



Investigation of Factors Affecting Biodiversity in Arid Ecosystems Using the InVEST Model and Structural Equation Modeling (Case Study: Jiroft County)

Azam Khosravi Mashizi ^{1*}, Mohsen Sharafatmandrad ¹

1. Associate Professor, Department of Ecological Engineering, Faculty of Natural Resources, University of Jiroft, Jiroft, Iran.

*Corresponding Author: Azam.khosravi@ujiroft.ac.ir

Received date: 15/09/2025

Accepted date: 08/02/2026



[10.22034/jdmal.2026.2071597.1511](https://doi.org/10.22034/jdmal.2026.2071597.1511)

Abstract

In recent decades, the decline in biodiversity has become a global crisis. This study aims to examine biodiversity and identify the key factors influencing it. Since the InVEST habitat quality model was used to investigate biodiversity in Jiroft County. Threats were weighted with the AHP model, determining their maximum impact along gradients, and the habitat quality model was used to evaluate biodiversity. The maximum spatial influence of each threat was determined along its respective gradient and integrated into the habitat quality model. In addition, vegetation characteristics, including canopy cover, Simpson's diversity index, and Margalef's richness index, were measured across different vegetation types. The AHP results indicated that livestock grazing and agricultural land use were the two most significant threats to biodiversity in the semi-arid ecosystems of the region. Habitat quality values derived from the InVEST model ranged from 0.03 to 0.69, revealing a highly heterogeneous spatial pattern of biodiversity across the landscape. Among the vegetation types, the *Astragalus gossypinus*–*Artemisia aucheri* community exhibited the highest habitat quality index (0.58 ± 0.16), indicating greater biodiversity conservation potential. Structural Equation Modeling (SEM) demonstrated that precipitation had the strongest direct positive effect on biodiversity ($p < 0.001$), followed by vegetation canopy cover ($p < 0.01$), species diversity ($p < 0.01$), and elevation ($p < 0.01$). Furthermore, areas located at higher elevations exhibited higher habitat quality and greater capacity to support biodiversity, whereas lowland areas characterized by intensive human activities showed substantially lower habitat quality. These findings confirm the effectiveness of the InVEST Habitat Quality model for quantifying and mapping biodiversity in the dry ecosystems of Iran. Moreover, integrating the InVEST model with SEM provides a robust framework for identifying the key ecological drivers of biodiversity and offers valuable scientific support for regional conservation planning, habitat restoration, and sustainable ecosystem management in semi-arid landscapes.

Keywords: Habitat quality, Simpson index, Analytic Hierarchy Process, Species diversity

How to cite this article

Khosravi Mashizi, A. and Sharafatmandrad, M. (2026). Investigation of Factors Affecting Biodiversity in Arid Ecosystems Using the InVEST Model and Structural Equation Modeling (Case Study: Jiroft County). *Desert Management*, 13(4), 107-26. DOI: [10.22034/jdmal.2026.2071597.1511](https://doi.org/10.22034/jdmal.2026.2071597.1511)



Extend Abstract

Introduction

Biodiversity is a critical and rapid indicator of ecosystem health (27), playing a vital role in maintaining functioning especially in arid and semi-arid zones (39). It acts as a safeguard against disturbances (32). Consequently, preserving biodiversity is crucial for sustaining ecosystems at their best and supporting human needs (17). Mapping biodiversity, which aids managers in pinpointing important conservation and restoration zones, can be challenging (16). The InVEST habitat quality model offers an effective, spatially explicit approach for indirectly assessing biodiversity through habitat quality metrics. This model assumes that higher-quality habitats meet species' needs—such as food, shelter, and reproduction—and thus support greater species diversity and ecological interactions (1). It considers both the intensity and spatial distribution of human threats—like land-use change, agriculture, infrastructure, and resource exploitation—that degrade habitats and threaten biodiversity (30). Semi-arid landscapes often experience simultaneous pressures from overgrazing, agricultural expansion, and increasing demands for natural resources, resulting in habitat degradation. Therefore, identifying the spatial distribution of habitat quality together with the ecological processes controlling biodiversity is essential for developing effective conservation strategies. Although several studies have applied habitat quality models, relatively few have integrated spatially explicit habitat assessment with causal statistical approaches capable of distinguishing effects of environmental and human-related variables. Yet, while the model quantifies habitat quality, understanding the main environmental and human drivers of biodiversity remains crucial for effective management and conservation. This study combines the InVEST habitat quality model with Structural Equation Modeling (SEM) to explore and quantify the causal links among key biophysical, climatic, and anthropogenic factors affecting biodiversity. SEM's comprehensive framework enables analysis of both direct and indirect effects among variables, capturing the complex interdependencies within ecosystems. The goal is to assess biodiversity and isolate the primary factors influencing it.

Materials and Methods

The InVEST habitat quality model was used to quantify biodiversity in ecosystems in the Jiroft basin (Fig. 1). In this model, threats were identified and weighted using the Analytic Hierarchy Process (AHP). Threats to biodiversity were identified through field visits and interviews with local experts. The AHP method was used to determine the relative weights of threats (28). To investigate the nature and maximum impact of each threat, the type and number of species bases were recorded from the source of destruction along ten-kilometer transects every 500 meters, within four-square-meter plots. In each plot, the Simpson index (31) was calculated. Then, two linear and exponential models were fitted to the data, and the best model was selected from among the significant models according to the Akaike information criterion (3). After recording the species within the plot, the percentage of canopy cover and the number of species bases were estimated. Species richness and diversity indices (Table 1) were estimated using the number of species bases in the plots. Common numerical indices of Margalef richness were used to estimate species richness. Simpson indices have a greater ability to detect species diversity (19). Species diversity and richness indices were calculated using PAST software. Using one-way analysis of variance and LSD mean comparison, plant types were examined in terms of biodiversity and species diversity indices. The direct and indirect effects of economic, social, governmental, and natural factors on biodiversity were evaluated using SEM. SEM is a statistical technique combining regression and confirmatory factor analysis that has recently been used to explore complex direct and indirect relationships between ecosystem components. Structural equation modeling is one of the approaches that can be used to conduct multivariate and complex analysis.

Results and discussion

Using the AHP method, the relative importance of threats such as livestock grazing, agriculture, mining, asphalt and dirt roads, and industrial plants were determined to be 1, 0.505, 0.235, 0.118, 0.059, and 0.059, respectively (Fig. 2). Results indicated that overgrazing is the primary threat to biodiversity in this semi-arid region (Tables 2 and 3). Excessive grazing diminishes vegetation cover, increases erosion, and ultimately reduces the ecosystem's ability to support diverse plant and animal species (21). The InVEST model revealed that biodiversity conservation index values ranged from 0.03 to 0.69, showing uneven spatial distribution across the study area (Fig. 3). Lower index values were mainly found in *Rhazya stricta*, which faces intense human pressures and exists in low-rainfall zones—especially where livestock grazing exceeds the land's carrying capacity and extensive agriculture is prevalent. These findings align with prior studies highlighting biodiversity loss driven by land-use changes and human encroachment. One-way ANOVA

revealed significant differences among vegetation types in biodiversity, Simpson diversity, Margalef richness, and canopy cover, with the *Artemisia aucheri*–*Astragalus gossypinus* vegetation type exhibiting the highest biodiversity values (Table 4), suggesting that vegetation communities with greater canopy cover provide more favorable conditions for species diversity and habitat quality. Structural equation modeling (SEM) model illustrated the relationships between plant, environmental features, and biodiversity (Fig. 4). Precipitation ($p < 0.001$) and elevation ($p < 0.001$) had the strongest direct and indirect impacts on biodiversity (Table 5), emphasizing the influence of climate and topography in shaping biodiversity patterns in arid and semi- arid zones. Pearson correlation analysis showed significant positive relationships between biodiversity index and species diversity, elevation, precipitation, and canopy cover at the 99% confidence level (Fig. 5). These positive links suggest that higher rainfall and varied topography create favorable conditions for plant growth and species coexistence, leading to increased habitat quality and species richness, crucial for biodiversity maintenance. The spatial outputs generated by the InVEST model enable managers to locate areas requiring immediate protection, whereas SEM model identifies the key environmental drivers that should be considered in management planning. Consequently, reducing grazing pressure and protecting high-quality habitats located at higher elevations should be regarded as priority conservation actions. The proposed framework can also be applied to other arid and semi-arid ecosystems facing similar environmental challenges. By integrating spatial habitat assessment with causal modeling, decision-makers can better understand the mechanisms governing biodiversity distribution and develop evidence-based strategies for sustainable ecosystem management under increasing human pressure and climate change.

Keywords: Habitat quality, Simpson index, Analytic Hierarchy Process, Species diversity.

