت فشار هم‌زمان چندین عامل استرس‌زا قرار دارند. وجه تمایز این پژوهش، به‌کارگیری چارچوب HRA برای ارزیابی ریسک تجمعی زیستگاه یک پرنده خشکی‌زی در چشم‌انداز خشک و با غلبه کاربری‌های انسانی در سیستان است. بر این اساس مطالعه حاضر با هدف کلی ارزیابی مکانی ریسک تجمعی زیستگاه دراج در دشت سیستان و شناسایی نواحی دارای اولویت برای حفاظت و مدیریت زیستگاه با چهار هدف اختصاصی انجام شد: شناسایی و تعیین الگوی مکانی ریسک زیستگاه دراج در دشت سیستان؛ بررسی سهم و الگوی مکانی عوامل استرس‌زای محیطی و انسانی مؤثر بر ریسک زیستگاه؛ شناسایی زیستگاه‌ها و نواحی دارای ریسک تجمعی بالا؛ شناسایی نواحی دارای ظرفیت بالقوه برای کاهش ریسک.

گونه و منطقه مورد مطالعه

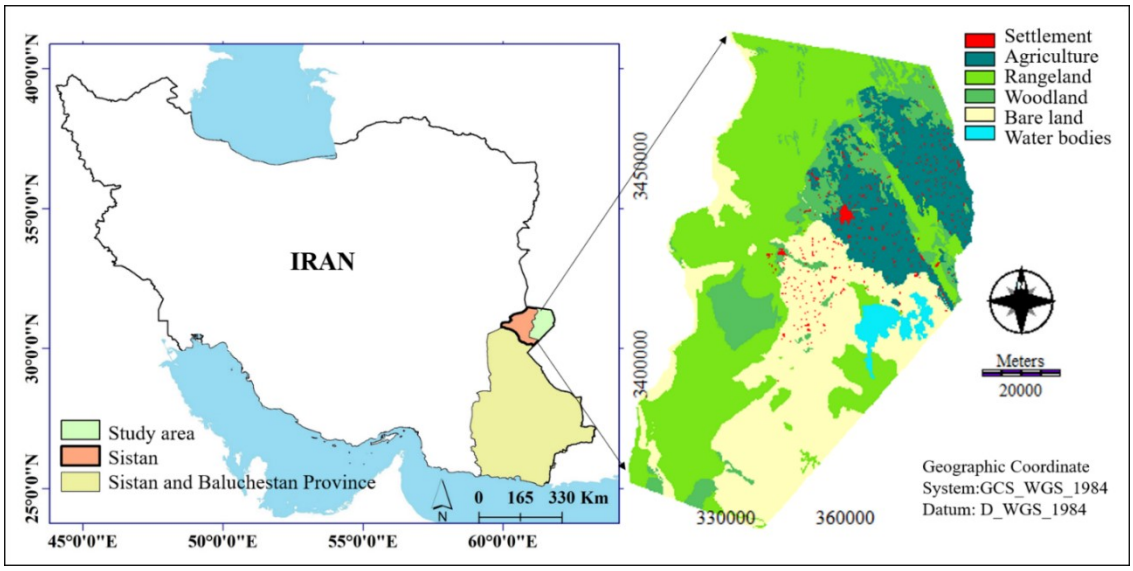
گونه مورد مطالعه دراج با نام علمی زیر گونه *Francolinus francolinus bogdanovi* (Zarudny, 1906)، یکی از سه زیرگونه گزارش‌شده از ایران است که در جنوب‌شرق ایران، از جمله منطقه سیستان، پراکنش دارد (Forcina et al., 2012). اگر چه وضعیت جهانی این گونه در لیست IUCN در حال حاضر در سطح کمترین نگرانی[1] (LC) و جمعیت آن پایدار است (BirdLife International, 2018)، اما این گونه در ایران دارای ارزش حفاظتی است و در زمره گونه‌های حمایت شده و حفاظت شده بر اساس مصوبه شورای عالی حفاظت محیط زیست: گونه‌های جانوران وحشی مشمول قانون شکار و صید از سال ۱۳۸۷ قرار دارد. از بین رفتن پوشش گیاهی طبیعی در اثرخشکسالی و چرای مفرط دام و شکار غیر قانونی از مهمترین عوامل تهدید این گونه در سیستان است که با از بین رفتن زیستگاه‌های طبیعی، حیات این گونه بسیار به اراضی کشاورزی وابسته شده است (Heidari et al., 2009; Erfani et al.., 2021).

دشت سیستان در شمال استان سیستان و بلوچستان ایران قرار دارد. این منطقه با مساحتی حدود ۱۵،۱۹۷ کیلومترمربع، در محدوده جغرافیایی ۳۰ درجه و پنج دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۸ دقیقه عرض شمالی و ۶۰ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۶۱ درجه و پنجاه دقیقه طول شرقی واقع شده و از نظر زیست‌جغرافیایی در قلمرو پالئارکتیک قرار دارد و به دلیل موقعیت مکانی آن، تحت تأثیر عناصر زیست‌جغرافیایی نواحی ایندومالایی نیز قرار می‌گیرد (Morrone & Ebach, 2022). کاهش جریان ورودی هیرمند، خشکسالی و تخصیص ناکافی حقابه تالاب هامون موجب خشک‌شدن بخش‌هایی از پهنه‌های آبی و کاهش پوشش گیاهی شده و در پی آن، حساسیت منطقه به فرسایش بادی و تولید گردوغبار افزایش یافته است (Barichi, Erfani & Ebrahimi, 2025).

کاربری‌های غالب منطقه شامل اراضی کشاورزی، پهنه‌های آبی چاه نیمه‌ها، اراضی بایر و سکونتگاه‌هاست. بر اساس طبقه‌بندی کوپن–گایگر (Köppen–Geiger)، این منطقه در رده اقلیم بیابانی گرم (Hot desert climate: BWh) قرار می‌گیرد. این منطقه با بارش بسیار کم و دمای زیاد در ناحیه بسیار گرم و خشک بر اساس تحلیل خوشه‌ای طبقه‌بندی آب‌وهوایی قرار دارد (Shiravand, Tahan & Hosseini, 2024). میانگین دمای سالانه در زابل ۲۱/۶ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارش سالانه در دشت حدود ۵۶ میلی‌متر گزارش شده است (Abbasi, Opp, Groll & Gohardoust, 2019). پوشش گیاهی غالب منطقه عمدتاً شامل گونه‌های درختی و درختچه‌ای تاغ و گز هستند. بخش عمده گونه‌های گیاهی منطقه به خانواده اسفناجیان متعلق است و خانواده گندمیان پس از خانواده اسفناجیان از تعداد گونه زیادی برخوردار است (Rahimi-Nia, Mohammadi, Sohrabi & Voglmayr, 2025).

1- Least concern

محدوده مورد مطالعه بر اساس مناطق مطلوب زیستگاهی انتخاب شد (Erfani et al., 2021) به نحوی که مرز سیاسی محدود کننده حد شرقی و شمالی و مرز پناهگاه حیات وحش هامون به عنوان حد غربی آن انتخاب شد (شکل ۱).



شکل ۱– محدوده مورد مطالعه در شرق سیستان و موقعیت جغرافیایی آن در ایران

Fig.1. The study area in eastern Sistan and its geographical location in Iran

مواد و روش ها

به‌منظور ارزیابی اثر تجمعی عوامل استرس‌زای محیطی بر زیستگاه‌های بالقوه دراج، از مدل ارزیابی ریسک زیستگاه (HRA) در نرم‌افزار TerrSet نسخه 18.31 استفاده شد. انتخاب عوامل استرس‌زا بر اساس سه معیار اصلی انجام شد: اهمیت آن‌ها در شرایط محیطی و انسانی منطقه، قابلیت نمایش مکانی و کمی‌سازی در مقیاس منطقه‌ای، و امکان تهیه داده‌های مکانی با تفکیک و پوشش زمانی مناسب برای ورود به چارچوب HRA. بر این اساس، هفت عامل استرس‌زا شامل عمق نوری آئروسل (Aerosol Optical Depth; AOD)، دمای سطح زمین(Land Surface Temperature; LST)، تغییرات شاخص تفاضلی پوشش گیاهی نرمال‌شده (Normalized Difference Vegetation Index; NDVI)به عنوان نمایه‌ای از برهم‌کنش چرای دام و وضعیت اقلیمی در دوره رویش گیاهان (فصول بهار و تابستان)، جاده‌ها، شهرها، معادن و روستاها در ارزیابی ریسک وارد شدند. برخی تهدیدهای شناخته‌شده دراج، از جمله شکار غیرقانونی و شدت دامگذاری به دلیل نبود داده مکانی معتبر و پیوسته در مقیاس منطقه‌ای و یا دشواری کمی‌سازی میزان مواجهه با آن‌ها، مستقیماً وارد مدل HRA نشدند. بنابراین، نتایج حاصل بیانگر ریسک تجمعی ناشی از عوامل قابل‌کمی‌سازی انتخاب‌شده است. همچنین در مرحله تعریف زیستگاه، چهار کلاس شامل اراضی کشاورزی(H1)، مراتع(H2)، اراضی بایر(H3)، اراضی با پوشش درختچه‌ای و درختی پراکنده (H4) در نظر گرفته شدند (شکل ۱).

آماده‌سازی و استانداردسازی لایه‌های زیستگاه‌ها و عوامل استرس‌زا

داده‌های زیستگاه‌های مورد نظر برای این گونه از لایه کاربری اراضی سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور مربوط به سال ۱۳۹۶ استخراج و با استفاده از تصاویر Google Earth مربوط به تابستان ۱۴۰۵ تدقیق و به‌روزرسانی شد. هر یک از زیستگاه‌های چهارگانه اراضی کشاورزی (H1)، مراتع (H2)، اراضی بایر (H3)، اراضی جنگلی سپس به یک لایه بولین تبدیل شد.

