

Impact of land use change on spider diversity (Araneae) in rangeland and urban park areas around Tehran (Chitgar, Lavizan and Darakeh)

Maryam Azimi Bidar¹| Faraham Ahmadzadeh^{2✉}| Khosro Piri³| Asghar Abdoli⁴| Reihaneh Saberi-Pirooz⁵

1. Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: Maryam96azimi@gmail.com
2. Corresponding Author, Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: F_ahmadzade@sbu.ac.ir
3. Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: P_khosro@sbu.ac.ir
4. Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: A_Abdoli@sbu.ac.ir
5. Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran. E-mail: R_Saberipirooz@sbu.ac.ir

Article Info

Article type

Research Article

Article history

Received: 07 April 2025

Revised: 20 May 2025

Accepted: 22 May 2025

Published: 22 June 2025

Keywords

Land use

Rangeland

Spider

Tehran

Urban Park

ABSTRACT

Objective: Land use changes have multiple negative effects on biodiversity, soil fertility, and ecosystem services. Arachnids, as indicators of biodiversity, are affected by land use changes. The structure of vegetation and biodiversity influences the composition and abundance of arachnids. Therefore, this research aimed to examine the impact of converting rangelands into urban parks by studying the diversity of spiders between two regions.

Methods: Spiders were collected in the spring from three areas through the rangeland and urban parks of Chitgar, Lavizan, and Darakeh. In each region, two sites were chosen, and within each site six quadrats were examined, resulting in a total of 72 quadrats being studied.

Results: 318 samples were collected and classified based on morphological traits into 67 MorphOTUs. The results of the Two-way ANOVA statistical analysis indicated that the difference between the rangeland and the urban park was significant; however, the difference between these two regions in each location was not significant. The PERMANOVA analysis indicated that the composition of arachnid communities between the rangeland and urban parks was significantly different. The analysis of beta diversity indicated turnover occurs between these two regions in each location.

Conclusion: The conversion of rangelands to urban parks can have negative impacts on arachnid populations and their diversity, leading to a reduction of their natural habitats. Therefore, proper conservation of rangelands is essential for preserving Arachnid's diversity.

Cite this article: Azimi, M., Ahmadzadeh, F., Piri, Kh., Abdoli, A., & Saberi-Pirooz, R. (2025). Impact of land use change on spider diversity (Araneae) in rangeland and urban park areas around Tehran (Chitgar, Lavizan and Darakeh). *Ethnobiology and Biodiversity Conservation*, 2(2), 17-28. <https://doi.org/10.22091/ethc.2025.11886.1044>



©The Author(s).

DOI: <https://doi.org/10.22091/ethc.2025.11886.1044>

Publisher: University of Qom

تأثیر تغییر کاربری زمین بر تنوع عنکبوت‌ها (Araneae) در مراتع و پارک‌های شهری اطراف تهران (چیتگر، لویزان و درکه)

مریم عظیمی بیدار^۱ | فراهم احمدزاده^۲ | خسرو پیری^۳ | اصغر عبدلی^۴ | ریحانه صابری پیروز^۵

۱. گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: Maryam96azimi@gmail.com

۲. نویسنده مسئول، گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: F_ahmadzade@sbu.ac.ir

۳. گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: P_khosro@sbu.ac.ir

۴. گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: A_Abdoli@sbu.ac.ir

۵. گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران. رایانامه: R_Saberipirooz@sbu.ac.ir

چکیده

اطلاعات مقاله

نوع مقاله

پژوهشی

تاریخچه

دریافت: ۱۴۰۴/۰۱/۱۸

بازنگری: ۱۴۰۴/۰۲/۳۰

پذیرش: ۱۴۰۴/۰۳/۰۱

انتشار: ۱۴۰۴/۰۴/۰۱

کلیدواژه‌ها

پارک شهری

تهران

عنکبوت

کاربری اراضی

مرتع

هدف: تغییر کاربری اراضی، اثرات منفی متعددی بر تنوع زیستی، حاصلخیزی خاک و خدمات اکوسیستمی دارند. عنکبوتیان به عنوان شاخص تنوع زیستی تحت تأثیر تغییر کاربری‌ها قرار می‌گیرند. به‌طوری‌که ساختار پوشش گیاهی و تنوع زیستی بر ترکیب و فراوانی عنکبوتیان تأثیر می‌گذارد. از این‌رو هدف از این پژوهش، بررسی تأثیر تبدیل مراتع به پارک‌های شهری با مطالعه تنوع عنکبوت‌ها بین دو ناحیه بود. **مواد و روش‌ها:** عنکبوت‌ها در فصل بهار از مراتع و پارک‌های شهری سه منطقه چیتگر، لویزان و درکه جمع‌آوری شدند. در هر رویشگاه، دو سایت انتخاب و در هر سایت، شش کوادرات بررسی شد؛ به‌طوری‌که در مجموع ۷۲ کوادرات مورد بررسی قرار گرفتند.