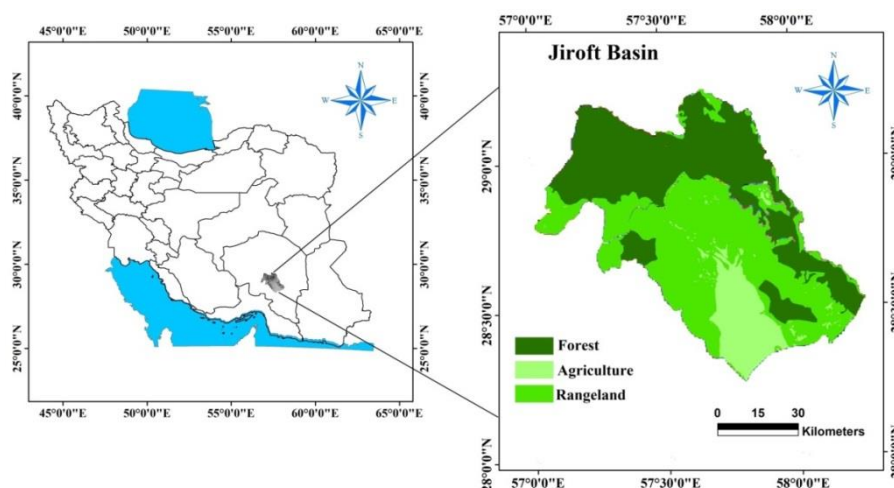


Fig 1. Map of land covers in the study area

Table 1. Indices of richness, diversity, and evenness

Index	Equation	Equation components	References
Simpson	$D = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$	D = Simpson index, p_i = relative abundance of species i based on proportion of individuals	(Simpson, 1949)
Margalef	$R_1 = \frac{S - 1}{\ln N}$	R_1 = Margalef index, S = total number of species, N = total number of individuals	(Margalef, 1958)

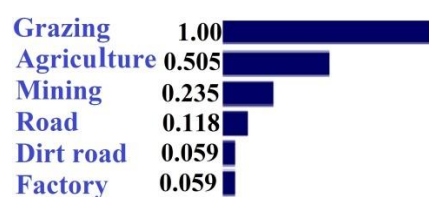
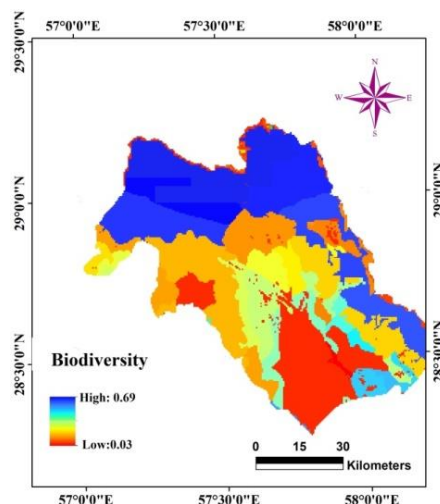


Fig 2. Relative weights of threats from grazing, agriculture, mining, highway, dirt road, and industrial plant using the AHP method

Table 2. Model type used to describe threat decay and maximum impact range.

Threats	Model	Maximum distance (km)
Grazing	Linear	4
Agriculture	Exponential	3
Mining	Linear	3
Road	Exponential	2
Factory	Exponential	1
Dirt road	Linear	1

**Fig 3. Biodiversity index map of the study area****Table 3. Relative frequency of threats across low, medium, and high biodiversity index classes.**

Biodiversity Index Class	Grazing	Agriculture	Mining	Asphalt Road	Industrial Region	Dirt Road
Low (0.03–0.22)	52	73	0	51	0	25
Medium (0.13–0.42)	34	19	85	44	100	69
High (0.43–0.69)	14	8	15	5	0	6

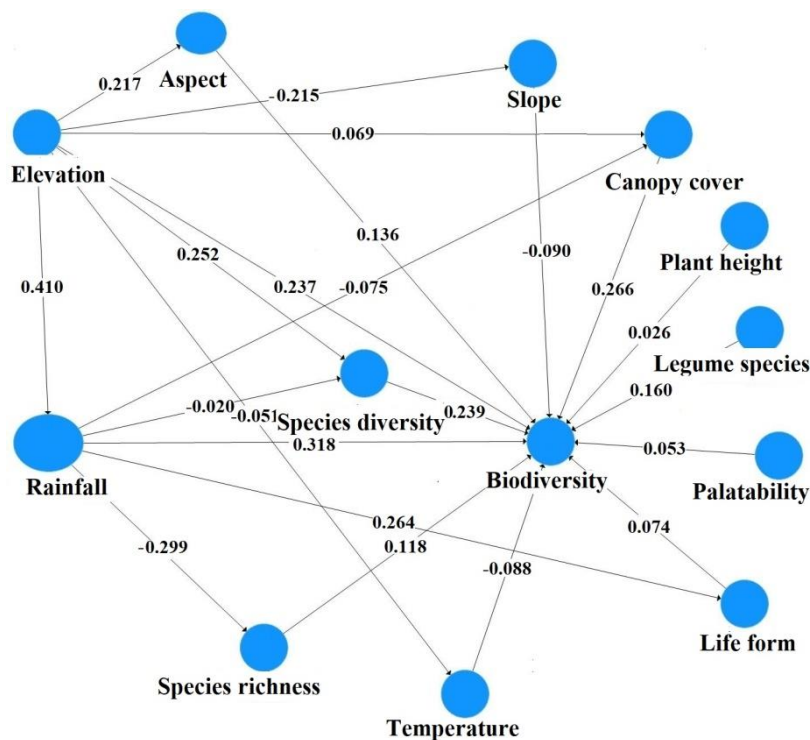
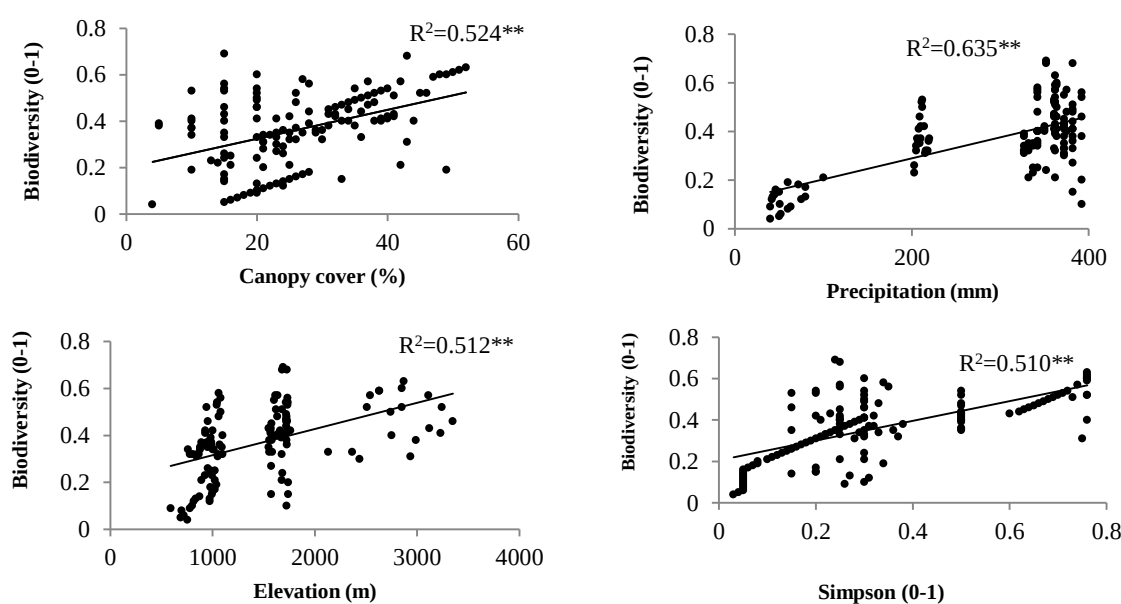
**Fig 4. Structural equation model illustrating how vegetation and environmental factors influence biodiversity.**

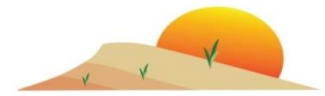
Table 4. Results of the mean comparison across plant types for biodiversity, canopy cover, and indices like Simpson and Margalef.

Plant types	Biodiversity (Mean $\pm$ SD)	Simpson (Mean $\pm$ SD)	Margalef (Mean $\pm$ SD)	Canopy cover (Mean $\pm$ SD)
<i>Amygdalus scoparia</i>	0.23 $\pm$ 0.12a	0.42 $\pm$ 0.20 c	0.42 $\pm$ 0.35 b	35 $\pm$ 14 c
<i>Artemisia aucheri</i> – <i>Stipa barbata</i>	0.52 $\pm$ 0.23d	0.73 $\pm$ 0.45 e	0.84 $\pm$ 0.41 d	56 $\pm$ 10 e
<i>Artemisia aucheri</i> – <i>Astragalus gossypinus</i>	0.58 $\pm$ 0.16d	0.75 $\pm$ 0.31 e	0.85 $\pm$ 0.39 d	52 $\pm$ 8 e
<i>Convolvulus argyranthus</i>	0.18 $\pm$ 0.05a	0.24 $\pm$ 0.17 a	0.32 $\pm$ 0.17 a	25 $\pm$ 19 b
<i>Rhazya stricta</i>	0.19 $\pm$ 0.13a	0.21 $\pm$ 0.09 a	0.43 $\pm$ 0.49 b	18 $\pm$ 13 a
<i>Tecomella undulata</i>	0.32 $\pm$ 0.12b	0.35 $\pm$ 0.19 b	0.47 $\pm$ 0.32 b	38 $\pm$ 21 c
<i>Pistacia atlantica</i> – <i>Astragalus gossypinus</i>	0.46 $\pm$ 0.14c	0.51 $\pm$ 0.23 d	0.54 $\pm$ 0.34 c	42 $\pm$ 9 d

Table 5. Total, direct, and indirect impacts of vegetation and environmental features on biodiversity index.

Variable	Pathway	Standardized Beta coefficient
Elevation	Direct	0.237**
	Indirect through slope	0.015
	Indirect through aspect	0.014
	Indirect through Precipitation	0.024
	Indirect through temperature	0.008
	Indirect through canopy cover	0.005
	Indirect through species diversity	0.010
	Total	0.313***
Rainfall	Direct	0.318***
	Indirect through canopy cover	0.013
	Indirect through species richness	0.026
	Indirect through species diversity	0.008
	Indirect through life form	0.014
	Total	0.379***
Species diversity	Direct	0.239**
Canopy cover	Direct	0.266**
Palatability	Direct	0.053
Legume species	Direct	0.160*
Life form	Direct	0.074
Plant height	Direct	0.026
Aspect	Direct	0.136*
Slope	Direct	-0.090
Temperature	Direct	-0.088
Species richness	Direct	0.118*

**Fig 5. Correlation of biodiversity with elevation, rainfall, canopy cover, and Simpson index**



بررسی عوامل مؤثر بر تنوع زیستی بومسازگان‌های خشک با مدل InVEST و معادلات ساختاری (بررسی موردی: شهرستان جیرفت)

اعظم خسروی مشیزی^{*}، محسن شرافتمندراد^۱

۱. دانشیار گروه مهندسی طبیعت، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه جیرفت، جیرفت، ایران.