به‌منظور تهیه لایه‌های عوامل استرس‌زا مورد استفاده در ارزیابی ریسک زیستگاه دراج، ابتدا داده‌های سنجش‌ازدور و داده‌های مکانی مرتبط با فعالیت‌های انسانی تهیه و سپس از نظر محدوده مکانی، سیستم مختصات، تفکیک مکانی و قالب داده استاندارد شدند. سه عامل فشار محیطی شامل AOD به‌عنوان نمایه‌ای از بار آئروسل و گردوغبار جوی، LST و تغییرات NDVI از محصولات ماهواره‌ای MODIS استخراج شدند. در این مرحله برای تولید لایه‌های AOD، LST و تغییرات NDVI، به‌دلیل حجم بالای داده‌های چندساله و نیاز به پردازش و استخراج سری‌های زمانی برای دوره ۲۰۱۵ تا ۲۰۲۵، از Google Earth Engine (GEE) استفاده شد. AOD میزان تضعیف نور ناشی از ذرات معلق در ستون جو را نشان می‌دهد و می‌تواند تحت تأثیر گردوغبار و سایر آئروسل‌ها باشد. داده AOD از محصول MODIS/Terra+Aqua MAIAC Land Aerosol Optical Depth (MCD19A2.061) با تفکیک مکانی ۱ کیلومتر و تفکیک زمانی روزانه برای ماه‌های تابستان (۵ ژوئن تا ۶ سپتامبر) دوره مورد مطالعه تهیه شد. این محصول از داده‌های ترکیبی ماهواره‌های Terra و Aqua استفاده می‌کند و باند AOD در طول موج ۰/۴۷ میکرومتر (Optical_Depth_047) برای استخراج عامل فشار ناشی از گردوغبار جوی مورد استفاده قرار گرفت (Lyapustin & Wang, 2022). پس از اعمال ضریب مقیاس AOD، مقدار صدک ۹۰ام (90th percentile) برای دوره موردنظر محاسبه شد. با توجه به هدف مطالعه در شناسایی شرایط مواجهه شدیدتر با آئروسل به‌عنوان یک عامل استرس‌زا، به‌جای میانگینAOD ، صدک ۹۰ام توزیع AOD در دوره مورد بررسی به‌عنوان نماینده مقادیر بالای AOD انتخاب شد تا شرایط مواجهه شدیدتر با آئروسل، از جمله شرایط مرتبط با گردوغبار، در لایه نهایی عامل فشار بازتاب داده شود (Li et al., 2024; Guo et al., 2021). این لایه که از پردازش ۱۰۲۳ لایه در GEE به دست آمده بود در ادامه به دو طبقه بر اساس روش جنک (Jenks natural breaks) تقسیم شد (Jenks, 1967) تا لایه بولین حاصله مناطق با آلودگی آئروسل بیشتر را با کد ۱ و سایر مناطق را با کد صفر نشان دهد.

لایه دمای سطح زمین از محصول MODIS/Terra Land Surface Temperature and Emissivity (MOD11A2.061) تهیه شد. این محصول دارای تفکیک مکانی اسمی ۱ کیلومتر و تفکیک زمانی ۸ روزه است و دمای سطح زمین روزانه و شبانه را در قالب ترکیبات هشت‌روزه ارائه می‌کند. در این پژوهش از باند دمای سطح زمین روزانه (LST_Day_1km) استفاده شد. داده‌های موردنظر برای فصل تابستان (۵ ژوئن تا ۶ سپتامبر) در دوره مطالعه (۲۰۱۵-۲۰۲۵) استخراج، به واحد دمایی مناسب تبدیل و سپس به‌منظور تولید نماینده مکانی شرایط حرارتی موردنظر در محدوده مطالعه پردازش شدند (Wan, 2021). برای نشان دادن مقادیر حدی LST مقدار صدک ۹۰ام به عنوان عامل استرس‌زا نماینده شرایط حرارتی شدیدتر تابستان در نظر گرفته شد و مجموعاً ۱۳۲ تصویر در GEE برای به دست آوردن آن پردازش شد. این لایه به دو طبقه بر اساس روش جنک تقسیم شد تا لایه بولین حاصله مناطق با دمای بیشتر را با کد ۱ و سایر مناطق را با کد صفر نشان دهد.

برای تهیه عامل استرس‌زای مرتبط با وضعیت و تغییرات پوشش گیاهی، از محصول MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m (MOD13Q1.061) استفاده شد. این محصول شاخص NDVI را با تفکیک مکانی ۲۵۰ متر و تفکیک زمانی ۱۶ روزه ارائه می‌کند (Didan, 2021). مقادیر NDVI پس از اعمال ضریب مقیاس محصول و کنترل کیفیت داده‌ها استخراج شدند و با توجه به هدف مطالعه، شاخص تغییرات پوشش گیاهی برای شناسایی نواحی دارای تغییر یا کاهش وضعیت پوشش گیاهی محاسبه شد. محصول MOD13Q1.061 از سال ۲۰۰۰ در دسترس بوده و در این پژوهش داده‌های مربوط به دوره زمانی موردنظر مطالعه (۲۰۱۵-۲۰۲۵) بر اساس آماره Median استخراج شدند. آماره Median باعث می‌شود یک سال خشک، یک سال با تأخیر کشت یا یک سال با شرایط غیرعادی، کل لایه را تحت تأثیر قرار ندهد. این لایه برای بهار (۱ آوریل تا ۱۵ ژوئن) و تابستان (۵ ژوئن تا ۶ سپتامبر) با پردازش ۵۵ و ۶۶ تصویر به ترتیب در GEE به دست آمد و سپس این دو لایه با روی‌هم‌گذاری و اعمال تابع منها از یکدیگر کسر گردید تا مناطقی که دچار کاهش پوشش گیاهی شده بودند مشخص شود. این مناطق با کد یک و سایر مناطق با کد صفر لایه بولین مربوطه را نمایندگی کردند.

در کنار عوامل فشار حاصل از سنجش‌ازدور، چهار عامل فشار مرتبط با فعالیت‌ها و زیرساخت‌های انسانی شامل جاده، شهر، روستا و معادن، به‌صورت داده‌های مکانی تهیه و به لایه‌های قابل استفاده در مدل HRA تبدیل شدند. داده‌های مکانی جاده از پایگاه OpenStreetMap و سایر عوامل از لایه کاربری اراضی/پوشش اراضی تهیه و تبدیل به لایه های بولین با درجه تفکیک ۳۰ متر شدند. داده‌های OpenStreetMap از طریق سرور Geofabrik قابل دریافت هستند و برای ایران، فایل‌های Shapefile و GeoPackage شامل عوارض مکانی این پایگاه ارائه می‌شود (Geofabrik GmbH, 2026).

از آنجا که داده‌های اولیه عوامل استرس‌زا دارای تفکیک مکانی متفاوتی بودند، در نهایت، به‌منظور ایجاد هم‌ترازی مکانی میان عوامل استرس‌زا، زیستگاه‌ها و سایر لایه‌های مورد استفاده در ارزیابی ریسک، لایه‌های نهایی به تفکیک مکانی ۳۰ متر بازنمونه‌برداری و در یک سیستم مختصات تصویری مشترک با واحد خطی متر تهیه شدند (UTM_WGS89-41N). بدیهی است تبدیل لایه‌های ۲۵۰ متر و ۱ کیلومتر به شبکه ۳۰ متری موجب افزایش تفکیک واقعی داده‌های سنجش‌ازدور نمی‌شود، بلکه صرفاً همه لایه‌ها را در یک شبکه مکانی مشترک و با اندازه سلول ۳۰ متر برای اجرای مدل HRA قرار می‌دهد. دلیل این انتخاب از دست ندادن اطلاعات و جزئیات لایه‌های زیستگاه‌ها و برخی از عوامل استرس‌زا و همچنین در نظر گرفتن مقیاس اثرگذاری ذاتی داده‌ها بر اساس موضوع مورد مطالعه و همچنین دسترسی به داده‌ها است (Mayer & Cameron, 2003; Boyce et al., 2017). به این ترتیب شبکه تحلیل یکسان بود، اما معنای فضایی هر عامل استرس‌زا یکی نیست و این یکسان‌سازی جهت رفع محدودیت نرم‌افزار (شرط یکسان بودن درجه تفکیک مکانی) انجام شد. این موضوع در مطالعات پرندگان نیز تأکید شده که درجه تفکیک مکانی مناسب باید با مقیاسی که گونه محیط را در آن تجربه و به آن پاسخ می‌دهد هماهنگ باشد؛ متغیرهای با درجه تفکیک مکانی ریز می‌توانند در فاصله کوتاه تغییر کنند، درحالی‌که متغیرهای با درجه تفکیک مکانی درشت در فاصله‌های بزرگ‌تر تغییر می‌کنند (Kristan, 2006).

اجرای مدل HRA

جهت اجرای مدل علاوه بر لایه‌های بولین زیستگاه‌ها و عوامل استرس‌زا نیاز به جدول رتبه‌بندی زیستگاه-عوامل استرس‌زا جهت محاسبه مواجهه و پیامد است. این جدول در قالب یک فایل اکسل از سه کاربرگ اصلی تشکیل شده است که اطلاعات مربوط به ویژگی‌های عوامل تنش‌زا، ویژگی‌های زیستگاه‌ها و روابط میان آن‌ها را در بر می‌گیرد. همچنین امکان اختصاص وزن به هر متغیر بر اساس اهمیت آن در تحلیل وجود دارد (Clark labs, 2024).