نتایج: در کل، ۳۱۸ نمونه جمع‌آوری و بر اساس صفات ریختی، ۶۷ واحد عملکردی ریختی تاکسونومیک (MorphOTU) شناسایی شدند. نتایج آنالیز واریانس‌ها نشان داد که تفاوت بین مرتع و پارک شهری در مجموع معنی‌دار است؛ اما تفاوت بین دو ناحیه در هر منطقه معنی‌داری نبود. تحلیل واریانس چند متغیره بیانگر این بود که ترکیب جوامع عنکبوتی در مرتع و پارک شهری به طور قابل توجهی متفاوت است. تحلیل آنالیز تنوع β Turnover بین مراتع و پارک‌های شهری در هر یک از این مناطق است. **نتیجه‌گیری:** تغییر کاربری مراتع به پارک‌های شهری می‌تواند تأثیرات منفی بر جمعیت عنکبوت‌ها و تنوع آن‌ها داشته باشد و به کاهش زیستگاه‌های طبیعی آن‌ها منجر شود. بنابراین، حفظ صحیح مراتع برای حفاظت از تنوع عنکبوتیان ضروری است.

استناد: عظیمی بیدار، مریم؛ احمدزاده، فراهم؛ پیری، خسرو؛ عبدلی، اصغر؛ و صابری پیروز، ریحانه (۱۴۰۳). تأثیر تغییر کاربری زمین بر تنوع عنکبوت‌ها (Araneae) در مناطق مرتع و پارک شهری اطراف تهران (چیتگر، لویزان و درکه). زیست قوم‌شناسی و حفاظت تنوع زیستی، ۲(۲)، ۲۸-۱۷.

<https://doi.org/10.22091/ethc.2025.11886.1044>



مقدمه

افزایش سریع جمعیت جهان، تقاضای روزافزون برای غذا و گسترش شهرنشینی و کشاورزی، نیروهای محرک اصلی برای تغییر کاربری بوده است (Yu et al., 2013). مطالعات متعددی نشان داده‌اند که فعالیت‌های انسانی بر اکوسیستم‌های جهانی تأثیر می‌گذارد (Reid et al., 2005; Díaz et al., 2006). تغییر کاربری زمین، مانند تبدیل مناطق طبیعی به محیط‌های انسانی، یکی از مهم‌ترین عوامل تغییردهنده اکوسیستم‌های خشکی است (Foley et al., 2005; Winkler et al., 2021). این تغییرات باعث تغییر در پوشش گیاهی و تنوع زیستی در زیست‌بوم‌ها و قاره‌های مختلف می‌شود. تغییر کاربری زمین همچنین بر خاک و خدمات اکوسیستمی تأثیر منفی می‌گذارد (Sylvain and Wall, 2011; Nielsen et al., 2015; Veldkamp et al., 2020; Zarafshar et al., 2020). تنوع زیستی خاک و جانوران خاک‌زی، از جمله کرم‌های خاکی، حشرات و پستانداران کوچک، نقش حیاتی در اکوسیستم‌های خشکی ایفا می‌کنند. این موجودات با انجام فرآیندهای زیستی در خاک، به حفظ سلامت آن کمک کرده و در تنظیم چرخه مواد مغذی، تجزیه مواد آلی و گردش مواد معدنی نقش اساسی دارند. همچنین، آن‌ها با ایجاد ساختار مناسب خاک و تنظیم آب، به حفظ رطوبت و نفوذپذیری خاک کمک می‌کنند. در مجموع، آن‌ها به بهبود حاصلخیزی خاک و حمایت از تنوع زیستی کلی اکوسیستم کمک می‌نمایند.

ارگانوسم‌های خاک از نظر تنوع بسیار گسترده هستند (Torsvik and Vreas, 2002; Tedersoo et al., 2014). آن‌ها بر اساس اندازه به میکروفون^۱ (جانوران میکروسکوپی با قطر کمتر از ۰/۱ میلی‌متر، مانند نماتدها)، مزوفون^۲ (جانوران کوچک با قطر ۰/۱ تا ۲ میلی‌متر مانند کنه‌ها و دم‌فتری‌ها)، ماکروفون^۳ (بزرگ بی‌مهرگان قابل مشاهده با چشم غیرمسلح) و مگافون^۴ (مهره‌داران کوچک مانند موش‌کور، جوندگان کوچک، بعضی از دوزیستان و خزندگان و غیره) طبقه‌بندی می‌شوند (Swift et al., 1979; Ruiz et al., 2008). بزرگ بی‌مهرگان ساکن خاک ۲۳ تا ۲۷ درصد از تمام گونه‌های شناخته شده را تشکیل می‌دهند (Decaëns et al., 2006; Anthony et al., 2023).