* نویسنده مسئول: Azam.khosravi@ujiroft.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۶/۲۳ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۱۹



[10.22034/jdmal.2026.2071597.1511](https://doi.org/10.22034/jdmal.2026.2071597.1511)

چکیده

در دهه‌های اخیر کاهش تنوع زیستی به بحران جهانی تبدیل شده است. هدف پژوهش حاضر بررسی تنوع زیستی و تعیین مهمترین عامل تأثیر گذار بر آن است. از آنجا که مدل کیفیت رویشگاه InVEST قادر است با بهره‌گیری از شدت تأثیر انسانی، تنوع زیستی در بومسازگان‌ها را نقشه سازی کند، تنوع زیستی با استفاده از مدل کیفیت رویشگاه در شهرستان جیرفت بررسی شد. در این روش تهدیدها شناسایی و با بهره‌گیری از مدل AHP وزن‌دهی شدند و بیشترین تأثیر هر یک در طول گرادیان آنها تعیین شد و با مدل کیفیت رویشگاه، تنوع زیستی بررسی شد. درصد تاج پوشش و شاخص‌های سیمپسون و مارگالف نیز در تیپ‌های گیاهی برآورد شد. نتایج مدل AHP نشان داد که چرای دام و اراضی کشاورزی بیشترین اهمیت را در بین تهدیدهای تنوع زیستی در مناطق نمیه خشک داشتند. نتایج بررسی شاخص تنوع زیستی نشان داد که این شاخص به‌طور نسبی از ۰/۳ تا ۰/۶۹ در منطقه مورد بررسی به‌طور غیر یکنواخت پراکنده است. بررسی تنوع زیستی در تیپ‌های گیاهی نشان داد که تیپ گیاهی *Astragalus gossypinus-Artemisia aucheri* با میانگین 0.58 ± 0.16 بیشترین شاخص تنوع زیستی را دارد. نتایج SEM نشان داد که بارندگی بیشترین ارتباط معنی‌دار را با تنوع زیستی بطور مستقیم داشت ($p < 0.001$) و بعد از آن تاج پوشش ($p < 0.01$)، تنوع گونه‌ای ($p < 0.01$) و ارتفاع ($p < 0.01$) بیشترین تأثیر را مستقیماً بر تنوع زیستی داشتند. علاوه بر این، نتایج نشان داد که مناطق دارای ارتفاع بیشتر از کیفیت رویشگاه بالاتر و ظرفیت بیشتری برای حفظ تنوع زیستی برخوردار بودند، در حالی که تمرکز فعالیت‌های انسانی در نواحی کم‌ارتفاع موجب افت کیفیت زیستگاه شده است. نتایج این پژوهش کارایی مدل کیفیت رویشگاه InVEST را در کمی‌سازی و پایش فضایی تنوع زیستی در مناطق خشک ایران تأیید می‌کند و نشان می‌دهد که مدل کیفیت رویشگاه در ترکیب با مدل SEM، ابزار مناسبی برای شناسایی عوامل کلیدی مؤثر بر تنوع زیستی در مقیاس منطقه‌ای است.

واژگان کلیدی: کیفیت رویشگاه، شاخص سیمپسون، تحلیل سلسله مراتبی، تنوع گونه‌ای

استناد به این مقاله

خسروی مشیزی، اعظم و شرافتمندراد، محسن. (۱۴۰۴). بررسی عوامل مؤثر بر تنوع زیستی بومسازگان‌های خشک با مدل InVEST و معادلات ساختاری (بررسی موردی: شهرستان جیرفت). مدیریت بیابان، ۱۳(۴)، ۱۰۷-۱۲۶. DOI: [10.22034/jdmal.2026.2071597.1511](https://doi.org/10.22034/jdmal.2026.2071597.1511)



■ مقدمه

تنوع زیستی شامل گوناگونی موجودات زنده در جوامع گیاهی است که به‌طور گسترده در بررسی‌های پوشش گیاهی و ارزیابی‌های محیط‌زیستی به‌کار می‌رود (۱۷ و ۹). این شاخص، معیار مهمی برای سنجش کیفیت بوم‌سازگان‌ها است و نقشی اساسی در پایداری عملکرد آن‌ها، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک دارد؛ به‌گونه‌ای که افزایش تنوع زیستی موجب ارتقای مقاومت بوم‌سازگان‌ها در برابر آشفتگی‌های محیطی مانند تغییر اقلیم و خشکسالی می‌شود (۳۶). از اینرو، حفظ آن برای تداوم پایداری بوم‌سازگان‌ها و تأمین نیازهای انسان ضرورتی انکارناپذیر است. با این‌حال، شواهد نشان می‌دهد که تنوع زیستی با سرعتی نگران‌کننده در حال کاهش است و این روند به یکی از بحران‌های محیط‌زیستی جهانی تبدیل شده است (۳۹). تخریب و کاهش رویشگاه‌ها، تغییر اقلیم، انقراض جمعیت‌ها و گسترش گونه‌های مهاجم از مهم‌ترین عوامل این روند هستند (۳۲). این عوامل که عمدتاً ناشی از فعالیت‌های انسانی‌اند، موجب برهم خوردن یکپارچگی سامانه‌های بوم‌شناختی و تهدید عملکرد بوم‌سازگان‌ها در مقیاس جهانی می‌شوند (۱۴).

رشد جمعیت، توسعه فناوری و گسترش اراضی کشاورزی و شهری، چهره طبیعت را دگرگون کرده و موجب کاهش مساحت بوم‌سازگان‌های طبیعی، انقراض گونه‌ها و در نتیجه افت شدید تنوع زیستی شده‌است (۱۳). کاهش تنوع زیستی، توان ترمیم و پایداری بوم‌سازگان‌ها در برابر تنش‌های محیطی را کاهش داده و در پایان، پیامدهای محیط زیستی و اقتصادی منفی به‌دنبال دارد (۱۰). در بسیاری از موارد، تنوع زیستی قادر نیست همگام با سرعت تغییرات محیطی سازگار شود؛ به‌ویژه در مناطق خشک که به دلیل شکنندگی بالا، اختلالات شدیدتر و بازیابی کندتری دارند (۲). در چنین شرایطی، نبود مداخلات مدیریتی مناسب می‌تواند منجر به انقراض‌های محلی یا گسترده شود (۲۷). از اینرو، مدیریت و حفاظت از تنوع زیستی از ارکان اصلی پایداری بوم‌سازگان‌ها به شمار می‌رود. یکی از چالش‌های مهم در این زمینه، آگاه‌سازی جوامع انسانی نسبت به تهدیدات تنوع زیستی و ضرورت اتخاذ راهبردهای مؤثر حفاظتی است (۳۸). در این راستا، بررسی و ارزیابی

تنوع زیستی ابزار ارزشمندی برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی محسوب می‌شود.

با توجه به پیچیدگی عوامل مؤثر بر تنوع زیستی، مدل‌های تحلیلی و پیش‌بینی‌کننده نقش مهمی در درک روابط بین متغیرهای محیطی و زیستی دارند. در این میان، مدل کیفیت رویشگاه^۱ InVEST یکی از ابزارهای کارآمد برای ارزیابی غیرمستقیم وضعیت تنوع زیستی است. در این مدل، کیفیت زیستگاه به عنوان نماینده‌ای از وضعیت بوم‌شناختی آن در نظر گرفته می‌شود؛ به‌طوری‌که زیستگاه‌های با کیفیت بالاتر توان بیشتری در تأمین نیازهای گونه‌ها از نظر غذا، پناهگاه و زادآوری دارند و در نتیجه ظرفیت بالاتری برای حفظ غنای گونه‌ای خواهند داشت (۳۳). یکی از ویژگی‌های مهم مدل InVEST در نظر گرفتن شدت و گستره تهدیدهای انسانی مانند تغییر کاربری اراضی، توسعه زیرساخت‌ها و آلودگی‌هاست که به صورت وزن‌دهی‌شده وارد محاسبات می‌شود؛ از اینرو، کاهش کیفیت زیستگاه به شکل مستقیمی با افت تنوع زیستی مرتبط است (۲۵). خروجی این مدل به صورت نقشه‌هایی با مقیاس صفر تا یک ارائه می‌شود که امکان مقایسه و تحلیل تغییرات در سناریوهای مختلف مدیریتی و کاربری اراضی را فراهم می‌کند. علاوه بر این، مدل معادلات ساختاری (SEM^۲) به عنوان ابزاری آماری قدرتمند برای تحلیل روابط علی بین متغیرهای زیست‌محیطی، توپوگرافی و اقلیمی با تنوع زیستی به‌کار می‌رود (۲۴). این روش می‌تواند اثرهای مستقیم و غیرمستقیم هر متغیر را بر تنوع زیستی شناسایی و کمی‌سازی کند و از این طریق، مهم‌ترین پارامترهای مؤثر بر الگوهای تنوع زیستی را مشخص سازد. ترکیب استفاده از مدل SEM و مدل کیفیت رویشگاه InVEST می‌تواند درک جامع‌تری از سازوکارهای بوم‌شناختی مؤثر بر تغییرات تنوع زیستی فراهم آورد و پایه‌ای علمی برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی ایجاد کند.