مشخصات عوامل تنش‌زا در کاربرگ اول شامل: شناسه عددی یکتا برای ارتباط هر عامل تنش‌زا با لایه رستری متناظر، نام عامل تنش‌زا و تعیین وزن نسبی آن در تحلیل شدت اثر در چهار سطح: زیاد، متوسط، کم یا بدون امتیاز (حذف از ارزیابی)، اثربخشی مدیریت در کاهش اثر عامل تنش‌زا در چهار سطح بسیار مؤثر، نسبتاً مؤثر، غیرمؤثر یا فاقد امتیاز، و فاصله اثرگذاری بر حسب متر وارد می‌شود. امتیازدهی به سطوح تحلیل شدت اثر و اثربخشی مدیریت بین صفر برای بدون امتیاز (حذف معیار از محاسبه) تا سه برای بیشترین اثر و یا اهمیت است.

اطلاعات موردنیاز در کاربرگ دوم (مشخصات زیستگاه‌ها) شامل: شناسه عددی یکتا برای ارتباط زیستگاه با لایه رستری مربوط، زیستگاه و تعیین وزن نسبی آن در تحلیل، نرخ مرگ‌ومیر طبیعی در چهار سطح: زیاد (حدود ۸۰٪ یا بیشتر)، متوسط (۲۰ تا ۵۰٪)، کم (۰ تا ۲۰٪) یا بدون امتیاز (که به سطح زیاد، ارزش ۱ و کم، ارزش ۳ تعلق می‌گیرد)، الگوی جایگزینی یا تجدید جمعیت در چهار سطح سالانه یا بیشتر، هر ۱ تا ۲ سال، بیش از ۲ سال یا بدون امتیاز (که به سطح زیاد، ارزش ۳ و کم، ارزش ۱ تعلق می‌گیرد)، اتصال‌پذیری زیستگاه‌ها در سه سطح کم، متوسط و زیاد و در نهایت سن بلوغ، با سطوح اهمیت کم، متوسط، زیاد یا بدون امتیاز که در خصوص اتصال‌پذیری و سن بلوغ به سطح زیاد، ارزش ۱ و کم، ارزش ۳ تعلق می‌گیرد.

اطلاعات موردنیاز در کاربرگ سوم (ارتباط زیستگاه و عامل تنش‌زا) نیز شامل شناسه عددی زیستگاه، نام زیستگاه مطابق کاربرگ دوم، شناسه عامل تنش‌زا مطابق کاربرگ اول، تغییر در مساحت، تغییر در ساختار، فراوانی آشفتگی طبیعی و مدت همپوشانی که بیانگر همزمانی حضور عامل تنش‌زا و زیستگاه در سه سطح کم، متوسط و زیاد یا بدون امتیاز است.

علاوه بر کاربرگ‌های فوق، فایل اکسل مربوطه شامل کاربرگ راهنمای امتیازدهی است که تعاریف مربوط به گزینه‌های موجود در منوهای کشویی را نشان می‌دهد. همچنین دو کاربرگ Calc (Exp) و Calc (Con) برای انجام محاسبات داخلی مدل بر اساس اطلاعات وارد شده در سه کاربرگ اول به صورت خودکار استفاده می‌شوند و نباید توسط کاربر تغییر داده شوند (Clark labs, 2024). محاسبات این دو کاربرگ بر مبنای چارچوب ارزیابی مواجهه–پیامد HRA انجام می‌شود که مبانی ریاضی آن در چارچوب HRA توسعه‌یافته توسط Natural Capital Project تشریح شده است (Sharp et al., 2015). به‌منظور تعیین مقادیرمعیارهای مواجهه و پیامد مورد استفاده در ارزیابی ریسک زیستگاه، از نظر ۱۰ متخصص در زمینه‌های مرتبط با بوم‌شناسی پرندگان، مدیریت حیات‌وحش، اکولوژی زیستگاه و سنجش‌ازدور و GIS استفاده شد. متخصصان بر اساس سابقه علمی و اجرایی مرتبط با موضوع مطالعه انتخاب شدند. امتیازدهی به‌صورت گروهی و از طریق جلسه حضوری انجام شد و برای هر معیار، مقادیر پیشنهادی توسط متخصصان مورد بحث و بررسی قرار گرفت. در موارد اختلاف، بحث تخصصی تا دستیابی به اجماع گروهی ادامه یافت و مقدار نهایی هر معیار بر اساس توافق حاصل‌شده تعیین شد. بنابراین، امتیازهای نهایی حاصل از میانگین یا مد پاسخ‌های مستقل متخصصان نیستند، بلکه بیانگر قضاوت اجماعی گروه متخصصان هستند. این رویه مطابق با روش استفاده شده در پژوهش بالاساباس-فرسکو و همکاران به کار رفت (Balasabas-Fresco et al., 2025).

از آنجا که زیستگاه‌های مورد مطالعه به‌طور هم‌زمان در معرض چندین عامل فشار قرار دارند، ریسک تجمعی نهایی از طریق تجمیع ریسک ناشی از عوامل فشار مختلف محاسبه شد. ریسک تجمعی زیستگاه در هر سلول از مجموع ریسک ناشی از تمامی عوامل فشار به دست می‌آید (Wyatt et al., 2017):

$$R_{jl} = \sum_{K-1}^{K} R_{jkl} \quad (۱)$$

که در آن، R_{jl} ریسک تجمعی زیستگاه j در موقعیت مکانی l ، R_{jkl} ریسک ناشی از عامل فشار k و K تعداد عوامل فشار است (Natural Capital Project, 2024). بدین ترتیب، مقدار بالاتر ریسک تجمعی بیانگر قرارگیری زیستگاه در معرض ترکیب شدیدتری از عوامل فشار و پیامدهای بالقوه آنها است.

پس از تکمیل اطلاعات ورودی، مدل اجرا شد و برای هر زیستگاه، نقشه ریسک تجمعی تولید شد که ریسک ناشی از تمامی عوامل تنش‌زا را در هر پیکسل نشان می‌دهد. همچنین، ریسک تجمعی در سطح منطقه مطالعه و ظرفیت بازیابی زیستگاه‌ها محاسبه و به‌صورت نقشه ارائه شد. نقشه پیوسته ریسک زیستگاه در ادامه به سه طبقه ریسک کم، متوسط و زیاد به روش فاصله برابر (Equal Interval) طبقه‌بندی شد.

ظرفیت بازیابی یک خروجی مستقل از مدل HRA است و از ریسک تجمعی حاصل نمی‌شود، بلکه بر اساس معیارهای مرتبط با توان زیستگاه برای بازیابی پس از اختلال محاسبه می‌شود. در این مطالعه، این مؤلفه بر اساس چهار معیار شامل مرگ‌ومیر طبیعی، تجدیدپذیری (Recruitment)، سن بلوغ یا زمان موردنیاز برای بازیابی و اتصال‌پذیری زیستگاه تعیین شد. برای هر یک از این معیارها، امتیاز و وزن مربوطه بر اساس چارچوب HRA و قضاوت کارشناسی تعیین و در مدل وارد شد. سپس مدل با ترکیب آنها مقدار ظرفیت بازیابی را برای هر پیکسل محاسبه کرد. نقشه ظرفیت بازیابی بیانگر تفاوت نسبی زیستگاه‌ها از نظر توان بالقوه برای بازیابی پس از مواجهه با عوامل تنش‌زا است؛ به‌طوری که مقادیر پایین این شاخص بیانگر آسیب‌پذیری بیشتر و توان کمتر زیستگاه در بازیابی پس از تنش‌های انسانی است.

تحلیل حساسیت

برای حساسیت‌سنجی نتایج، دو سناریوی S1 و S2 علاوه بر وضعیت پایه ارزیابی شده (سناریوی پایه) تعریف شد. در هر دو سناریو، شدت عوامل استرس‌زای قابل مدیریت، شامل جاده‌ها، مناطق شهری و روستاها، نسبت به سناریوی پایه تغییر داده شد. در سناریوی خوش‌بینانه (S1)، با فرض بهبود شرایط ناشی از آموزش و مشارکت مردمی در حفاظت، امتیاز عوامل استرس‌زای قابل مدیریت یک امتیاز در جهت بهبود شرایط تغییر داده شد؛ در مقابل، در سناریوی بدبینانه (S2)، با فرض نبود آموزش و مشارکت، امتیاز این عوامل یک امتیاز در جهت بدتر شدن شرایط تغییر یافت. سپس مدل برای هر دو سناریو مجدداً اجرا شد و نقشه‌های ریسک تجمعی با استفاده از همان بازه‌های طبقه‌بندی به‌کاررفته در سناریوی پایه در سه طبقه ریسک کم، متوسط و زیاد طبقه بندی شدند.