از میان بزرگ بی‌مهرگان شناخته شده، بندپایان نقش‌های اساسی در اکوسیستم‌های زمینی ایفا می‌کنند. درک تعاملاتی که آن‌ها با محیط خود دارند برای حفاظت از طبیعت ضروری است (Malumbres et al., 2013). از این میان، عنکبوتیان به دلیل عادت شکارگری غیرانتخابی، فراوانی و توزیع گسترده در جهان (Adis and Harvey, 2000)، نقش مهمی را در اکوسیستم‌های خاکی ایفا می‌کنند. آن‌ها همچنین می‌توانند به عنوان شاخص تنوع زیستی عمل کنند (Sauberer et al., 2004; Foord and Dippenaar-Schoeman, 2016)، زیرا به تغییرات محیطی بسیار حساس هستند (Kundu, 2022) و شکارچیان اصلی سایر بی‌مهرگان و تنظیم‌کنندگان اصلی جمعیت حشرات به شمار می‌روند (Dippenaar-Schoeman et al., 2012). مطالعات نشان می‌دهد که عنکبوت‌ها و گیاهان می‌توانند روابط همزیستی مثبتی برقرار کنند. به عنوان مثال، عنکبوت‌ها با شکار حشرات مضر گیاهان، به بهبود شرایط رشد آن‌ها کمک می‌کنند (Whitney, 2004). ترکیب جوامع، فراوانی و تنوع عنکبوت‌ها در یک اکوسیستم به شدت تحت تأثیر ساختار پوشش گیاهی و شرایط محیطی مانند خاک و آب و هوا قرار دارد (Pauli et al., 2011; Amazonas et al., 2018; Hernández et al., 2018). علفزارها و مراتع زیستگاه‌های پیچیده‌ای هستند که تحت تأثیر ساختار پوشش گیاهی قرار دارند. این ساختار نقش مهمی در شکل‌دهی جوامع جانوری محلی ایفا می‌کند (Parr et al., 2010). علفزارهای بومی با لایه‌های متنوع گیاهی، منابع غذایی و زیستگاهی ضروری را برای حشرات فراهم می‌کنند که از این‌رو، تنوع گیاهی و پیچیدگی زیستگاه را در حمایت از جوامع متنوع بی‌مهرگان برجسته می‌کند (Reid and Hochuli, 2007). مراتع به‌طور طبیعی تنوع زیستی بالایی دارند و نقش مهمی در عملکرد اکوسیستم ایفا می‌کنند. تبدیل این مناطق به پارک‌های شهری با تنوع گیاهی پایین ممکن است منجر به کاهش تنوع گونه‌ها و از بین رفتن برخی خدمات اکوسیستمی شود. این تغییرات می‌تواند تأثیرات جدی بر تنوع زیستی بی‌مهرگان داشته باشد و به ویژه منجر به کاهش فراوانی حشرات و غنای گونه‌ای گردد. همچنین، شهرنشینی معمولاً موجب همگن‌سازی جوامع بی‌مهرگان و کاهش تنوع در مقایسه با پارک‌های طبیعی می‌شود (Sobczyk, 2015). بنابراین، این تغییر

¹. Microfauna

². Mesofauna

³. Macrofauna

⁴. Megafauna

کاربری لزوماً بهترین رویکرد از نظر حفظ تنوع زیستی و ارزش اکولوژیکی نیست. در عین حال، ایجاد پارک‌های شهری با تنوع گیاهی و ساختار متنوع می‌تواند راهکاری مناسب برای حفظ تنوع زیستی و ارائه خدمات اکوسیستمی در مناطق شهری باشد. تغییر کاربری پارک‌های شهری یکی از جنبه‌های حیاتی برای انطباق با تغییرات اجتماعی و فناوری در شهرها به شمار می‌آید. تحقیقات نشان می‌دهد که همسویی ایجاد این پارک با اصول توسعه پایدار از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Remøy and Wilkinson, 2022). چنین پارک‌هایی می‌توانند به بهبود کیفیت زندگی شهروندان، افزایش تعاملات اجتماعی و ارتقای سلامت عمومی کمک کنند و در عین حال به حفظ اکوسیستم‌های محلی بپردازند. در نهایت، توجه به طراحی و مدیریت این فضاها با رویکردی اکولوژیک می‌تواند به عنوان یک استراتژی مؤثر در توسعه پایدار شهری عمل کند و به مدیریت چالش‌های محیط زیستی و اجتماعی در شهرها کمک نماید (Norbury and Overmeire, 2019).

امروزه با گسترش شهرنشینی و تغییر کاربری زمین، شناسایی و حفاظت از بی‌مهرگان خاک‌زی، به سبب حفظ کیفیت خاک نقش حیاتی‌تری دارد. اما علی‌رغم، نقش کلیدی آن‌ها در اکوسیستم‌ها هنوز بخش اعظمی از این تنوع زیستی ناشناخته مانده است. از این رو در این مطالعه، ابتدا تنوع عنکبوتیان در مراتع اطراف تهران بررسی شد و در مرحله بعد تأثیر تغییر کاربری اراضی (تبدیل مرتع به پارک جنگلی دست کاشت) روی جوامع آن‌ها با استفاده از مطالعات آماری مورد بررسی قرار گرفت.