مطالعات متعددی کارایی مدل InVEST را در پیش‌بینی وضعیت تنوع زیستی تأیید کرده‌اند. برای نمونه، نتایج بررسی کیفیت رویشگاه مدل InVEST در جزایر جیجو کشوره کره جنوبی نشان داد این مدل در مقایسه با

^۱ Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs

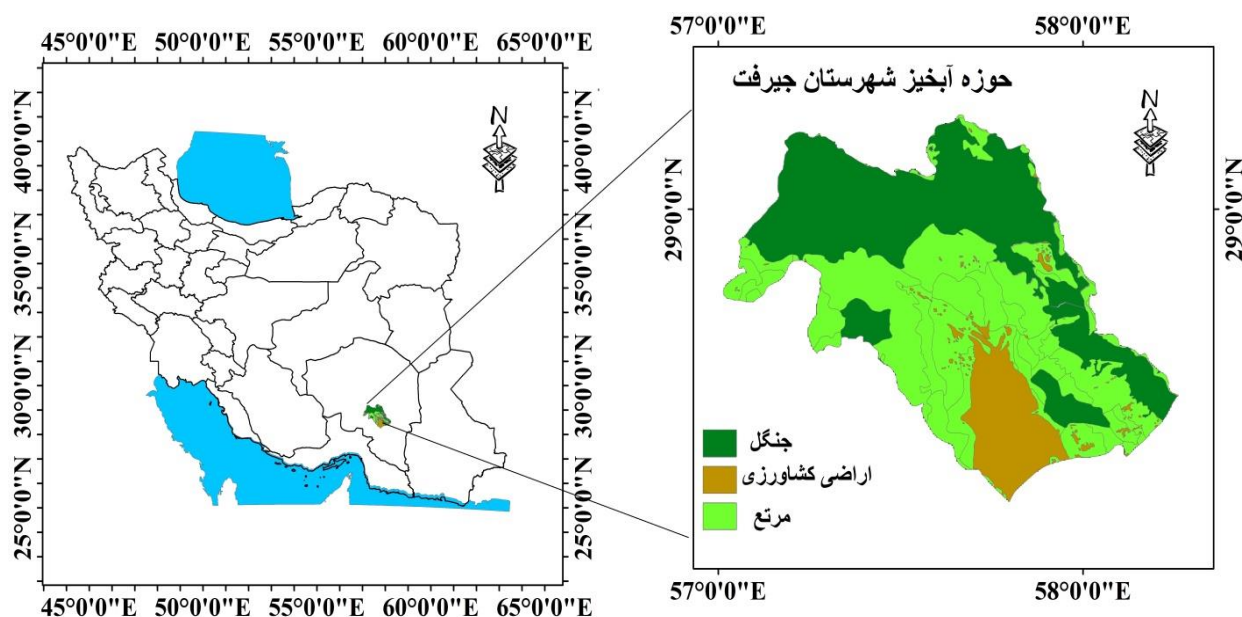
^۲ Structural Equation Model

■ مواد و روش‌ها

ویژگی‌های منطقه

پژوهش حاضر در حوزه آبخیز شهرستان جیرفت در جنوب شرقی ایران و در محدوده جغرافیایی $56^{\circ}34'$ تا $57^{\circ}0'$ شرقی و $29^{\circ}3'$ تا $30^{\circ}0'$ شمالی انجام شد. مساحت این منطقه حدود 864428 ha است و مناظر مختلفی از کوه‌های پوشیده از برف در شمال تا دشت‌های هموار در جنوب را شامل می‌شود. میانگین ارتفاع و بارندگی در دشت‌های جنوبی 900 m و 136 mm و در ارتفاعات شمالی 3030 m و 438 mm است (۱۵). این منطقه بین ایران-تورانی و صحرا-سندی واقع شده‌است. در نتیجه، دارای فلور غنی شامل چندین اجتماع و پوشش گیاهی مختلف است. مهمترین پوشش‌های گیاهی منطقه شامل مراتع، جنگل و اراضی کشاورزی هستند (شکل ۱). مراتع حدود 59% از مساحت منطقه را تشکیل می‌دهند و عمدتاً در بخش‌های مرکزی منطقه مورد مطالعه گسترش یافته‌اند. بوته‌زارهای *Artemisia aucheri* Boiss. از گونه‌های غالب منطقه است. جنگل‌ها که 32% از منطقه را شامل می‌شود که در قسمت‌های شمالی و شرقی وجود دارند. اراضی کشاورزی 9% از منطقه مورد مطالعه را شامل می‌شوند که غالباً در قسمت‌های جنوبی گسترش یافته‌اند.

روش‌های مبتنی بر داده‌های بیولوژیکی، ابزاری ساده‌تر و کارآمدتر برای کمی‌سازی تنوع زیستی بر اساس داده‌های تهدیدهاست و قابلیت تحلیل تغییرات در دوره‌های زمانی مختلف را دارد. در همین راستا، با استفاده از مدل کیفیت رویشگاه تنوع زیستی در بوم‌سازگان‌های کوهستانی اتیوپی بررسی شد و نتایج نشان داد که گسترش سریع اراضی کشاورزی و شهری موجب از بین رفتن پوشش گیاهی طبیعی و کاهش کیفیت زیستگاه‌ها شده و در نتیجه، مداخله مؤثر در مدیریت حوزه آبخیز ضروری است (۱). با توجه به نقش کلیدی تنوع زیستی در ارائه خدمات بوم‌سازگان‌های مرتعی نظیر تولید دام و ترسیب کربن، به‌کارگیری شیوه‌های مدیریتی مناسب برای حفظ و افزایش آن امری حیاتی است (۱۸). کمی‌سازی تنوع زیستی و شناسایی مهم‌ترین عوامل بوم‌شناختی مؤثر بر آن نخستین گام در مدیریت بوم‌سازگان‌های خشک محسوب می‌شود. اگرچه مطالعاتی در زمینه تنوع گونه‌ای در کشور انجام شده‌است (۲۹)، اما اطلاعات موجود در این زمینه هنوز محدود است. از اینرو، هدف پژوهش حاضر بررسی وضعیت تنوع زیستی با استفاده از مدل کیفیت رویشگاه InVEST و شناسایی مهم‌ترین فاکتورهای بوم‌شناختی مؤثر بر آن با بهره‌گیری از مدل معادلات ساختاری (SEM) است.



شکل ۱. نقشه پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه

داده برداری

تنوع زیستی

پتانسیل تنوع زیستی منطقه مورد مطالعه بر اساس مدل کیفیت رویشگاه InVEST برآورد شد. در این مدل با توجه به تأثیر تهدیدها بر بوم‌سازگان‌ها میزان کیفیت رویشگاه برآورد می‌شود که با استفاده از رابطه ۱ توسط فاکتور Q_{xj} بین صفر تا یک محاسبه شد.

(۱)

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

K فاکتور ثابت وابسته به ارزش D_{xj} است. H_j شایستگی رویشگاه j از نظر تنوع زیستی است. D_{xj} هم تأثیر کل تهدیدات در پیکسل x رویشگاه j است که بوسیله رابطه ۲ برآورد شد.

(۲)

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^Y \left(\frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} S_{jr}$$

S_{jr} میزان تأثیر تهدید r بر رویشگاه j است. w_r وزن نسبی تهدید r است و i_{rxy} نحوه تأثیر پیکس y تهدید r بر پیکسل x رویشگاه است که با استفاده از رابطه‌های ۳ و ۴ برآورد شد.

(۳)

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

(۴)

$$i_{rxy} = \exp \left(- \left(\frac{2.99}{d_{r \max}} \right) d_{xy} \right) \quad \text{اگر نمایی}$$

d_{xy} = فاصله بین پیکس y تهدید تا پیکسل x رویشگاه و $d_{r \max}$ = حداکثر فاصله تأثیر تهدید

با بازدید منطقه و مصاحبه با کارشناسان محلی تهدیدات تنوع زیستی موجود در منطقه شناسایی شد. برای تعیین وزن‌های نسبی تهدیدات نسبت به یکدیگر از روش تحلیل سلسله مراتبی^(۱) (AHP) استفاده شد (۲۸). این تهدیدها به صورت مقایسه‌های زوجی توسط بیست نفر از کارشناسان (شامل متخصصان حوزه‌های بوم‌شناسی،

منابع طبیعی و محیط‌زیست) ارزیابی شدند تا میزان تأثیر نسبی هر تهدید بر کیفیت زیستگاه مشخص شود. فرآیند مقایسه زوجی بر اساس مقیاس ۱ تا ۹ انجام شد، که در آن عدد ۱ بیانگر اهمیت برابر و عدد ۹ نشان‌دهنده اهمیت بسیار بیشتر یک تهدید نسبت به تهدید دیگر است. برای محاسبه وزن نهایی تهدیدات، ابتدا ماتریس مقایسات زوجی نرمال‌سازی شد و سپس میانگین هندسی سطرها برای تعیین وزن نسبی هر تهدید محاسبه گردید. میزان سازگاری قضاوت‌ها از طریق نرخ ناسازگاری (CR^2) ارزیابی شد که بر اساس روابط ۵ و ۶ به دست آمد:

(۵)

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$$

(۶)

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

که در آن $\lambda_{\max}$ بزرگ‌ترین مقدار ویژه ماتریس، n تعداد تهدیدات و RI شاخص تصادفی ساعتی است. مقدار CR کوچکتر از یک دهم نشان‌دهنده سازگاری قابل قبول قضاوت‌هاست. در مدل InVEST مفهوم وزن تهدید در قالب سهم نسبی تأثیر هر تهدید بر کیفیت زیستگاه تعریف شده است (و نیازی نیست فقط از قضاوت کارشناسی حاصل از AHP تبعیت کند)؛ و باید با دامنۀ تأثیر فضایی و حداکثر فاصله تأثیر در منطقه نیز سازگار شود. از اینرو، در پژوهش حاضر وزن‌های استخراج‌شده از AHP به عنوان مبنای قضاوت کارشناسی استفاده شدند، اما برای انطباق با ساختار مدل InVEST که نیازمند وزن‌های نسبی بر اساس تأثیر بوم‌شناختی تهدیدها است، در مدل با مقدارهای شدت و گستره هر تهدید در منطقه تعدیل و نرمال‌سازی می‌شوند. به منظور بررسی نحوه و بیشینه تأثیر هر یک از تهدیدها، از منبع تخریب در طول نوارهایی به طول ۵km هر ۲۰۰m در یک پلات ۲m² نوع و تعداد پایه گونه‌ها یادداشت شد. در هر پلات، شاخص سیمپسون با استفاده از رابطه مربوطه^(۳۱) محاسبه شد و تأثیر تهدیدها بر هر زیستگاه برآورد شد. سپس، بر روی داده دو مدل خطی و نمایی برازش داده و برای انتخاب بهترین