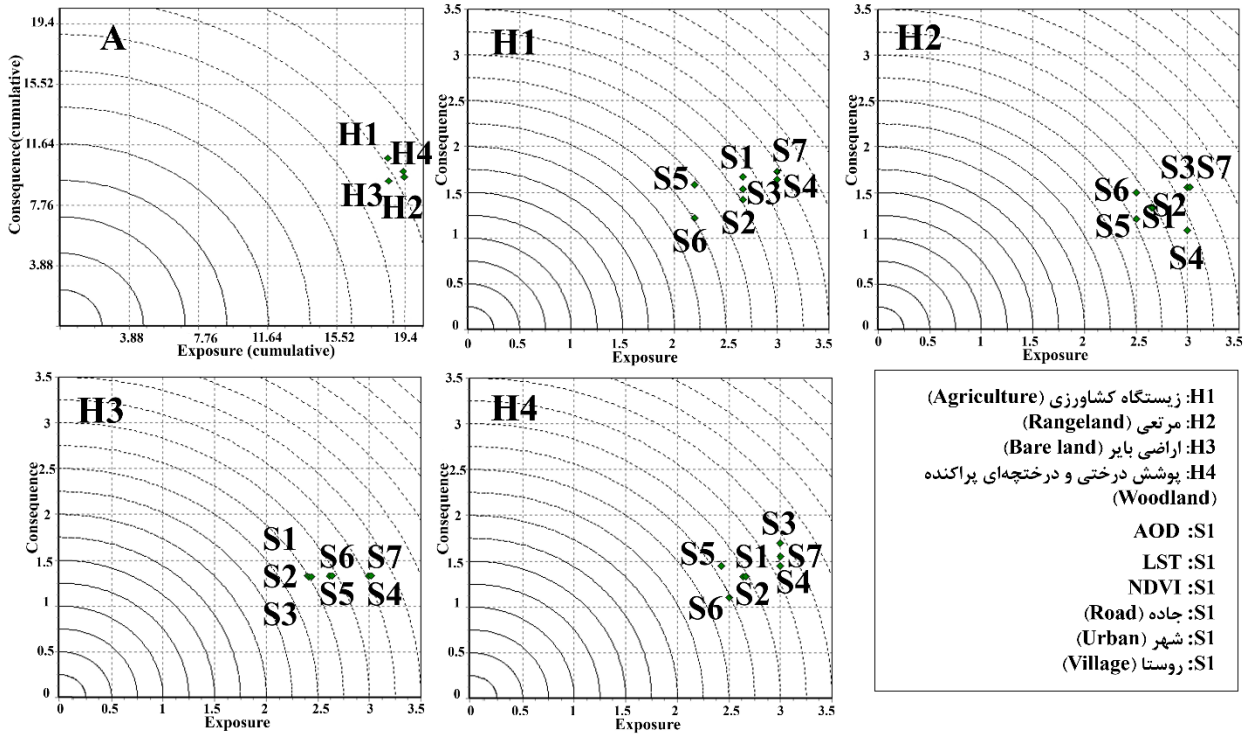
علاوه بر مقایسه نقشه‌های حاصل، تغییرات مساحت طبقات ریسک در زیستگاه‌های مختلف نیز با استفاده از Crosstab بین هر سناریو و سناریوی پایه محاسبه و به‌صورت نموداری ارائه شد (شکل ۴). این مقایسه امکان ارزیابی میزان پایداری الگوی فضایی ریسک و کانون‌های ریسک بالا در برابر تغییرات اعمال‌شده در امتیاز عوامل استرس‌زا را فراهم کرد.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از ارزیابی ریسک تجمعی نشان داد که زیستگاه‌های مورد بررسی دراج از نظر میزان مواجهه و پیامد تجمعی عوامل استرس‌زا، الگوهای متفاوتی داشتند (شکل ۲- A). زیستگاه‌هایی با مواجهه تجمعی بالا و پیامد تجمعی بالا، در معرض بیشترین خطر ناشی از عوامل‌استرس‌زا هستند. به‌طور کلی، بیشتر زیستگاه‌های دراج در بخش با مواجهه نسبتاً بالا و پیامد متوسط نمودار قرار گرفتند که نشان‌دهنده قرارگیری بخش قابل توجهی از زیستگاه‌های منطقه در معرض مجموعه‌ای از عوامل استرس‌زا شامل AOD، دمای سطح زمین(LST) ، تغییراتNDVI ، جاده، شهر، معدن و روستا است. با این حال، میزان پیامد تجمعی بین زیستگاه‌ها تفاوت بیشتری نشان داد. زیستگاه کشاورزی (H1) در محدوده مواجهه نسبتاً بالا و پیامد متوسط تا نسبتاً زیاد قرار گرفت و نسبت به سایر زیستگاه‌ها از پیامد بالاتری برخوردار است. زیستگاه مرتعی (H2) و پوشش درختی و درختچه‌ای (H4) نیز مواجهه تجمعی بسیار بالا و پیامد نسبتاً بالایی نشان داد و الگوی مشابهی در این نمودار داشت. کمترین پیامد را نیز اراضی بایر (H3) نسبت به سایر زیستگاه‌ها نشان داد. این نتیجه به معنای مطلوبیت بالاتر این اراضی برای دراج نیست؛ زیرا در چارچوب HRA، ریسک و پیامد بیانگر میزان اثرپذیری زیستگاه از عوامل تنش‌زا هستند و معادل مطلوبیت زیستگاه نیستند. به‌طور کلی، الگوی پراکنش زیستگاه‌ها در نمودار نشان داد که تفاوت در ریسک تجمعی بیش از آنکه ناشی از تفاوت گسترده در میزان مواجهه باشد، به تفاوت در پیامد و حساسیت زیستگاه‌ها نسبت به عوامل فشار مربوط است. این یافته‌ها برای سایر گونه‌ها نیز در مناطق خشک ایران تایید شده است (Ansari & Golabi, 2019; Ansari et al., 2023) و با رویکردهای جدید ارزیابی زیستگاه پرندگان نیز همسو است که بر ترکیب اطلاعات مربوط به مطلوبیت، کیفیت و ریسک زیستگاه برای شناسایی نواحی دارای اولویت حفاظتی تأکید دارند (Wei et al., 2025).

از آنجا که عوامل استرس‌زا در یک چشم‌انداز لزوماً در مقیاس مکانی یکسان عمل نمی‌کنند، تعیین تفکیک مکانی تحلیل باید بر اساس مقیاس مؤثر فرایندهای مورد مطالعه انجام شود؛ استفاده از یک مقیاس درشت‌تر از کوچک‌ترین مقیاس معنادار می‌تواند به تجمیع داده‌ها و حذف ناهمگنی‌های فضایی مهم منجر شود، درحالی‌که افزایش مصنوعی تفکیک داده‌های ذاتاً درشت‌مقیاس نیز اطلاعات واقعی جدیدی ایجاد نمی‌کند. با توجه به ماهیت چندمقیاسی عوامل فشار مؤثر بر زیستگاه دراج در مطالعه حاضر، انتخاب تفکیک مکانی تحلیل بر اساس کوچک‌ترین مقیاس معنادار موجود در مجموعه داده‌ها انجام شد (۳۰ متر) تا ویژگی‌های فضایی ریزدانه و عوارضی که اثر آنها در فواصل کوتاه‌تر آشکار می‌شود، از طریق تجمیع مکانی از بین نروند. با این حال، انتخاب تفکیک مکانی به‌عنوان مقیاس تحلیل به معنای آن نیست که همه عوامل فشار دارای اطلاعات ذاتی در همان مقیاس هستند؛ بلکه هر عامل بر اساس تفکیک مکانی و مقیاس مؤثر فرایند مربوط به خود تفسیر شد. این رویکرد با اصول اکولوژی مقیاس و ضرورت انطباق درجه

تفکیک مکانی داده‌ها با مقیاس فرایندهای اکولوژیک و پاسخ موجودات زنده سازگار است (Mayer & Cameron, 2003; Boyce et al., 2017).



شکل ۲- A: نمودار ریسک تجمعی زیستگاه‌های مورد بررسی بر اساس مواجهه و پیامد تجمعی عوامل استرس‌زا و پلات‌های ریسک ناشی از هر یک از عوامل استرس‌زا در زیستگاه‌های کشاورزی (H1)، مرتعی (H2)، اراضی بایر (H3)، پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده (H4)

Fig. 2. A: Cumulative risk plot of the studied habitats based on cumulative exposure and consequence to stressors, and risk plots associated with individual stressors in agricultural (H1), rangeland (H2), bare land (H3), and woodland (H4) habitats.

به‌منظور تعیین سهم عوامل فشار مختلف در ایجاد ریسک برای هر یک از زیستگاه‌ها، موقعیت هر عامل استرس‌زا در نمودارهای مواجهه–پیامد مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۲). نتایج نشان داد که الگوی ریسک ناشی از عوامل فشار در میان زیستگاه‌ها یکسان نبود و ترکیب عوامل مؤثر بر ریسک هر زیستگاه تفاوت دارد. زیستگاه کشاورزی با توجه به نزدیکی به روستاها و جاده‌ها و همچنین مواجهه بالاتر با AOD ، LST و تغییرات NDVI، در مقایسه با سایر زیستگاه‌ها ریسک بالاتری نشان داد. در میان عوامل استرس‌زای مورد بررسی نیز AOD سهم بیشتری در شاخص ریسک اراضی کشاورزی داشت (شکل ۲- A و ۲- H1). شدت بالای فرسایش بادی در اراضی کشاورزی رهاشده و جهت وزش باد همراه با گردوغبار از تالاب‌های خشک‌شده هامون به سمت این اراضی می‌تواند با مقادیر بالاتر AOD در این مناطق همراه باشد (Barichi et al., 2025).

با توجه به واقع شدن زیستگاه‌های دارای مطلوبیت بالاتر دراج (Erfani et al., 2021) در محدوده اراضی کشاورزی و اطراف آن در شرق سیستان و تحت تاثیر قرار گرفتن آن به طور مستقیم و غیرمستقیم از جریان آب ورودی از هیرمند و وضعیت آبی تالاب هامون و بالتبع وضعیت پوشش گیاهی، می‌توان بالا بودن پیامد عوامل محیطی در این زیستگاه را با وابستگی ساختار زیستگاه دراج به وضعیت پوشش گیاهی و منابع آب توضیح داد. این تفسیر با یافته‌های حیدری و همکاران (Heidari et al., 2009) در سیستان که کاهش جمعیت دراج را در ارتباط با خشکسالی و کاهش پوشش گیاهی گزارش کردند، همخوانی دارد.