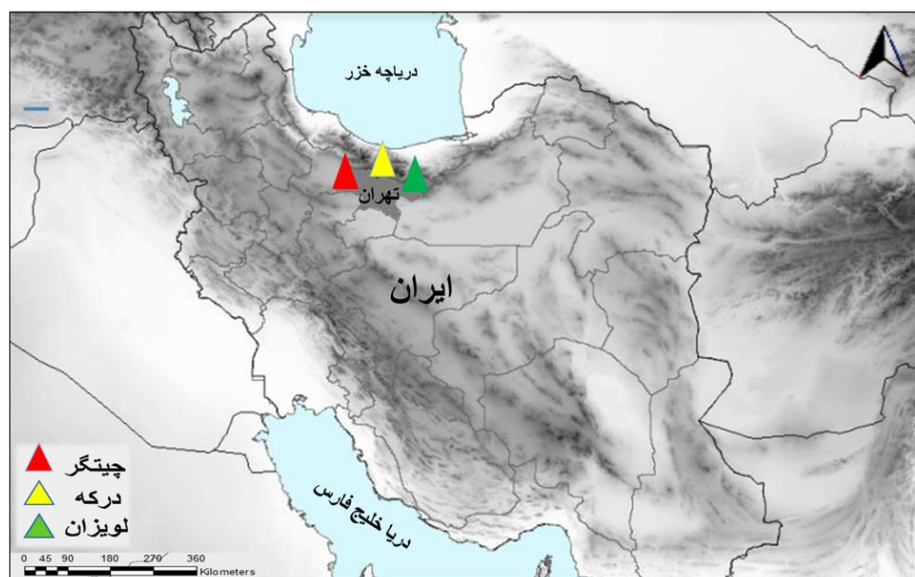
مواد و روش‌ها

مناطق مورد مطالعه

با توجه به گسترش تغییرات کاربری اراضی ناشی از افزایش شهرنشینی در شهر تهران، بر اساس بررسی‌های اولیه میدانی، سه منطقه شامل پارک جنگلی چیتگر، لویزان و درکه برای این مطالعه انتخاب شدند (شکل ۱). هر سه منطقه دارای بخش‌های مرتعی و پارک شهری هستند.

معرفی مناطق

- **پارک شهری چیتگر:** این پارک در غرب تهران و در ارتفاع بین ۱۲۶۹ تا ۱۵۹۰ متر بالاتر از سطح دریا واقع شده است. طول جغرافیایی آن از ۵۱ درجه و ۱۴ دقیقه شرقی تا ۵۱ درجه و یک دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی آن از ۳۵ درجه و ۲۰ دقیقه و ۴۴ ثانیه شمالی تا ۳۵ درجه و ۴۸ دقیقه شمالی است. این پارک در سال ۱۳۴۷ احداث شده و وسعت آن حدود ۹۰۰ هکتار است. گونه‌های غالب این پارک درختان سوزنی‌برگ شامل کاج تهران (*Pinus eldarica*) و اقاقیا (*Robinia pseudoacacia*) هستند که حدود ۳۹۰ هکتار از مساحت کل پارک (حدود ۴۸ درصد) را تشکیل می‌دهند. ۵۲ درصد باقیمانده را درختان پهن‌برگ مانند زبان گنجشک (*Fraxinus excelsior*) در بر می‌گیرند (Motahari, 2010).
- **پارک شهری لویزان:** این پارک در شمال شرق تهران و در ارتفاع ۱۳۹۰ تا ۱۵۹۰ متری از سطح دریا واقع شده است. عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۲۰ دقیقه و ۴۴ ثانیه شمالی تا ۳۵ درجه و ۴۶ دقیقه و ۴۵ ثانیه شمالی و طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۲۹ ثانیه شرقی تا ۵۱ درجه و ۳۴ دقیقه و ۱۵ ثانیه شرقی است. پارک جنگلی لویزان در سال ۱۳۴۱ احداث شد و دارای وسعت تقریبی ۷۰۰۰ متر مربع است. گونه غالب این پارک به‌ویژه در بخش شمال شرقی، سرو کوهی (*Cupressus sempervirens*) و به خصوص کاج تهران است. البته در قسمت‌هایی از آن انواع درختچه‌ها و درختان پهن‌برگ دیده می‌شود (Yousfi and Mohammadi, 2017).
- **پارک شهری درکه:** این پارک در شمال غرب شهر تهران و در ارتفاع ۱۸۰۰ تا ۲۲۰۰ متر بالاتر از سطح دریا واقع شده است. مختصات جغرافیایی آن ۳۵ درجه و ۴۸ دقیقه و ۲۷ ثانیه شمالی و ۵۱ درجه و ۲۳ دقیقه و ۴۹ ثانیه شرقی می‌باشد. میانگین بارندگی سالانه آن ۳۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌متر است. گونه‌های غالب آن از درختان سوزنی‌برگ شامل کاج تهران (*Pinus eldarica*)، سرو نقره‌ای (*Cupressus arizonica*) و سرو خمره‌ای شرقی (*Chamaecyparis thyoides*) هستند (Gitashenasi, 1985).



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی مناطق مورد مطالعه در استان تهران: چیتگر، لویزان و درکه

نمونه‌برداری

در این مطالعه نمونه‌های عنکبوت خاک‌زی از محدوده‌ی پارک شهری و مرتع هر سه منطقه در فصل بهار (سال ۱۴۰۱)، جمع‌آوری شدند. در هر نوع رویشگاه، دو سایت به مساحت تقریبی ۴۰۰ متر مربع بررسی شدند. در هر سایت نمونه‌ها با استفاده از شش کوادرات $۰/۵ \times ۰/۵$ متر از میان لاشبرگ و سطح خاک جمع‌آوری و در اتانول ۹۶ درصد نگهداری شدند. در مجموع، از ۷۲ کوادرات نمونه‌برداری شده از سه منطقه مورد مطالعه، ۳۱۸ نمونه عنکبوت جمع‌آوری شدند (جدول ۱).