² consistency ratio¹ Analytic Hierarchy Process

تحلیل داده‌ها

با استفاده از آزمون تجزیه و تحلیل واریانس یکطرفه و مقایسه میانگین LSD^2 تیپ های گیاهی از نظر تنوع زیستی و شاخص های تنوع گونه ای مورد بررسی قرار گرفت. تأثیر مستقیم و غیرمستقیم عوامل محیطی بر تنوع زیستی با استفاده از مدل سازی معادلات ساختاری (SEM) مورد ارزیابی قرار گرفت. روش آماری ترکیبی از رگرسیون و تحلیل عاملی تاییدی است که برای کشف روابط پیچیده مستقیم و غیرمستقیم اجزای بوم سازگان به کار گرفته شده است (۵). مدل سازی معادلات ساختاری یکی از رویکردهایی است که می توان با استفاده از آن به تحلیل چند متغیره و پیچیده پرداخت. در تحلیل چند متغیره چندین متغیر مستقل و وابسته را به صورت همزمان وارد تحلیل می شود. مدل ساختاری روابط بین متغیرهای پنهان را بررسی می کند و امکان تحلیل تأثیرات مستقیم و غیرمستقیم این متغیرها بر یکدیگر را محیا می کند. داده های مورد استفاده در پژوهش حاضر شامل متغیر وابسته کیفیت رویشگاه و متغیرهای مستقل زیستی و محیطی بودند. متغیرهای زیستی شامل درصد تاج پوشش کل، تنوع گونه ای، غنای گونه ای، فرم رویشی غالب، درصد تاج پوشش گونه های خوش خوراک و درصد تاج پوشش گونه های لگوم بودند. متغیرهای محیطی نیز شامل عوامل توپوگرافی مانند ارتفاع، شیب و جهت و عوامل اقلیمی مانند بارش سالانه و میانگین دمای سالانه بودند. پایایی مرکب (CR^3) و میانگین واریانس استخراج شده (AVE^4)

به ترتیب برای پایایی و روایی SEM با استفاده از smartPLS v2 استفاده شد. معیار AVE نشان دهنده میانگین واریانس به اشتراک گذاشته شده بین هر سازه با شاخص های خود است. روایی همگرا زمانی وجود دارد که AVE از ۰/۵ بزرگتر باشد و پایایی همگرا زمانی وجود دارد که CR از ۰/۷ بزرگتر باشد. همچنین CR باید از AVE بزرگتر باشد. در این صورت هم شرط روایی همگرا وجود خواهد داشت (۸).

مدل از بین مدل های معنی دار بر طبق ضریب اطلاعات آکائیکه (AIC^1) برآورد شد (۲). مدلی که کمترین AIC را دارد به عنوان مدل نهایی انتخاب شد.

ویژگی های گیاهی

پس از بررسی مقدماتی و بازدید از منطقه، به روش فیزیونومیک - فلورستیک تیپ های پوشش گیاهی مرتع و جنگل مورد مطالعه مشخص شدند. نمونه برداری به صورت تصادفی - نظام مند در منطقه معرف هر تیپ انجام شد. اندازه پلات های نمونه برداری با توجه به نوع و پراکنش پوشش گیاهی به روش سطح حداقل انتخاب شد. در تیپ های گیاهی با غالبیت بوته از پلات $2m^2$ و در تیپ های گیاهی با غالبیت درخت از پلات $10m$ در $10m$ استفاده شد. تعداد پلات با توجه به روش آماری مشخص شد. بنابراین در منطقه معرف هر تیپ گیاهی مرتعی سه ترانسکت $100m$ با فاصله $100m$ از هم انداخته شد و در هر ترانسکت ۱۰ پلات بطور تصادفی قرار گرفته اند. پس از ثبت گونه های داخل پلات، درصد تاج پوشش، ارتفاع و تعداد پایه گونه ها برآورد شد. شاخص های غنا و تنوع گونه ای (جدول ۱) با استفاده از تعداد پایه گونه ها در پلات ها برآورد شد. از شاخص های عددی رایج غنا مارگالف برای برآورد غنای گونه ای استفاده شد. شاخص های سیمپسون توانایی بیشتری را برای تشخیص تنوع گونه ای دارد (۱۹). شاخص های تنوع و غنا گونه ها با استفاده از نرم افزار PAST محاسبه شد.

عوامل محیطی

عامل توپوگرافی شامل ارتفاع، شیب و جهت شیب از مدل رقومی ارتفاع با دقت مکانی $30m$ در محیط نرم افزار ArcGIS استخراج شدند. عامل اقلیمی شامل میانگین بارش سالانه و میانگین دمای سالانه از داده های ایستگاه های باران سنجی و هواشناسی واقع در منطقه مورد بررسی طی دوره آماری ۱۳۹۰ تا ۱۴۰۲ به دست آمدند. داده های ایستگاهی پس از کنترل کیفی، در محیط نرم افزار ArcGIS و با استفاده از روش های درونیایی کریجینگ به نقشه های پیوسته فضایی تبدیل شدند.

² Least Significant Difference

³ Composite reliability

⁴ Average variance extracted

¹ Akaike's Information Criterion

■ نتایج

وزن تهدیدها شامل چرای دام، کشاورزی، معدنکاو، جاده آسفالت، راه خاکی و کارخانه صنعتی با استفاده از روش AHP به ترتیب ۱، ۰/۵۰۵، ۰/۲۳۵، ۰/۱۱۸، ۰/۰۵۹ و ۰/۰۵۹ به دست آمد (شکل ۲).

گرایان چراء، معدنکاو و جاده خاکی از مدل‌های خطی تبعیت می‌کنند و گرایان کشاورزی، کارخانه صنعتی و جاده آسفالت از مدل نمایی تبعیت می‌کردند. بیشینه فاصله تأثیر اراضی کشاورزی و جاده آسفالت بر تنوع گونه‌ای به ترتیب ۳km و ۲km بود (جدول ۲). جاده خاکی دارای بیشترین فاصله تأثیر ۱km بود و بیشینه فاصله تأثیر برای چرای دام در ۴km و معدنکاو ۳km مشاهده شد (جدول ۲).

با استفاده از مدل InVEST نقشه حفاظت تنوع زیستی در حوزه آبخیز مورد مطالعه برآورد شد (شکل ۳). نتایج نشان داد که شاخص حفاظت تنوع زیستی به‌طور نسبی از ۰/۰۳ تا ۰/۶۹ در منطقه مورد بررسی به‌طور غیریکنواخت پراکنده است (شکل ۲). قسمت‌هایی از شرق و شمال منطقه مورد بررسی دارای کیفیت رویشگاه

بیشتری است (شکل ۳). چرای دام، جاده آسفالت و کشاورزی بیشترین فراوانی را در مناطقی با تنوع زیستی کم داشتند (جدول ۳). معدنکاو و راه خاکی بیشترین فراوانی را در مناطقی با تنوع زیستی متوسط داشتند (جدول ۳).

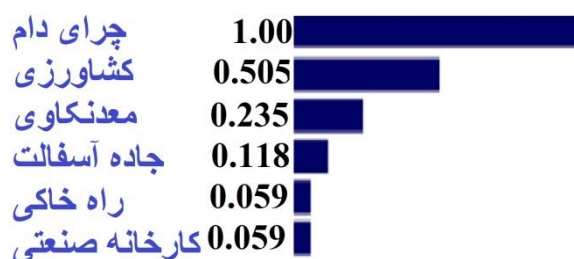
بررسی تنوع زیستی در تیپ‌های گیاهی نشان داد که تیپ گیاهی *Astragalus gossypinus-Artemisia aucheri* با میانگین 0.58 ± 0.16 بیشترین شاخص تنوع زیستی را دارد و تیپ گیاهی *Rhazya stricta* کمترین مقدار شاخص تنوع زیستی را با میانگین 0.19 ± 0.13 دارد (جدول ۴). نتایج مقایسه میانگین شاخص‌های تنوع در پوشش گیاهی نشان داد که تیپ گیاهی *Astragalus gossypinus-Artemisia aucheri* به ترتیب با میانگین 0.85 ± 0.39 و 0.75 ± 0.31 بیشترین شاخص مارگالف و سیمپسون را شامل می‌شود. بیشترین پوشش گیاهی در تیپ‌های گیاهی *Artemisia aucheri* و *Astragalus gossypinus* به ترتیب با میانگین 0.58 ± 0.16 مشاهده شد (جدول ۴).

جدول ۱. شاخص‌های غنا، تنوع و یکنواختی

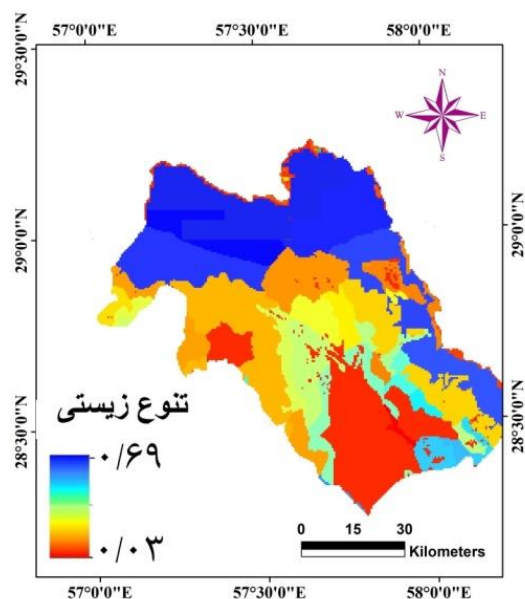
شاخص	فرمول	اجزای فرمول	رفرنس
سیمپسون	$D = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$	$D =$ شاخص سیمپسون، p_i فراوانی گونه‌آم بر حسب نسبتی از کل افراد است.	(۳۱)
مارگالف	$R_1 = \frac{S-1}{\ln N}$	$R_1 =$ شاخص مارگالف، $S =$ تعداد کل گونه‌ها، $N =$ تعداد افراد کل گونه‌ها	(۲۲)

جدول ۲. حداکثر فاصله تأثیر و نوع مدل تغییرات گرایان تهدیدها

تهدیدها	مدل	بیشترین فاصله (km)
چرای دام	خطی	۴
کشاورزی	نمایی	۳
معدنکاو	خطی	۳
جاده آسفالت	نمایی	۲
کارخانه صنعتی	نمایی	۱
راه خاکی	خطی	۱



شکل ۲. وزن تهدیدهای چرای دام، کشاورزی، معدنکاو، بزرگراه، راه خاکی و کارخانه صنعتی با استفاده از روش AHP