در زیستگاه مرتعی، روستاها در ناحیه با مواجهه و پیامد نسبتاً بالا قرار گرفتند AOD، LST و تغییرات NDVI نیز ریسک قابل توجهی را نشان دادند، در حالی که جاده‌ها با وجود مواجهه نسبتاً بالا، پیامد پایین‌تری نسبت به عوامل غالب داشتند. بنابراین، الگوی ریسک مرتع عمدتاً تحت تأثیر ترکیبی از عوامل محیطی و فعالیت‌های انسانی پیرامونی قرار داشت. در اراضی بایر، نقاط مربوط به عوامل استرس‌زا در محدوده مواجهه متوسط تا بالا و پیامد نسبتاً مشابه قرار گرفتند. در این زیستگاه، روستاها و جاده‌ها در محدوده نسبتاً بالای ریسک قرار داشتند. در پوشش درختی و درختچه‌ای، پراکنش عوامل استرس‌زا در فضای مواجهه–پیامد گسترده‌تر بود. با توجه به ارجحیت جنگلزارهای دست کاشت مجاور اراضی کشاورزی برای این گونه، کنترل و مدیریت این زیستگاه برای حیات این گونه ضروری است. این الگو با نتایج دیگران درباره ترجیح زیستگاه‌های پوشیده از پوشش درختی و درختچه‌ای کوتاه در مجاورت اراضی کشاورزی توسط دراج همخوانی دارد (Negi & Lakhera, 2019).

تغییرات NDVI و روستاها در بخش بالایی نمودار قرار گرفتند و در مقایسه با سایر عوامل، ترکیب بالاتری از مواجهه و پیامد را نشان دادند. محدود بودن همپوشانی مکانی معادن با اراضی کشاورزی با ریسک پایین‌تر این عامل برای این زیستگاه همراه بود و برای سایر زیستگاه‌ها ریسکی متوسط تا کم تحمیل کرده است. محدود بودن گستره مکانی مناطق شهری احتمالاً در پایین‌تر بودن مواجهه آنها در مقایسه با برخی عوامل دیگر نقش داشته است.

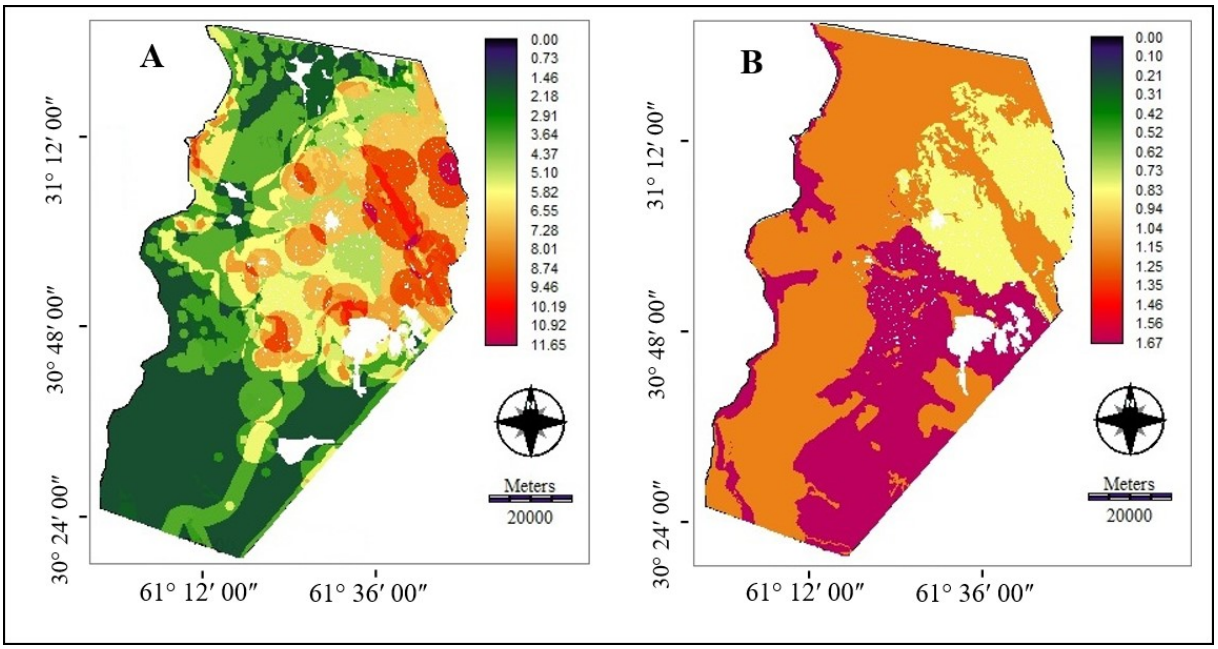
در مجموع، نتایج شکل ۳ بیانگر آن بود که هیچ عامل استرس‌زایی در همه زیستگاه‌ها دارای الگوی یکسانی از ریسک نبود و اهمیت نسبی عوامل به نوع زیستگاه و میزان مواجهه و پیامد آن بستگی داشت.

توزیع مکانی ریسک تجمعی در زیستگاه‌های مختلف نشان داد که ریسک در منطقه مورد مطالعه از الگوی فضایی یکنواختی برخوردار نبود و در قالب لکه‌ها و نواحی متمرکز با شدت‌های متفاوت توزیع شده بود (شکل۳-A و جدول ۱). توزیع ریسک‌های بالا در مناطق کشاورزی بیشتر در مناطق مرزی شرقی، مرکزی و به صورت لکه‌های پراکنده در کل منطقه خصوصاً در جنوب این اراضی واقع شده بود. بیشترین ریسک در اراضی مرتعی در محدوده شرقی بوده و الگویی کاهشی از مرکز به سمت شمال و جنوب سیستان مشاهده شد. کانون‌های ریسک تجمعی اراضی بایر اگر چه ارزش زیستگاهی پایین تری نسبت به زیستگاه‌های قبل دارند (Erfani et al., 2021) نیز در نزدیکی کانون‌های زیستگاه کشاورزی و مرتع در شرق منطقه قرار داشت. همچنین پوشش پوشش درختی و درختچه‌ای نیز الگویی مشابه زیستگاه مرتعی داشته و در مناطق شرقی به صورت لکه‌های پراکنده با حداکثر ریسک مواجه است. وابستگی بالای این گونه در شرایط تخریب گسترده زیستگاه‌های طبیعی و وابستگی آن به اراضی کشاورزی، می‌تواند آسیب‌پذیری زیستگاه‌های باقیمانده این گونه را افزایش دهد. اراضی کشاورزی با دسترسی بالا به جاده‌ها و نزدیکی به اراضی روستایی و همین طور واقع شدن در مناطق با AOD و LST بالا و همچنین تغییرات شدید NDVI بین فصول بهار و تابستان اگه چه در حال حاضر به عنوان مهم‌ترین زیستگاه این گونه به شمار می روند اما ریسک بالایی را نیز برای دراج به همراه دارند. چنین وضعیتی توسط سایر پژوهشگران نیز گزارش شده است که مناسب بودن یک مکان برای حضور گونه الزاماً به معنی ایمن بودن آن نیست (Wei et al., 2025; Park et al., 2025). دسترسی بالا به اراضی کشاورزی به عنوان زیستگاه این گونه با توجه به اینکه زیستگاه دراج در مکان‌هایی قرار دارد که برای شکارچیان قابل دسترس‌تر است (Kumar, Sharma, Lochan, Dewan & Negi, 2020) ریسک بالایی برای دراج به همراه دارد. اهمیت هم‌زمان خشکسالی، کاهش پوشش گیاهی و تغییر وضعیت اراضی کشاورزی در مطالعه حاضر با سایر مطالعات همخوانی دارد که تخریب مزارع و بوته‌زارها ناشی از خشکسالی را از عوامل مهم تهدید زیستگاه دراج گزارش کرده‌اند (Heidari et al., 2009; Noori Jangi et al., 2019; Ullah et al., 2025).

مقایسه شاخص‌های آماری ریسک تجمعی نشان داد که سطح متوسط ریسک در زیستگاه‌های مورد بررسی متفاوت است. بیشترین میانگین ریسک تجمعی مربوط به زیستگاه‌های کشاورزی با مقدار ۷/۳۶ بود و پس از آن زیستگاه‌های دارای پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده (۵/۱۷)، اراضی بایر (۴/۲۲) و مراتع (۳/۶۲) قرار گرفتند. از نظر بیشینه ریسک، اگرچه اراضی کشاورزی دارای

میانگین بالاتری بودند، بیشترین مقدار نقطه‌ای ریسک در مراتع با مقدار ۱۱/۶۵ مشاهده شد. حداکثر ریسک در زیستگاه‌های کشاورزی، پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده و اراضی بایر به‌ترتیب ۱۱/۲۱، ۱۱/۱۷ و ۹/۲۸ بود. حداقل مقدار ریسک در مراتع، پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده و اراضی بایر صفر بود، درحالی‌که حداقل ریسک در زیستگاه‌های کشاورزی ۳/۲۳ به دست آمد. این نتایج نشان‌دهنده تفاوت در شدت و گستره مکانی ریسک تجمعی میان زیستگاه‌ها است؛ به‌طوری‌که اراضی کشاورزی از نظر ریسک متوسط وضعیت نامطلوب‌تری داشتند، در حالی که برخی بخش‌های مراتع، علی‌رغم میانگین پایین‌تر، با نقاطی از ریسک بسیار بالا مواجه بودند (جدول ۱).