بررسی تنوع ریخت‌شناسی

پس از جمع‌آوری نمونه‌ها، آن‌ها به آزمایشگاه اکولوژی مولکولی پژوهشکده علوم محیطی دانشگاه شهید بهشتی منتقل شدند. در این مرحله، نمونه‌ها بر اساس ویژگی‌های ظاهری (ریخت‌شناسی) با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Kaston, 1978; Ovtsharenko et al., 1992; Marusik and Kovblyuk, 2009; Kovblyuk et al., 2012; Word Spider Catalog, 2018) به واحدهای ریخت‌شناسی عملکردی تاکسونومیک (MorphOTU)^۱ گروه‌بندی شدند.

جدول ۱. فهرست عنکبوت‌های خاک‌زی جمع‌آوری شده از سه منطقه (چیتگر، لویزان و درکه) به همراه فراوانی و تعداد

MorphOTUهای شناسایی شده به تفکیک پارک شهری و مرتع در فصل بهار ۱۴۰۱

منطقه	تعداد MorphOTUها		فراوانی	
	مرتع	پارک شهری	مرتع	پارک شهری
لویزان	۱۹	۱۱	۵۱	۳۲
درکه	۲۶	۱۷	۷۰	۴۵
چیتگر	۲۵	۲۰	۷۰	۵۰

تحلیل آماری تنوع عنکبوت‌ها

^۱. Morphological Operation Taxonomic Units

برای بررسی نقش کاربری اراضی در تنوع عنکبوت‌ها در هر منطقه، ابتدا داده‌های مربوط به فراوانی (تعداد کل عنکبوت‌ها) در هر کوادرات جمع‌آوری و به تفکیک سایت‌ها دسته‌بندی شدند. سپس تنوع عنکبوت‌ها در نواحی مرتع و پارک شهری برای هر سه منطقه با استفاده از آزمون‌های آماری مقایسه شدند. برای این منظور، از تحلیل واریانس دوطرفه (ANOVA) در محیط R v. 4.0.3 (R Core Team, 2021) با استفاده از بسته آماری car v. 1.2-7 (Fox et al., 2007) استفاده شد. پیش‌فرض‌های آنالیز ANOVA، شامل همگنی واریانس‌ها با آزمون (Levene) و نرمال بودن توزیع داده‌ها با آزمون (Shapiro-Wilk) بررسی شد. در نهایت، برای ارزیابی جامع‌تر تفاوت‌های بین جوامع عنکبوت، از تحلیل واریانس چندمتغیره جایگشتی (PERMANOVA) با استفاده از بسته آماری Vegan v.1.17-8 (Oksanen, 2011) و ماتریس‌های عدم تشابه جاکارد^۱ استفاده شد. این آنالیز به صورت دوطرفه و تحت مدل کاهش‌یافته با ۹۹۹ جایگشت انجام شد. همچنین، برای بررسی تفاوت‌های بیشتر بین جوامع عنکبوت‌ها میان مرتع و پارک شهری در هر سه منطقه، از شاخص تنوع بتا با استفاده از بسته آماری betapart (Baselga et al., 2018) در محیط R استفاده شد. این روش به ما اجازه می‌دهد تا تعیین کنیم که آیا تغییرات در تنوع زیستی بتا به دلیل تغییرات در ترکیب گونه‌ها در مکان‌ها (Turnover) رخ داده است یا به دلیل افزایش یا کاهش در ترکیب گونه‌ها (Nestedness) ایجاد شده است. شاخص تنوع شانون-وینر (H) نیز با استفاده از بسته آماری Vegan v.1.17-8 برای هر کاربری محاسبه شد.

نتایج

مطالعات ریخت‌شناسی

در این مطالعه، از مجموع ۳۱۸ نمونه‌ی جمع‌آوری شده از کوادرات‌ها، ۶۷ MorphOTU شناسایی شدند (جدول ۱). در منطقه چیتگر، تعداد ۲۵ MorphOTU در مرتع و ۲۰ MorphOTU در پارک شهری شناسایی شدند. همچنین، در منطقه لویزان، ۱۹ MorphOTU در مرتع و ۱۱ MorphOTU در پارک شهری ثبت شد. در منطقه درکه نیز تعداد ۲۶ MorphOTU در مرتع و ۱۷ MorphOTU در پارک شهری شناسایی شدند.