شکل ۳. نقشه شاخص تنوع زیستی در منطقه مورد مطالعه

جدول ۳. فراوانی نسبی تهدیدهای در هر کلاس کم، متوسط و زیاد شاخص تنوع زیستی

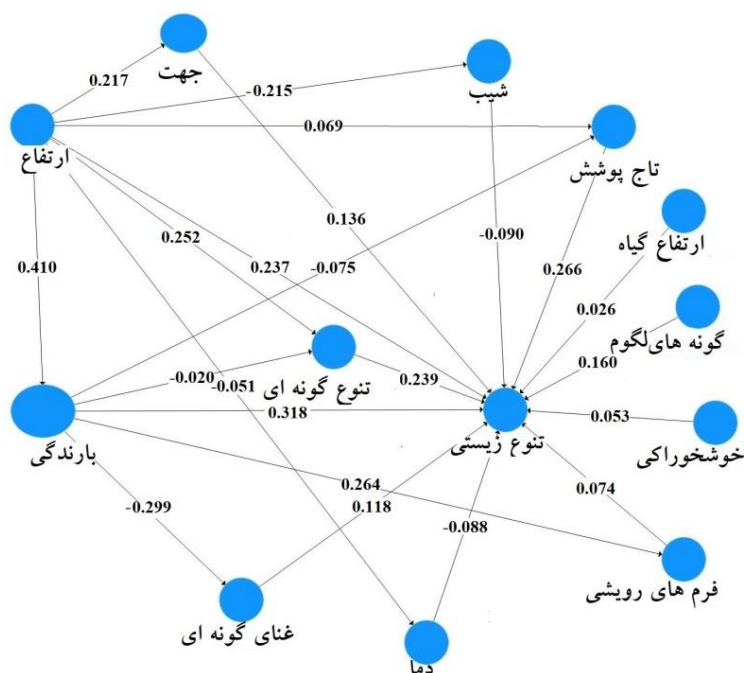
شاخص تنوع زیستی	چرای دام	کشاورزی	معدنکاو	جاده آسفات	کارخانه صنعتی	راه خاکی
کم (۰/۰۳-۰/۱۲)	۵۲	۷۳	۰	۵۱	۰	۲۵
متوسط (۰/۱۳-۰/۴۲)	۳۴	۱۹	۸۵	۴۴	۱۰۰	۶۹
زیاد (۰/۴۳-۰/۶۹)	۱۴	۸	۱۵	۵	۰	۶

جدول ۴. نتایج مقایسه میانگین تیپ‌های گیاهی از نظر شاخص تنوع زیستی تاج پوشش و شاخص سیمپسون، مارگالف

تیپ های گیاهی	مارگالف		سیمپسون		تاج پوشش		تنوع زیستی	
	SD	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین
<i>Amygdalus scoparia</i>	۰/۴۲ b	۰/۳۵	۳۵c	۱۴	۰/۴۲c	۰/۲۰	۰/۲۳a	۰/۱۲
<i>Artemisia aucher-Stipa barbata</i>	۰/۸۴d	۰/۴۱	۵۶e	۱۰	۰/۷۳e	۰/۴۵	۰/۵۲d	۰/۲۳
<i>Artemisia aucheri - Astragalus gossypinus</i>	۰/۸۵d	۰/۳۹	۵۲e	۸	۰/۷۵e	۰/۳۱	۰/۵۸d	۰/۱۶
<i>Convolvulus argyranthus</i>	۰/۳۲a	۰/۱۷	۲۵b	۱۹	۰/۲۴a	۰/۱۷	۰/۱۸a	۰/۰۵
<i>Rhazya stricta</i>	۰/۴۳b	۰/۴۹	۱۸a	۱۳	۰/۲۱a	۰/۰۹	۰/۱۹a	۰/۱۳
<i>Tecomella undulate</i>	۰/۴۷ b	۰/۳۲	۳۸c	۲۱	۰/۳۵b	۰/۱۹	۰/۳۲b	۰/۱۲
<i>Pistacia atlantica-Astragalus gossypinus</i>	۰/۵۴c	۰/۳۴	۴۲d	۹	۰/۵۱d	۰/۲۳	۰/۴۶c	۰/۱۴

با استفاده از مدل معادلات ساختاری ارتباط ویژگی‌های گیاهی و محیطی و تنوع زیستی بررسی شد (شکل ۴). نتایج نشان داد که به‌طور مستقیم بارندگی بیشترین ارتباط معنی‌دار را با تنوع زیستی داشت ($p < 0/01$) و بعد از آن تاج پوشش ($p < 0/01$)، تنوع گونه‌ای ($p < 0/01$) و ارتفاع ($p < 0/01$) بیشترین ارتباط را مستقیماً بر تنوع زیستی داشتند. در مجموع (ارتباط

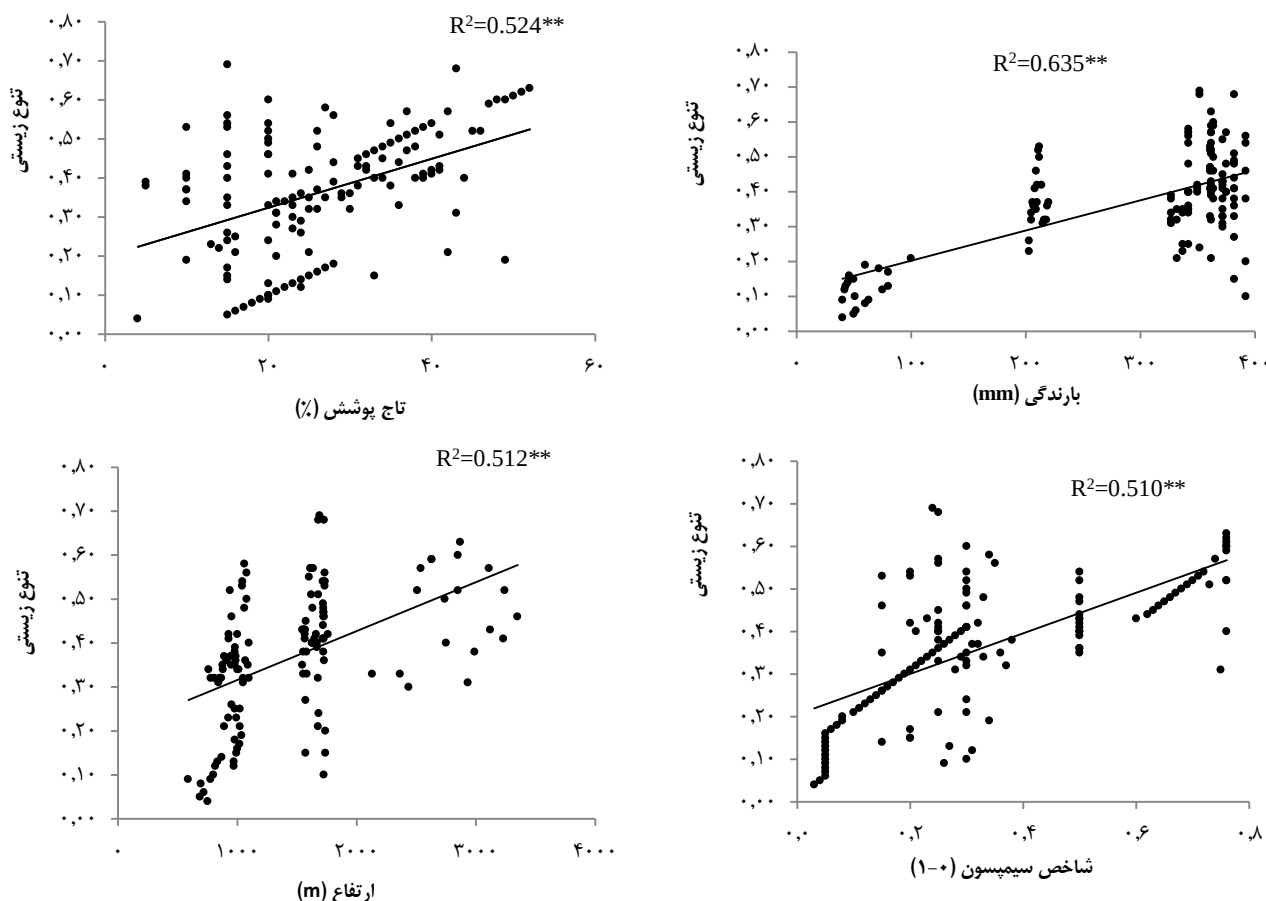
مستقیم و غیر مستقیم) بارندگی ($p < 0/01$) و ارتفاع ($p < 0/01$) مهمترین فاکتورهای تأثیر گذار بر تنوع زیستی بودند (جدول ۵). نتایج آزمون همبستگی پیرسون نشان داد که شاخص تنوع زیستی با شاخص تنوع گونه‌ای، ارتفاع، بارندگی و تاج پوشش در سطح ۹۹٪ اطمینان رابطه مثبت و معنی‌داری دارد (شکل ۵).



شکل ۴. مدل معادلات ساختاری برای بررسی ارتباط ویژگی‌های گیاهی و محیطی بر تنوع زیستی

جدول ۵. اثر کل، مستقیم و غیرمستقیم ویژگی‌های گیاهی و محیطی بر شاخص تنوع زیستی

متغیر	مسیر	ضریب β استاندارد شده
ارتفاع	مستقیم	۰/۲۳۷**
	غیر مستقیم از طریق شیب	۰/۰۱۵
	غیر مستقیم از طریق جهت	۰/۰۱۴
	غیر مستقیم از طریق بارندگی	۰/۰۲۴
	غیر مستقیم از طریق دما	۰/۰۰۸
	غیر مستقیم از طریق تاج پوشش	۰/۰۰۵
	غیر مستقیم از طریق تنوع گونه‌ای	۰/۰۱۰
کل		۰/۳۱۳***
بارندگی	مستقیم	۰/۳۱۸***
	غیر مستقیم از طریق تاج پوشش	۰/۰۱۳
	غیر مستقیم از طریق غنا گونه‌ای	۰/۰۲۶
	غیر مستقیم از طریق تنوع گونه‌ای	۰/۰۰۸
	غیر مستقیم از طریق فرم رویشی	۰/۰۱۴
کل		۰/۳۷۹***
تنوع گونه‌ای	مستقیم	۰/۲۳۹**
تاج پوشش	مستقیم	۰/۲۶۶**
خوشخوراکی گونه‌ها	مستقیم	۰/۰۵۳
گونه‌های لگوم	مستقیم	۰/۱۶۰*
فرم رویشی	مستقیم	۰/۰۷۴
ارتفاع گیاهان	مستقیم	۰/۰۲۶
جهت	مستقیم	۰/۱۳۶*
شیب	مستقیم	-۰/۰۹۰
دما	مستقیم	-۰/۰۸۸
غنا گونه‌ای	مستقیم	۰/۱۱۸*



شکل ۵. رابطه همبستگی تنوع زیستی با ارتفاع، بارندگی، درصد تاج پوشش و شاخص سیمپسون

زیستگاهی و تنوع خرد اقلیم می‌شود و در نتیجه ظرفیت بیشتری برای حمایت از گونه‌های گیاهی و جانوری فراهم می‌کنند. یافته‌های بررسی در کوهستان‌های چین نیز رابطه مثبت بین ناهمگونی توپوگرافی در ارتفاعات و کیفیت زیستگاه را تأیید می‌کند (۴۰).