نتایج نشان داد که توزیع طبقات ریسک در زیستگاه‌های مختلف متفاوت است. در اراضی کشاورزی، ۳۰۱ هکتار (۰/۳٪) در طبقه ریسک پایین، ۶۲,۷۳۷ هکتار (۶۳/۸٪) در طبقه ریسک متوسط و ۳۵,۳۲۷ هکتار (۳۵/۹٪) در طبقه ریسک بالا قرار داشت. در مراتع، بیشترین مساحت در طبقه ریسک پایین با ۲۱۵,۷۵۰ هکتار (۷۶/۶٪) مشاهده شد، در حالی که ۵۱,۴۲۰ هکتار (۱۸/۳٪) در طبقه متوسط و ۱۴,۳۵۴ هکتار (۵/۱٪) در طبقه ریسک بالا قرار گرفت. در زیستگاه پوشش درختی و درختچه‌ای پراکنده، به‌ترتیب ۳۰,۶۵۵ هکتار (۳۹٪)، ۳۸,۷۶۰ هکتار (۴۹/۳٪) و ۹,۱۲۰ هکتار (۱۱/۶٪) در طبقات ریسک پایین، متوسط و بالا قرار داشت. در اراضی بایر نیز ۱۱۵,۳۲۵ هکتار (۵۷/۴٪) در طبقه ریسک پایین، ۷۶,۴۷۶ هکتار (۳۸٪) در طبقه متوسط و ۹,۱۸۴ هکتار (۴/۶٪) در طبقه ریسک بالا قرار گرفت. بنابراین، اراضی کشاورزی از نظر سهم مساحت در معرض ریسک بالا، آسیب‌پذیرترین زیستگاه بود، در حالی که مراتع عمدتاً در شرایط ریسک پایین قرار داشتند (جدول ۱).



شکل ۳- A: توزیع فضایی ریسک تجمعی زیستگاه‌های مورد بررسی بر اساس مواجهه و پیامد تجمعی عوامل استرس‌زا؛ B: نقشه ظرفیت بازیابی زیستگاه

Fig. 3. A: Spatial distribution of cumulative habitat risk based on cumulative exposure and consequence of stressors; B: Spatial distribution of habitat recovery potential

مقایسه نقشه ظرفیت بازیابی (شکل۳-B) با مطلوبیت زیستگاه دراج در مطالعه عرفانی و همکاران (Erfani et al., 2021) نشان داد که بخش عمده زیستگاه‌های دارای ظرفیت بازیابی بالا در نواحی با مطلوبیت زیستگاهی پایین‌تر قرار گرفته‌اند، در حالی که زیستگاه‌های مطلوب‌تر، که عمدتاً در شرق منطقه و در اراضی کشاورزی و نواحی مرتعی و جنگل‌کاری‌شده پیرامون آن متمرکز هستند

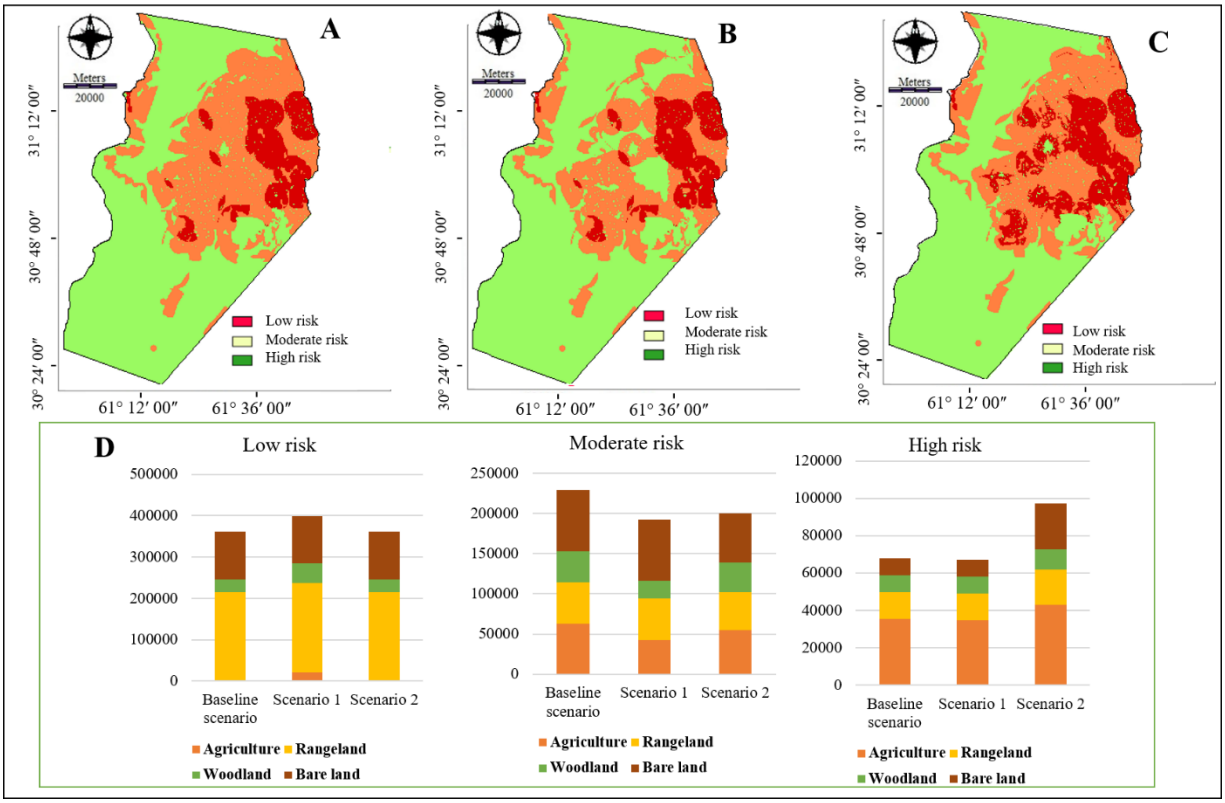
، از ظرفیت بازیابی پایین‌تری برخوردارند. این الگو از منظر حفاظتی اهمیت ویژه‌ای دارد؛ زیرا نشان می‌دهد نواحی‌ای که در حال حاضر بیشترین اهمیت را برای حضور دراج دارند، الزاماً از توان بالایی برای بازگشت به شرایط مطلوب پس از مواجهه با عوامل فشار برخوردار نیستند. از سوی دیگر، قرارگیری بخش عمده زیستگاه‌های مطلوب در شرق سیستان (Erfani et al., 2021) و وابستگی وضعیت پوشش گیاهی و منابع آبی منطقه به جریان ورودی رودخانه هیرمند و وضعیت تالاب‌های هامون، نشان می‌دهد که بخشی از عوامل مؤثر بر وضعیت زیستگاه در خارج از محدوده مدیریتی و سیاسی منطقه مورد مطالعه شکل می‌گیرند. در مطالعه حاضر نیز سه عامل AOD، LST و تغییرات NDVI، اگرچه به‌عنوان متغیرهای سنجش‌ازدوری در داخل محدوده مطالعه استخراج شدند، تحت تأثیر فرایندهای محیطی گسترده‌تری قرار دارند که محدود به مرزهای سیاسی نیستند؛ به‌ویژه آنکه خشکی تالاب‌های هامون و تغییرات جریان آب هیرمند می‌تواند بر گردوغبار، شرایط حرارتی و وضعیت پوشش گیاهی در دشت سیستان اثرگذار باشد. بنابراین، مدیریت ریسک زیستگاه دراج در این منطقه نمی‌تواند صرفاً بر اقدامات محلی متمرکز باشد و کاهش پایدار بخشی از فشارهای محیطی، به‌ویژه فشارهای مرتبط با آب، خشکسالی و گردوغبار، نیازمند توجه به فرایندهای فرامرزی و همکاری میان کشورهای دخیل است. در این مقایسه، نقشه مطلوبیت زیستگاه از مطالعه مستقل عرفانی و همکاران (Erfani et al., 2021) استفاده شده و در مطالعه حاضر مجدداً تولید نشده است؛ ازاین‌رو، الگوی مشاهده‌شده میان مطلوبیت، ریسک و ظرفیت بازیابی یک رابطه فضایی و مدل‌محور است و به‌تنهایی بیانگر پاسخ جمعیتی واقعی دراج نیست.

جدول ۱- خلاصه آماره‌های ریسک تجمعی به تفکیک زیستگاه

Table 1- Summary of cumulative risk statistics by habitat

نام زیستگاه (Habitat name)	حداقل (Minimum)	حداکثر (Maximum)	میانگین (Average)	مساحت (هکتار) Area (ha)		
				ریسک کم (Low risk)	ریسک متوسط (Moderate risk)	ریسک زیاد (High risk)
کشاورزی (Agriculture)	3.226151	11.20942	7.364742	301	62,737	35,327
مرتع (Range land)	0	11.64836	3.624736	215,750	51,420	14,354
پوشش درختی و	0	11.16788	5.169169	30,655	38,760	9,120
بایر(Bare land)	0	9.27939	4.220022	115,325	76,476	9,184

نتایج حساسیت‌سنجی نشان داد که تغییر سناریوها از سناریوی پایه به S1 و S2، بدون تغییر در الگوی مکانی کلی ریسک، موجب تغییر در توزیع طبقات ریسک در زیستگاه‌ها شد (شکل ۳). در هر سه سناریو، الگوی مکانی لکه‌های با ریسک بالا عمدتاً پایدار بود و تفاوت چشمگیری در موقعیت آنها مشاهده نشد؛ بااین‌حال، در سناریوی بدون مشارکت، این لکه‌ها گسترده‌تر بودند. در مقابل، با تغییر شدت عوامل استرس‌زای قابل مدیریت، مقادیر ریسک در سطح زیستگاه‌ها تغییر کرد و در نتیجه جابه‌جایی میان طبقات ریسک مشاهده شد. این تغییرات در زیستگاه‌های کشاورزی و جنگل آشکارتر بود، درحالی‌که توزیع ریسک در مرتع تغییر محدودتری داشت. بنابراین، نتایج حساسیت‌سنجی نشان داد که مدل نسبت به تغییر در شدت عوامل استرس‌زای قابل مدیریت حساس است، اما این تغییرات به تغییر اساسی در الگوی مکانی ریسک منجر نمی‌شود (شکل ۳).