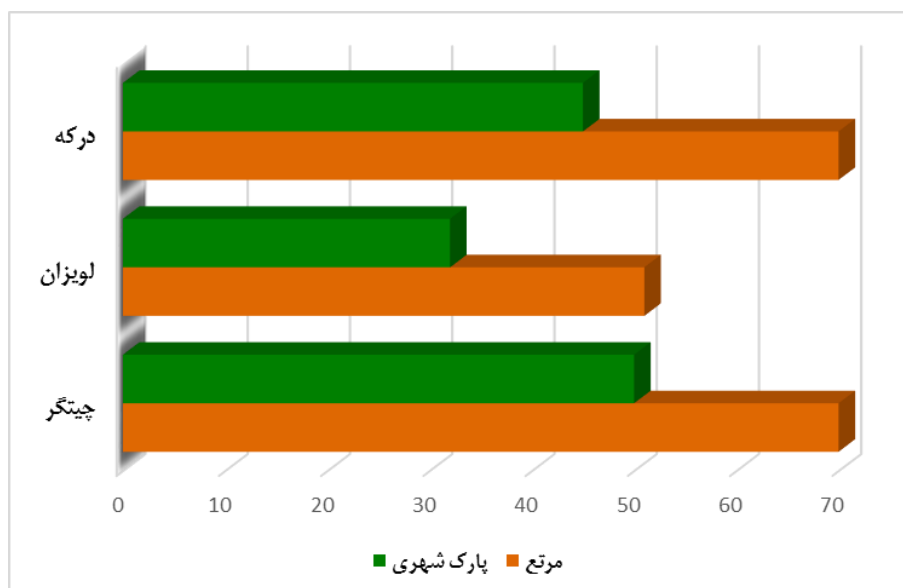
نتایج تجزیه و تحلیل‌های آماری

در این مطالعه نتایج مقایسه‌ی مربوط به فراوانی کل عنکبوت‌ها و تعداد MorphOTU‌ها نشان داد که در همه مناطق فراوانی و تعداد MorphOTU‌های مرتع بیشتر از پارک شهری بود (جدول ۱ و شکل ۲).

جدول ۲. نتایج آنالیز تک متغیره (ANOVA) و چند متغیره (PERMANOVA) برای بررسی تنوع و ترکیب جوامع عنکبوت‌ها

PERMANOVA	ANOVA	
$F = ۲/۰۳۶, p = ۰/۰۰۴$	$F = ۹/۳۹۹, p = ۰/۰۰۲۴۳$	همه مناطق (چیتگر، لویزان و درکه)
$F = ۲/۰۴۹, p = ۰/۰۰۲$	$F = ۲۳/۹۲۱, p = ۱/۵۴e-۰۸$	ناحیه (مرتع و پارک شهری)
$F = ۱/۷۳۵, p = ۰/۰۰۳$	$F = ۱/۳۲۲, p = ۰/۲۷۳۵۰$	منطقه * ناحیه

^۱. Jaccard index



شکل ۲. فراوانی عنکبوت‌ها در هر منطقه به تفکیک مرتع و پارک شهری

نتایج ANOVA در این پژوهش نشان داد که تفاوت میان سه منطقه و مقایسه مرتع و پارک شهری در محدوده مورد مطالعه معنی‌دار است. اما بین این دو ناحیه (مرتع و پارک شهری) در هر منطقه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد ($p\text{-value} > 0.05$) جدول (۲).

نتایج تجزیه و تحلیل PERMANOVA نشان داد که ترکیب جوامع عنکبوتی (Morpho-OTU) بین دو ناحیه (مرتع و پارک شهری) دارای تفاوت معناداری است. این امر نشان می‌دهد که ترکیب جوامع عنکبوتیان بین دو ناحیه متفاوت شده است (جدول (۲)). آنالیز پارتیشن‌بندی تنوع β نشان داد که Turnover عامل اصلی تفاوت جوامع عنکبوت بین مرتع و پارک شهری در هر سه منطقه بوده است (جدول (۳)).

جدول ۳. نتایج پارتیشن‌بندی تنوع زیستی بتا بین نواحی مرتع و پارک شهری

منطقه	Turnover	Nestedness	کل β -diversity
چیتگر	۰/۹۶۴	۰/۲۳۸	۰/۹۸۸
لویزان	۰/۹۶۰	۰/۳۰۴	۰/۹۹۱
درکه	۰/۹۶۶	۰/۲۳۴	۰/۹۸۹

همچنین مقدار شاخص شانون-وینر در تمامی مناطق، در ناحیه مرتع (چیتگر: ۲/۴۶۳، لویزان: ۲/۴۱۸ و درکه: ۲/۴۳۱) بیشتر از ناحیه پارک شهری (چیتگر: ۲/۴۵۵، لویزان: ۲/۴۱۲ و درکه: ۲/۴۲۶) بود.

بحث

این مطالعه به بررسی تنوع و فراوانی عنکبوت‌های سه منطقه از شهر تهران به تفکیک مراتع و پارک شهری پرداخته است. در این مطالعه ۶۷ MorphOTU شناسایی شد و نقش کاربری اراضی در تفاوت میان جوامع عنکبوتیان نشان داده شد.