در تحلیل تهدیدها انسانی با استفاده از مدل InVEST، مشخص شد که چرای دام بیشترین اهمیت در مدل AHP و بیشترین فاصله تأثیر ۴km را در بین تهدیدها داشت. این نتایج با بررسی‌های متعددی همخوانی دارد؛ از جمله در گراسلندهای انگلستان (۱۱) و در مراتع فنلاند (۲۱) که هر دو بررسی نشان دادند چرای بی‌رویه منجر به زوال زیستگاه‌ها و کاهش چشمگیر تنوع گونه‌ای می‌شود. همچنین یافته‌های در مناطق خشک ایران نیز نشان دادند که افزایش فشار چرا سبب تغییر ترکیب گونه‌ای و کاهش یکنواختی جوامع گیاهی می‌شود (۲۰). بنابراین، اعمال سیاست‌های مدیریتی مانند چرای تناوبی، تعیین ظرفیت مجاز چرا، و ترکیب اهداف معیشتی با اهداف حفاظتی

■ بحث و نتیجه گیری

یافته‌های مدل کیفیت رویشگاه InVEST در منطقه مورد بررسی نشان داد که شاخص تنوع زیستی بین ۰/۰۳ تا ۰/۶۹ متغیر است. این گستره وسیع بیانگر وجود ناهمگونی شدید در کیفیت زیستگاه‌ها و در نتیجه تفاوت محسوس در شرایط زیستی و بوم‌شناختی منطقه است. منطقه‌های دارای مقدار اندک شاخص تنوع زیستی (۰/۰۳-۰/۱۲)، بیشتر در نواحی خشک‌تر و در مجاورت سکونتگاه‌های انسانی و اراضی کشاورزی قرار داشتند. نتایج حاضر با یافته‌های بررسی‌های گذشته همخوانی دارد؛ به‌طوریکه کاهش تنوع زیستی را نتیجه مستقیم فعالیت‌های انسانی و تغییر کاربری اراضی دانسته‌اند (۳۳). در مقابل، مقدارهای بیشتر شاخص کیفیت زیستگاه (۰/۴۳-۰/۶۹)، در ارتفاعات مشاهده شد؛ مناطقی که با پوشش گیاهی طبیعی، ناهمگونی توپوگرافی و دسترسی محدود انسان مشخص می‌شوند. این ویژگی‌ها موجب افزایش ریزناهمگونی‌های

درصد تاج‌پوشش گیاهی یکی از قوی‌ترین متغیرهای پیش‌بینی‌کننده تنوع زیستی با ضریب تأثیر ۰/۲۶۶ در مدل SEM بود. نتایج بررسی تنوع زیستی مراتع نیمه خشک استان کرمان همچنین نشان داد که پوشش گیاهی تأثیر مثبت و معنی‌داری بر حفاظت از تنوع زیستی دارد (۱۵). افزایش تاج‌پوشش موجب بهبود شرایط خرداقلیمی، کاهش تبخیر، افزایش پایداری خاک و ایجاد زیستگاه‌های خرد برای گونه‌های مختلف می‌شود. این نتیجه با یافته‌های پژوهش‌های گذشته مطابقت دارد (۷ و ۲۳)، که تاج‌پوشش را شاخص مؤثر پایداری بوم‌شناختی معرفی کردند. بنابراین، درصد تاج‌پوشش نه تنها بازتابی از وضعیت فعلی زیستگاه است، بلکه خود ابزاری مدیریتی برای پایش تغییرات تنوع زیستی در مناطق خشک محسوب می‌شود. در مناطقی که دسترسی به داده‌های مستقیم تنوع گونه‌ای دشوار است، تاج‌پوشش می‌تواند شاخصی جایگزین برای ارزیابی وضعیت بوم‌شناختی باشد.

به‌طور کلی، نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مدل InVEST ابزار مؤثری برای کمی‌سازی کیفیت زیستگاه و ارزیابی فضایی اثرات عوامل انسانی و طبیعی در بوم‌سازگان‌های نیمه‌خشک ایران است. یافته‌ها حاکی از آن است که تنوع زیستی این مناطق به‌شدت از فشارهای انسانی نظیر تغییر کاربری اراضی و چرای بی‌رویه، و نیز از محدودیت‌های اقلیمی تأثیر می‌پذیرد. مقایسه نتایج با پژوهش‌های پیشین نیز این الگو را تأیید می‌کند. براین اساس، اتخاذ مدیریت یکپارچه سرزمین شامل کنترل شدت چرای دام، توسعه کشاورزی پایدار، احیای زیستگاه‌های تخریب‌شده و حفاظت از مناطق با کیفیت بالای زیستگاهی، می‌تواند راهبردی مؤثر برای حفظ و بازسازی تنوع زیستی و ارتقای پایداری بوم‌شناختی در این بوم‌سازگان‌ها باشد.

■ سپاسگزاری

بدین وسیله از حمایت مالی دانشگاه جیرفت (شماره طرح پژوهشی: ۳۱۲۳۰۳-۱-۰۳-۴۸۱۳) برای انجام این پژوهش تشکر و قدردانی می‌شود.

می‌تواند نقش کلیدی در حفظ پایداری پوشش گیاهی و تنوع زیستی ایفا کند. توسعه کشاورزی دومین عامل مؤثر در کاهش کیفیت زیستگاه با وزن ۰/۵۰۲ بود. همچنین در بررسی انجام‌شده در کشور اتیوپی مشخص شد اراضی کشاورزی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین تهدیدها کیفیت رویشگاه دارای وزن ۱ بود (۱). تحلیل فضایی نشان داد که مناطق با گسترش اراضی زراعی و باغی در پایین دست منطقه دارای کمترین شاخص کیفیت زیستگاه هستند. تغییر کاربری اراضی طبیعی به کشاورزی موجب تکه‌تکه شدن زیستگاه‌ها، حذف گونه‌های بومی، کاهش غنای گونه‌ای و از بین رفتن پیوستگی زیستگاهی شده‌است. نتایج پژوهش حاضر با یافته‌های بررسی‌های گذشته در مناطق نیمه‌خشک همسو است (۲۶ و ۳۰). ایشان نشان دادند گسترش اراضی کشاورزی عامل اصلی افت تنوع عملکردی و ساختاری جوامع گیاهی است. افزون بر این، پژوهش حاضر نشان داد ترکیب دو فشار انسانی یعنی چرای دام و کشاورزی همزمان، تأثیر هم‌افزایی منفی بر تنوع گونه‌ای دارد؛ پدیده‌ای که مطالعات گذشته همچنین به آن اشاره کرده‌اند (۴۱). چنین تأثیر هم‌افزایی موجب زوال سریع‌تر زیستگاه‌ها در مقایسه با تأثیر هر عامل به‌تنهایی می‌شود.

نتایج مدل SEM نقش معنی‌دار عوامل طبیعی را بر شاخص تنوع زیستی تأیید کرد. در بین متغیرهای محیطی، بارندگی بیشترین تأثیر مثبت را بر شاخص تنوع زیستی با ضریب تأثیر ۰/۳۷۹ داشت. در پژوهش‌های مختلفی که از این مدل برای بررسی تأثیر عوامل محیطی بر تنوع زیستی استفاده کرده‌اند، بارندگی به‌عنوان یکی از متغیرهای کلیدی شناسایی شده‌است (۳۴ و ۳۵). افزایش بارندگی نه‌تنها رطوبت خاک و منابع آبی را برای رشد گیاهان تأمین می‌کند، بلکه به‌طور غیرمستقیم بر تراکم و ساختار پوشش گیاهی نیز تأثیر می‌گذارد. همبستگی مثبت و معنی‌داری بین تنوع زیستی و بارندگی در منطقه مورد بررسی مشاهده شد. در بررسی که در سال ۲۰۲۲ منتشر شد، تأثیر بارندگی بر تنوع زیستی در مراتع با شرایط آب‌وهوایی متغیر بررسی شد. نتایج نشان داد که تغییرات در بارندگی می‌تواند تأثیرات معناداری بر تنوع زیستی داشته باشد (۳۷). در میان شاخص‌های ساختاری،