شکل ۴- نقشه طبقات ریسک زیستگاه در سناریوی پایه (A)، سناریوی S1 (B)، سناریوی S2 (C) و نمودارهای توزیع مساحت (هکتار) طبقات ریسک در زیستگاه‌های مختلف (D)

Fig. 4. Maps of habitat risk classes under the baseline scenario (A), Scenario 1 (B), and Scenario 2 (C), and charts showing the distribution of risk-class areas (ha) across different habitats (D).

یافته‌های این مطالعه نشان می‌دهد که مطلوبیت زیستگاه به‌تنهایی نمی‌تواند بیانگر وضعیت حفاظتی دراج در چشم‌انداز خشک سیستان باشد. اگرچه این گونه در شرایط خشک منطقه به لکه‌های دارای پوشش گیاهی، از جمله اراضی کشاورزی، وابستگی بالایی دارد و کاهش پوشش گیاهی ناشی از خشکسالی با کاهش پراکنش آن همراه است (Heidari et al., 2009; Erfani et al., 2021)، همین زیستگاه‌های مطلوب ممکن است هم‌زمان تحت تأثیر مجموعه‌ای از فشارهای انسانی و محیطی قرار داشته باشند. از این رو، مطلوبیت زیستگاه و امنیت آن را باید دو مؤلفه متمایز اما مکمل در برنامه‌ریزی حفاظتی در نظر گرفت؛ به‌گونه‌ای که اولویت حفاظتی نه صرفاً بر اساس میزان مطلوبیت، بلکه بر اساس ترکیب مطلوبیت، ریسک تجمعی و ظرفیت بازیابی زیستگاه تعیین شود. این رویکرد می‌تواند شناسایی زیستگاه‌هایی را که از نظر بوم‌شناختی ارزشمند، اما از نظر پایداری در برابر فشارهای هم‌زمان آسیب‌پذیرند، بهبود دهد.

نتیجه‌گیری

در مجموع، ارزیابی ریسک تجمعی زیستگاه دراج در شرق سیستان نشان داد که عوامل فشار انسانی و محیطی در سطح منطقه به‌صورت یکنواخت توزیع نشده و کانون‌های ریسک بالا عمدتاً به شکل لکه‌ای، به‌ویژه در بخش‌های شرقی و مرکزی، متمرکز شده‌اند. اگرچه تقریباً تمامی زیستگاه‌های مورد بررسی در معرض مجموعه‌ای از عوامل فشار شامل AOD، LST، تغییرات NDVI و فعالیت‌های انسانی قرار داشتند، تفاوت در پیامد و حساسیت زیستگاه‌ها موجب شد شدت ریسک تجمعی در میان آنها متفاوت باشد. در میان زیستگاه‌های بررسی‌شده، اراضی کشاورزی بالاترین میانگین ریسک تجمعی و ترکیب بالاتری از مواجهه و پیامد را نشان دادند؛

یافته‌ای که از نظر حفاظتی اهمیت ویژه‌ای دارد، زیرا بخش قابل توجهی از زیستگاه مطلوب دراج در شرق سیستان با اراضی کشاورزی و نواحی پیرامون آن ارتباط دارد و این زیستگاه‌ها هم‌زمان تحت تأثیر چندین فشار محیطی و انسانی قرار گرفته‌اند. قرارگیری روستاها، جاده‌ها، AOD، LST و تغییرات NDVI در محدوده‌های بالاتر ریسک در این زیستگاه نشان می‌دهد که تهدید زیستگاه کشاورزی ماهیتی چندعاملی دارد و کاهش آن نمی‌تواند تنها با کنترل یک عامل فشار حاصل شود. همچنین، اهمیت تغییرات NDVI در زیستگاه‌های مرتعی و دارای پوشش درختی و درختچه‌ای نشان داد که تغییر وضعیت پوشش گیاهی می‌تواند یکی از مسیرهای مهم تغییر کیفیت زیستگاه در شرایط خشک منطقه باشد. از این رو، پایش مستمر پوشش گیاهی و شناسایی زودهنگام نواحی دچار افت پوشش، در کنار مدیریت فشارهای مستقیم انسانی، می‌تواند بخش مهمی از برنامه مدیریت زیستگاه دراج باشد. نتایج همچنین نشان داد که مطلوبیت بالای زیستگاه الزاماً با ریسک پایین همراه نیست و برخی از مهم‌ترین زیستگاه‌های دراج، به‌ویژه در شرق سیستان، هم‌زمان با ریسک تجمعی بالا و ظرفیت بازیابی پایین‌تری مواجه‌اند. بنابراین، اولویت‌بندی حفاظتی این گونه نباید صرفاً بر اساس مطلوبیت یا حضور گونه انجام شود، بلکه باید بر پایه ترکیب ارزش زیستگاهی، ریسک تجمعی و ظرفیت بازیابی صورت گیرد. با توجه به اینکه مهم‌ترین زیستگاه‌های دراج در شرق سیستان عمدتاً در پهنه‌های کشاورزی و پیرامون سکونتگاه‌های انسانی قرار دارند و امکان ایجاد مناطق حفاظت‌شده جدید در بسیاری از این نواحی محدود است، حفاظت از گونه نیازمند رویکردهای مدیریتی در خارج از چارچوب مناطق حفاظت‌شده است. در این راستا، پیشنهاد می‌شود نواحی دارای مطلوبیت بالا و ریسک تجمعی بالا به‌عنوان اولویت‌های مدیریت حفاظتی تعیین شوند، پایش زمانیAOD ، LST و تغییرات پوشش گیاهی در این نواحی تقویت شود، مدیریت و احیای پوشش گیاهی در اراضی کشاورزی و مرتعی در اولویت قرار گیرد، از تشدید اختلالات ناشی از توسعه جاده‌ها و سکونتگاه‌ها در لکه‌های مهم زیستگاهی جلوگیری شود و در برنامه‌های مدیریتی آتی، مشارکت جوامع محلی و بهره‌برداران اراضی کشاورزی به‌عنوان یکی از رویکردهای پیشنهادی مورد توجه قرار گیرد. همچنین، با توجه به نقش فرایندهای فرامرزی در وضعیت آب، گردوغبار و پوشش گیاهی سیستان، کاهش پایدار برخی از فشارهای محیطی نیازمند همکاری و هماهنگی در مقیاس منطقه‌ای و فرامرزی است.

در مطالعات آینده، کاربرد چارچوب HRA برای سایر گونه‌ها، به‌ویژه گونه‌هایی که بخش قابل توجهی از زیستگاه آن‌ها خارج از مناطق حفاظت‌شده قرار دارد، می‌تواند به شناسایی الگوهای ریسک و نیازهای حفاظتی در چشم‌اندازهای تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی کمک کند. همچنین، وارد کردن سناریوهای تغییر اقلیم در ارزیابی‌های آینده امکان بررسی تغییرات احتمالی در ریسک تجمعی و ظرفیت بازیابی زیستگاه‌ها را فراهم می‌سازد. استفاده از این رویکرد در مقیاس منطقه‌ای نیز می‌تواند به شناسایی نواحی دارای ارزش زیستگاهی و ریسک بالا و در نتیجه، به پشتیبانی از برنامه‌ریزی آمایشی، بازنگری در مرزهای مناطق حفاظت‌شده و توسعه شبکه‌های حفاظتی متناسب با شرایط اقلیمی آینده کمک کند.

تعارض منافع

هیچ گونه تعارض منافعی وجود ندارد.

سپاسگزاری

پژوهش حاضر با حمایت مالی و معنوی دانشگاه زابل تحت گرنت IR-UOZ-GR-4956 انجام شده است.

References

Abbasi, H., Opp, C., Groll, M., & Gohardoust, A. (2019). Wind regime and sand transport in the Sistan and Registan regions (Iran/Afghanistan). *Zeitschrift für Geomorphologie*, *62*(1), 41-57. https://doi.org/10.1127/zfg_suppl/2018/0543

Ansari, A., & Golabi, M. H. (2019). Using Ecosystem Service Modeler (ESM) for Ecological Quality, rarity and Risk Assessment of the wild goat habitat, in the Haftad-Gholleh protected area. *International Soil and Water Conservation Research*, *7*(4), 346-353. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.08.004

Ansari, A., Ghorbanpour, M., & Kariman, K. (2023). Ecological quality, rarity and risk assessment of the wildlife habitats at the Meighan watershed in central Iran. *Wetlands Ecology and Management, 31*(4), 565–582. https://doi.org/10.1007/s11273-023-09935-2

Balasabas-Fresco, C. J., Caceres-Baysic, M., Alonzo-Magalona, M. J., Muller, K. I., Dagamac, N. H. A., & Limbo-Dizon, J. E. (2025). Habitat risk assessment of fragmented mangal ecosystem using InVEST models: A case study in San Fernando City, La Union, Philippines. *Ocean and Coastal Research, 73*, e25026. https://doi.org/10.1590/2675-2824073.24080

Barichi, Z., Erfani, M., & Ebrahimi, M. (2025). Neglect of restoration zones in land use planning is evident from soil erodibility in the downstream of the Hirmand watershed. *Scientific Reports, 15*, 40750. https://doi.org/10.1038/s41598-025-24585-5

BirdLife International. (2018). *Francolinus francolinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22678719A131903818. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22678719A131903818.en

Boyce, M. S., Mallory, C. D., Morehouse, A. T., Prokopenko, C. M., Scrafford, M. A., & Warbington, C. H. (2017). Defining landscapes and scales to model landscape–organism interactions. *Current Landscape Ecology Reports*, *2*(4), 89-95. https://doi.org/10.1007/s40823-017-0027-z

Clark Labs. (2024). *TerrSet 2024 Help System: Habitat Risk Assessment*. Clark University.