نتایج این مطالعه نشان داد که فراوانی و تنوع عنکبوت‌ها و همچنین شاخص شانون-وینر در مراتع در همه مناطق بیشتر از پارک‌های شهری بود. مراتع با تنوع گیاهی و ساختار پوشش گیاهی مناسب، محیط مساعدی را برای زندگی و تغذیه عنکبوت‌ها فراهم می‌کند. این مناطق متشکل از گیاهان علفی می‌توانند زیستگاه‌های نیمه‌طبیعی مناسبی برای بسیاری از عنکبوت‌ها باشند که سرپناه، مکان‌های زمستان‌گذرانی و منابع غذایی اضافی را فراهم می‌کنند (Aviron et al., 2005; Schmidt and Diehl, 2013). Tschamntke, 2005; Batáry et al., 2008 و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعات خود گزارش دادند که در مناطق مرتعی درصد طعمه‌های متعلق به راسته دوبالان بیشتر از مناطق تغییر یافته است. این به این دلیل است که علفزارها اغلب با شدت کمتری نسبت به پارک‌های شهری مدیریت می‌شوند و ممکن است از جوامع شکار متنوع‌تری برای عنکبوتیان حمایت کنند (Diehl et al., 2013). عنکبوت‌ها به عنوان شکارچیان مؤثر و کنترل‌کننده‌های زیستی آفات، نقش حیاتی در حفاظت از محیط زیست ایفا می‌کنند. تحقیقات نشان می‌دهند که این موجودات در اکوسیستم‌های مختلف به عنوان شکارچیان مؤثر عمل می‌کنند و گونه‌های متنوعی از آن‌ها در زیستگاه‌های گوناگون یافت می‌شود. عنکبوت‌ها با محدود کردن رشد نمایی جمعیت‌های طعمه، به تعادل اکوسیستم‌ها کمک کرده و از خسارت آفات به محصولات کشاورزی جلوگیری می‌کنند (Rajeswaran et al., 2005; Grbić et al., 2021). نتایج این مطالعه نشان داد که تغییر کاربری در این مناطق، بین نواحی (مرتع و پارک) تأثیرات قابل توجهی بر ترکیب جوامع عنکبوت‌ها داشته است. تغییر کاربری اراضی منجر به کاهش زیستگاه طبیعی، ساده سازی ساختار پوشش گیاهی و افزایش اختلالات می‌شود که همگی از عوامل اصلی انقراض گونه‌ها هستند (Faeth et al., 2011; Le Roux et al., 2014; Rayner et al., 2015). مطالعات مختلف بیان می‌کنند که تغییر در نوع و تراکم پوشش گیاهی، از بین بردن کامل یا بخشی از آن، به واسطه تغییر کاربری اراضی، می‌تواند منجر به دگرگونی‌های چشمگیری در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک گردد (Ruiz et al., 2010; Solórzano Flores, 2020). نتایج تنوع بتا نشان می‌دهد که ترکیب جوامع عنکبوت‌ها دستخوش تغییر شده است. این یافته بیانگر آن است که ساختار و ترکیب جوامع عنکبوت‌ها در بین مراتع و پارک شهری متفاوت است و تغییرات قابل توجهی در آن‌ها رخ داده است. این نتایج با مطالعه Lowe و همکاران (۲۰۱۸) مطابقت دارد؛ آن‌ها به این نکته اشاره کردند که ترکیب جمعیت‌های عنکبوت‌ها می‌تواند تحت تأثیر ویژگی‌های زیستگاهی و فعالیت‌های انسانی قرار گیرد و منجر به تغییرات در غنای گونه‌ها و ساختار جامعه شود (Lowe et al., 2018).

نتایج این مطالعه نشان داد که علی‌رغم تفاوت در ترکیب جوامع و تنوع عنکبوت‌ها بین مراتع و پارک‌های شهری، پارک‌های شهری از جوامع عنکبوت‌ها پشتیبانی می‌کنند. آن‌ها زیستگاه‌های ضروری برای گونه‌ها فراهم کرده و نقش مهمی در حفظ محیط زیست و تنوع زیستی دارند (Benites et al., 2023). محیط پارک شهری به دلیل عوامل مختلفی از جمله تغییر کاربری اراضی، نوع پوشش گیاهی و تأثیرات انسانی بیشتر از مناطق مرتعی تمایل به همگن شدن دارد. مطالعات نشان داده‌اند که پارک‌های شهری در حال تجربه همگن‌سازی قابل توجه فلور، کاهش غنای گونه‌ای و افزایش سطح تسلط هستند که عمدتاً به دلیل افزایش فعالیت‌های انسانی است (McKinney, 2006; Raupp et al., 2010). اما با در نظر گرفتن گسترش شهرنشینی و تغییر کاربری‌های اراضی، توجه به استراتژی‌های ارتقای خدمات اکوسیستم شامل ایجاد فضاهای سبز چند منظوره و ترویج جنگل‌کاری شهری که به ایجاد محیط‌های پایدار کمک می‌کند، ضروری است (Tülek et al., 2024). ایجاد یک چشم‌انداز ناهمگن می‌تواند نیازهای متنوع گونه‌های مختلف را با فراهم کردن زیستگاه‌های متنوع و منابع غذایی مختلف برآورده کند (Fahrig et al., 2011; Tschamntke et al., 2005)؛ زیرا بسیاری از گونه‌های عنکبوتیان ممکن است به عنوان لارو در زیستگاه‌های نیمه‌طبیعی و به عنوان بالغ در مزارع زندگی کنند (Schmidt and Tschamntke, 2005; Schmidt et al., 2008). علاوه بر این، گونه‌های شکارچی برای یافتن طعمه کافی به زیستگاه‌های متعدد نیاز دارند (Cardoso et al., 2011; Liu et al., 2014; Schirmel et al., 2015).

بنابراین، با وجود اینکه پارک‌های شهری می‌توانند به حفظ محیط زیست کمک کنند و مزایای خاصی دارند، اما تغییر کاربری مراتع به پارک‌های شهری بدون در نظر گرفتن استراتژی‌های حفاظتی می‌تواند به تنوع زیستی آسیب بزند و با همگن کردن محیط،

جمعیت‌های عنکبوت‌ها را نیز به خطر بیندازد. بنابراین نگهداری و مدیریت صحیح پارک شهری در کنار حفاظت مؤثر از مراتع را می‌توان به عنوان راهکاری مؤثر برای حفظ جوامع عنکبوت‌ها در نظر گرفت.