■ References

1. Admasu, S., Yeshitela, K., & Argaw, M. (2023). Assessing habitat quality using the InVEST model in the Dire and Legedadi watersheds, central highland of Ethiopia: Implication for watershed management. *Sustainable Environment*, 9(1). doi.org/10.1080/27658511.2023.2242137
2. Aguilera, M. A., Rojas, A., Manzur, T., Bulleri, F., & Thiel, M. (2025). Rehabilitation of intertidal biodiversity on breakwaters could be compromised by grazing pressure and environmental context. *Ecological Engineering*, 212, 107476. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107476
3. Akaike, H. (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B. N., & Csaki, F. (Eds.), *Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest, pp. 267–281.
4. Attaroshan, S. & Heydari, M. (2018). Evaluation of understory plant species diversity in relation to n some environmental factors in Imamzadeh Abdollah Baghmalek forests. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 7 (2):1-15. [In Persian] doi.org/10.29252/ijae.7.2.1
5. Awang, Z., Afthanorhan, A., Mohamad, M., & Asri, M. A. M. (2015). An evaluation of measurement model for medical tourism research: The confirmatory factor analysis approach. *International Journal of Tourism Policy*, 6(1), 29–45. 10.1504/IJTP.2015.075141
6. Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Folkard-Tapp, H., & Fraser, A. (2020). Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, 3(6), 672–676. doi.org/10.1016/j.oneear.2020.11.016
7. Bruno, I., Mania, I., Lovera, M., Brondino, L., & Peano, C. (2025). Vegetation-based Ecological Functions Sustainability Index (VEFSI) for optimizing ecosystem services in orchards. *Agricultural Systems*, 223, 104186. doi.org/10.1016/j.agry.2024.104186
8. Cheung, G. W., Cooper-Thomas, H. D., Lau, R. S., et al. (2024). Reporting reliability, convergent and discriminant validity with structural equation modeling: A review and best-practice recommendations. *Asia Pacific Journal of Management*, 41, 745–783. doi.org/10.1007/s10490-023-09871-y
9. Desset, F., Vidale, M., & Soleimani, N. et al. (2017). A grave of the Halil Rud Valley (Jiroft, Iran, ca. 2400–2200 BC): Stratigraphy, taphonomy, funerary practices. *Iranica Antiqua*, 52, 1–20. doi.org/10.2143/IA.52.0.3269015
10. Duarte-Guardia, S., Peri, P. L., Martinez-Pastur, G., Lasagno, R., Lencinas, M. V., Thomas, E., & Ladd, B. (2024). Value of biodiversity on Patagonian rangeland: Estimation via a hedonic price index. *Rangeland Ecology & Management*, 92, 122–128. doi.org/10.1016/j.rama.2023.10.005
11. Eylering, A., Hölzl, C., van Valkengoed, A. M., & Fiebelkorn, F. (2025). Biospheric values, anxiety, and perceptions of biodiversity loss: A cross-country analysis of conservation behavior. *Journal of Environmental Psychology*, 107, 102731. doi.org/10.1016/j.jenvp.2025.102731
12. Fraser, M. (2025). The positive and negative impact of grazing on biodiversity of grasslands. *Animal – Science Proceedings*, 16(1), 26.
13. Guadu, T., Abera, B., Tesfay, K., Berhane, A., Tafese, A., Solomon, T., Debebe, B., Getachew, M., Shibabaw, A., Abiye, A. A., Abdurahman, M., Yadeta, W., Tadesse, Y., Aymeta, T., Knight-Jones, T. J. D., Mor, S. M., Mereta, S. T., & Kaba, M. (2025). Biodiversity threats and socio-ecological dynamics in Chebera Churchura National Park: A One Health approach. *One Health*, 21, 101181. doi.org/10.1016/j.onehlt.2025.101181
14. Jofre-Monseny, J. (2025). Biodiversity and population density. *Regional Science and Urban Economics*, 115, 104156. doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2025.104156
15. Khosravi Mashizi, A., Sharafatmandrad, M., & Alizadeh R. (2024). Exploring plant diversity and aesthetic service of mountain and plain landscapes in semiarid ecosystems. *Journal for Nature Conservation*, 82, 126740. doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126740
16. Khosravi Mashizi, A., & Sharafatmandrad, M. (2025). Spatial management of poverty–biodiversity interactions in semi-arid ecosystems. *Scientific Reports*, 15, 19802. doi.org/10.1038/s41598-025-04519-x

17. Kim, T., Song, C., Lee, W. K., et al. (2015). Habitat quality valuation using InVEST model in Jeju Island. *Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology*, 18(5), 1–11. doi.org/10.13087/kosert.2015.18.5.1
18. Li, Y., Li, C., Zhou, W., Wang, S., Cao, Y., Li, Z., Lu, T., & Stringer, L. C. (2025). Identification of conservation priority areas on the Qinghai–Tibet Plateau considering habitat, biodiversity, ecosystem services, and human well-being. *Journal of Environmental Management*, 393, 127113. doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127113
19. Lin, X., Zhang, Y., Wu, T., Chen, X., Zheng, H., & Ouyang, Z. (2025). Aligning ecosystem service flows with biodiversity in systematic conservation planning. *Global Ecology and Conservation*, 62, e03836. doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03836
20. Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. London: Croom Helm Ltd.
21. Mahmoudi, M., et al. (2021). Effects of overgrazing on plant species diversity and soil properties in semi-arid regions. *Journal of Arid Environments*, 188, 104483. doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104483
22. Mäkeläinen, S., Backman, T., Bosco, L., Santangeli, A., Lehtikoinen, A., Saaristo, V., Ekroos, J., Wirta, H., & Herzon, I. (2026). Balancing grazing and biodiversity: Arthropod responses to modern cattle farming practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 395, 109942. doi.org/10.1016/j.agee.2025.109942
23. Margalef, M. (1958). Information theory in ecology. *General Systematics*, 3, 36–71.
24. Mohmedi Kartalaei, Z., Kooch, Y., & Dianati Tilaki, G. A. (2025). Woody vegetation as a sustainable solution for soil restoration and ecosystem management in semi-arid environment. *Applied Soil Ecology*, 213, 106289. doi.org/10.1016/j.apsoil.2025.106289
25. Mouillot, D., de Juan, S., Trégarot, E., Villéger, S., Casal, G., Cornet, C. C., Maréchal, J.-P., Maynou, F., Meesters, E., Simide, R., van der Geest, M., & Juhel, J.-B. (2025). Biodiversity mediates the effects of socio-environmental factors on coastal fish biomass: A structural equation modeling approach in three ecoregions. *Marine Environmental Research*, 210, 107351. doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107351
26. Mukhopadhyay, A., Hati, J. P., Acharyya, R., Pal, I., Tuladhar, N., & Habel, M. (2025). Global trends in using the InVEST model suite and related research: A systematic review. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 25(2), 389–405. doi.org/10.1016/j.ecohyd.2024.06.002
27. Pan, L., Chen, Y., Shi, D., Gao, J., Jiang, Y., & Liu, F. (2025). Spatio-temporal evolution of sloping farmland and identification of its erosion risk management and control zones in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Resources, Environment and Sustainability*, 21, 100255. doi.org/10.1016/j.resenv.2025.100255
28. Pichegru, L., Makoala, M., Barham, B. J., Barham, P. J., Dalton, D., Ludynia, K., Freeman, M., Geldenhuys, D., Hagen, C., Harris, G., Kock, A., Lawrence, C., McGeorge, C., McInnes, A. M., Makhado, A. B., Malan, T., Masotla, M. J., Milne, R., Muller, H., ... Waller, L. J. (2025). A decade of implementing the biodiversity management plan for African penguins – successes, failures and lessons learnt. *Journal for Nature Conservation*, 86, 126919. doi.org/10.1016/j.jnc.2025.126919
29. Saaty, T. L. (1980). *The Analytical Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. New York: McGraw-Hill.
30. Sadat Mousavi, H., Daneshkar, A., Jahani, A., Etemad, V., and Attar Sahragerd, F. (2013). Modeling the effect of environmental factors on the diversity of vegetation cover in the Central Alborz Protected Area. *Rangeland and Watershed Management*, 76 (1), 29–44. [In Persian] [10.22059/jrwm.2023.351879.1688](https://doi.org/10.22059/jrwm.2023.351879.1688)
31. Shi, S., Yan, T., Zhao, W., Qin, W., & Bai, Z. (2025). Longitudinal dynamic characteristics of ecosystem services and its response to natural and anthropogenic interactions in ecologically fragile areas. *Journal of Environmental Management*, 394, 127253. doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127253
32. Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688. doi.org/10.1038/163688a0
33. Singini, E. J., & Baso, N. C. (2025). Land use change, invasive species, and climate change: Drivers of biodiversity decline across IUCN conservation categories. *South African Journal of Botany*, 180, 730–739. doi.org/10.1016/j.sajb.2025.03.048

34. Tian, C., Zhong, J., You, Q., Fang, C., Hu, Q., Liang, J., He, J., & Yang, W. (2025). Land use modeling and habitat quality assessment under climate scenarios: A case study of the Poyang Lake basin. *Ecological Indicators*, 172, 113292. doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113292
35. Wu, J., Wurst, S., & Zhang, X. (2016). Plant functional trait diversity regulates the nonlinear response of productivity to regional climate change in Tibetan alpine grasslands. *Scientific Reports*, 6(1), 35649. doi.org/10.1038/srep35649
36. Wu, Y., Li, H., Cui, J., Han, Y., Li, H., Miao, B., Tang, Y., Li, Z., Zhang, J., Wang, L., & Liang, C. (2024). Precipitation variation: A key factor regulating plant diversity in semi-arid livestock grazing lands. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1294895. doi.org/10.3389/fpls.2024.1294895
37. Yang, Y., Zhang, C., Tian, M., Ci, B., Liu, C., Cheng, Y., Zhang, P., Luo, H., Zhao, L., Wang, Y., & Ma, W. (2026). Biodiversity gains importance in sustaining ecosystem multifunctionality when beyond aridity thresholds in temperate grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 395, 109946. doi.org/10.1016/j.agee.2025.109946
38. Yao, Z., Xin, Y., Yang, L., Zhao, L., & Ali, A. (2022). Precipitation and temperature regulate species diversity, plant coverage and aboveground biomass through opposing mechanisms in large-scale grasslands. *Frontiers in Plant Science*, 13, 999636. doi.org/10.3389/fpls.2022.999636
39. Yue, W., Zhou, Q., Li, M., & van Vliet, J. (2023). Relocating built-up land for biodiversity conservation in an uncertain future. *Journal of Environmental Management*, 345, 118706. doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118706
40. Zhang, H., Liu, X., & Wang, S. (2026). Longer global value chains, larger biodiversity loss?. *Environmental Impact Assessment Review*, 116, 108113. doi.org/10.1016/j.eiar.2025.108113
41. Zhang, Y., et al. (2020). Habitat quality assessment and its influence on biodiversity in mountainous regions of China. *Ecological Modelling*, 431, 109159. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109159
42. Zhao, X., et al. (2019). Synergistic effects of grazing and agriculture on plant community composition. *Ecological Applications*, 29(3), e01823. doi.org/10.1002/eap.1823