Didan, K. (2021). *MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V061* [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13Q1.061

Duggan, J. M., Eichelberger, B. A., Ma, S., Lawler, J. J., & Ziv, G. (2015). Informing management of rare species with an approach combining scenario modeling and spatially explicit risk assessment. *Ecosystem Health and Sustainability*, *6*(1), 1-18. https://doi.org/10.1890/EHS14-0009.1

Erfani, M., Jahanishakib, F., & Enayat, A. (2021). Modeling the habitat distribution of Black Francolin (Francolinus francolinus) using MaxEnt algorithm in Sistan region. *Journal of Animal Environment*, *13*(1), 139-146. [In Persian] https://aejournals.org/index.php/AEJ/article/view/21

Fang, J., & Xu, M. (2023). A novel ecological risk assessment approach applied to Jiangsu coastal zone, China. *Ocean & Coastal Management*, *244*, 106815. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106815

Forcina, G., Panayides, P., Guerrini, M., Nardi, F., Gupta, B.K., Mori, E., Al-Sheikhly, O.F., Mansoori, J., Khaliq, I., Rank, D.N., & Parasharya, B.M. (2012). Molecular evolution of the Asian francolins (Francolinus, Galliformes): A modern reappraisal of a classic study in speciation. *Molecular Phylogenetics and Evolution, 65*(3), 1047–1055. https://doi.org/10.1016/j.ympev.2012.08.015

Geofabrik, H. (2026). *OpenStreetMap data for Iran*. Geofabrik Download Server. https://download.geofabrik.de/asia/iran.html

Guo, Y., Crippa, P., Thota, A., & Pryor, S. C. (2021). Extreme aerosol events over eastern North America: 1. Characterizing and simulating historical events. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 126*, e2020JD033758. https://doi.org/10.1029/2020JD033758

Heidari, N., Arbabi, T., Noori, G., & Shahriari, A. (2009). Distribution, Population, and Ecology of Black Francolin *Francolinus francolinus bogdanovi* on the Sistan Plain, in Relation to Plant Coverage and Drought. *Podoces, 4*(1), 28–36. [In Persian] https://www.wesca.net/Podoces/Podoces4.1/PODOCES%204(1)-%20Population%20&%20Ecology%20of%20Black%20Francolin%20in%20relation%20to%20plant%20and%20drought.pdf

Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International yearbook of cartography*, 7, 186-190. https://cir.nii.ac.jp/crid/1573668925394541312

Kong, X., Zhou, Z., & Jiao, L. (2021). Hotspots of land-use change in global biodiversity hotspots. *Resources, Conservation and Recycling, 174*, 105770. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105770

Kristan III, W. B. (2006). Sources and expectations for hierarchical structure in bird-habitat associations. *The Condor*, *108*(1), 5-12. https://doi.org/10.1093/condor/108.1.5

Kumar, A., Sharma, D. K., Lochan, R., Dewan, S., & Negi, S. (2020). Relative abundance, habitat preference, and breeding ecology of Asian Black francolin, Francolinus francolinus asiae (Bonaparte, 1856) (Galliformes: Phasianidae) from North-Western Himalaya. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, *13*(2), 162-168. https://doi.org/10.1016/j.japb.2020.02.001

Li, J., Wang, T., Li, C., Yan, H., Alam, K., Cui, Y., Amonov, M. O., & Huang, J. (2024). Can the aerosol pollution extreme events be revealed by global reanalysis products? *Science of the Total Environment, 923*, 171424. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171424

Lyapustin, A., & Wang, Y. (2022). *MODIS/Terra+Aqua Land Aerosol Optical Depth Daily L2G Global 1km SIN Grid V061* [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD19A2.061

Mayer, A. L., & Cameron, G. N. (2003). Consideration of grain and extent in landscape studies of terrestrial vertebrate ecology. *Landscape and urban planning*, *65*(4), 201-217. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00057-4

Morrone, J. J., & Ebach, M. C. (2022). Toward a terrestrial biogeographical regionalisation of the world: historical notes, characterisation and area nomenclature. *Australian Systematic Botany, 35*, 187–224. https://doi.org/10.1071/SB22002

Negi, P., & Lakhera, P. C. (2019). Distribution pattern and habitat preference of the Black Francolin (*Francolinus francolinus asiae*) in Uttarakhand, India. *Zoology and Ecology, 29*(2). 83. https://doi.org/10.2478/v10043-011

Noori Jangi, M., Noori, G., Karami, M., & Noori Jangi, A. (2019). Threatening and destructing factors associated with the habitat of francolin in Sistan region (Case study: Jazinak corridor). *International Journal of Environmental Science and Technology, 16*, 1967–1972. https://doi.org/10.1007/s13762-017-1614-6

Park, S., Kim. M., & Lee, S. (2025). Integrating Habitat Prediction and Risk Assessment to Prioritize Conservation Areas for the Long-Tailed Goral (*Naemorhedus caudatus*). *Animals (Basel), 15*(19), 2848. https://doi.org/10.3390/ani15192848

Rahimi-Nia, Z., Mohammadi, H., Sohrabi, M., & Voglmayr, H. (2025), Diversity and Pathogenicity of *Phaeoacremonium* Species Infecting *Haloxylon* and *Tamarix* Species in Iran. *Plant Pathol, 74*, 1024-1042. https://doi.org/10.1111/ppa.14070

Rahmani, M., Mirghaed, A., & Mollaaghajanzadeh, S. (2026). Measuring spatiotemporal change in land use and habitat quality through remote sensing: A case study of the Tajan watershed, north of Iran. *Spatial Analysis of Environmental Hazards*, *11*(1), 97-111. https://doi.org/10.61186/jsaeh.11.1.2

Ren, L., Zhang, J., Zhao, J., Tao, R., Liu, P., Zheng, L., & Sun, D. (2025). Habitat risk assessment of oil and gas pipelines in ecologically sensitive areas based on InVEST model. *Environmental Engineering*, *43*(8), 169-176. https://doi.org/10.13205/j.hjgc.202508015

Sari, D. N. I., Suhel, H., & Wibawanto, A. E. (2026). Normalized Difference Vegetation Index Serves as a Vegetation Indicator for Hydrometeorological Disaster Risk Mitigation in Post-Mining Reclamation Land. *Andalasian International Journal of Applied Science, Engineering and Technology*, *6*(1), 117-126. https://doi.org/10.25077/aijaset.v6i1.291

Shamsipour, A. A., Shoja, F., & Amrayi, F. (2026). Assessment of Habitat Quality and Spatial Vulnerability of Natural Landscapes in Khorramabad Urban Area. *Spatial Analysis of Environmental Hazards*, *11*(3), 109-124. https://doi.org/10.61186/jsaeh.11.3.5

Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Bennett, E. M., ... & Douglass, J. (2015). *InVEST 3.1.1 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32693.78567

Shiravand, H., Tahan, Z., & Hosseini, S. A. (2024). Detecting Changes in Iran's Climate Zones over the Period 1965-2015. *Journal of Geography and Environmental Hazards*, *13*(1), 265–292. https://doi.org/10.22067/geoeh.2022.77275.1246

Sinai, M., Askari, H. M., Saber, A., & Hassanian, M. (2025). Risk Assessment of the Coastal Habitats of Larak Islands Using the InVEST Model. *Iranian Journal of Remote Sensing and GIS, 17*(3), 23-32. [In Persian] https://doi.org/10.48308/gisj.2024.231946.1161

Studwell, A., Hines, E., Nur, N., & Jahncke, J. (2021). Using habitat risk assessment to assess disturbance from maritime activities to inform seabird conservation in a coastal marine ecosystem. *Ocean & Coastal Management*, *199*, 105431. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105431

Ullah, A., Shams, S., Ayaz, S., Ibáñez-Arancibia, E., Siraj, U., De los Rios-Escalante, P. R., & Badshah, F. (2025). Influence of nesting habitat and nest emplacement on the breeding success of the black Francolin (*Francolinus francolinus*, Phasianidae): a case study from Pakistan. *Birds*, *6*(2), 16. https://doi.org/10.3390/birds6020016

Umprasoet, W., Mu, Y., Somrup, S., Junchompoo, C., Guo, Z., & Zhang, Z. (2023). Assessment of habitat risks caused by human activities and integrated approach to marine spatial planning: The case of Sriracha District—Sichang Island. *Coasts*, *3*(3), 190-208. https://doi.org/10.3390/coasts3030012

Van Moorter, B., Kivimaki, I., Panzacchi, M., Saura, S., Brandao Niebuhr, B., Strand, O., & Saerens, M. (2023). Habitat functionality: Integrating environmental and geographic space in niche modeling for conservation planning. *Ecology*, *104*, e4105. https://doi.org/10.1002/ecy.4105

Wan, Z., Hook, S., & Hulley, G. (2021). *MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061* [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A2.061

Wei, J., Tian, Y., Li, C., Zhang, Y., Yuan, H., & Liu, Y. (2025). Identifying priority bird habitats through seasonal dynamics: an integrated habitat suitability–risk–quality framework. *Sustainability*, *17*(13), 6078. https://doi.org/10.3390/su17136078

Wyatt, K. H., Griffin, R., Guerry, A. D., Ruckelshaus, M., Fogarty, M., & Arkema, K. K. (2017). Habitat risk assessment for regional ocean planning in the U.S. Northeast and Mid-Atlantic. *PLoS ONE, 12*(12), e0188776. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188776