نتیجه‌گیری

در این پژوهش شناسایی و گروه‌بندی عنکبوت‌ها با استفاده از روش‌های ریخت‌شناسی انجام شد. مقایسه بین مرتع و پارک شهری نشان داد که علی‌رغم فراوانی بیشتر عنکبوت‌ها در مراتع در هر منطقه، این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار نبود؛ اما ترکیب جوامع عنکبوت‌ها بین این دو ناحیه تفاوت‌های معنی‌داری را نشان داد. علاوه بر این شاخص تنوع شانون-وینر نیز در مراتع بیشتر از پارک شهری بود. نتایج تنوع بتا نیز نشان می‌دهد که ترکیب جوامع آنها دستخوش Turnover شده و ساختار آنها در مناطق مختلف متفاوت است. همانطور که اشاره شد ترکیب جوامع عنکبوت‌ها تحت تأثیر ویژگی‌های زیستگاهی و فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرد و مناطق شهری دارای جوامع عنکبوت‌های منحصر به فردی هستند. پوشش گیاهی در این مناطق نقش مهمی در حمایت از جمعیت‌های متنوع عنکبوت‌ها ایفا می‌کند. باید این نکته را مدنظر داشت که پارک‌های شهری به حفظ تنوع زیستی و بهبود کیفیت زندگی ساکنان کمک می‌کنند و زیستگاه‌های ضروری برای گونه‌ها فراهم می‌آورند. در نهایت، نتایج این بررسی بر این تأکید دارد که در برنامه‌ریزی‌های مدیریتی، توجه به تأثیرات تغییر کاربری بر تنوع زیستی و جمعیت‌های مختلف ضروری است و بررسی تعاملات بین نوع کاربری و ویژگی‌های محیطی می‌تواند به درک بهتر تغییرات تنوع زیستی کمک کند.

منابع

- Adis, J., & Harvey, M. S. (2000). How many Arachnida and Myriapoda are there world-wide and in Amazonia? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 35(2), 139-141. [https://doi.org/0165-0521/00/3502-0139\\$15.00](https://doi.org/0165-0521/00/3502-0139$15.00)
- Amazonas, N. T., Viani, R. A. G., Rego, M. G. A., Camargo, F., Fujihara, R. T., & Valsechi, O. A. (2018). Soil macrofauna density and diversity across a cronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 78, 449-318. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.169014>
- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., & Schermann, N. (2005). Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 108, 205-217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.004>
- Anthony, K., Smith, J., & Brown, L. (2023). Soil-dwelling macroinvertebrates contribute significantly to global biodiversity. *Journal of Soil Biology*, 15(4), 123-134.
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., & Baselga, M. A. (2018). *Package betapart. Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components* (Version 1.5.6). <https://cran.r-project.org/web/packages/betapart/betapart.pdf>
- Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szűts, T., & Erdős, S. (2008). Are spiders reacting to local or landscape scale effects in hungarian pastures? *Biological Conservation*. 141, 2062-2070. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.002>
- Benites, W. A., dos Santos Lima, J. C., Gonçalves, C. R., de Oliveira, F. F., & Júnior, V. V. A. (2023). Urban parks as a functional area for the maintenance and diversity of bee populations. *Contribuciones a Las Ciencias Sociales*, 16(10), 20292-20310. <https://doi.org/10.55905/revconv.16n.10-098>
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., & Coddington, J. A. (2011). Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS One* 6, e21710.
- Decaëns, T., Jiménez, J. J., Gioia, C., Measey, G. J., & Lavelle, P. (2006). The values of soil animals for conservation. *European Journal of Soil Biology*, 42, 23-38. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>

- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4, e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Diehl, E., Mader, V. L., Wolters, V., & Birkhofer, K. (2013). Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia*, 173, 579-589. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2634-7>
- Dippenaar-Schoeman, A., Van den Berg, A., Lyle, R., Haddad, C., Foord, S., & Lotz, L. (2012). Die diversiteit van Suid-Afrikaanse spinnekoppe (Arachnida: Araneae): Dokumentering van 'n nasionale opname, *Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Natuurwetenskap en Tegnologie*, 32(1), 1-7.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 69-81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101-112.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., & Carpenter, S. R. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foord, S. H., & Dippenaar-Schoeman, A. S. (2016). The effect of elevation and time on mountain spider diversity: a view of two aspects in the Cederberg mountains of South Africa. *Journal of Biogeography*, 43(12), 2354-2365. <https://doi.org/10.1111/jbi.12817>
- Fox, J., Friendly, G. G., Graves, S., Heiberger, R., Monette, G., Nilsson, H., Ripley, B., Weisberg, S., Fox, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The car package. *R Foundation for Statistical Computing*, 1109, 1431.
- Grbić, G., Hänggi, A., & Krnjajić, S. (2021). Spiders (Araneae) of Subotica Sandland (Serbia): additional arguments in environmental protection. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 67(1), 15-61. <https://doi.org/10.17109/AZH.67.1.15.2021>
- Gitashenasi (1985). Complete Atlas of Tehran: Scale 1:10000. Tehran: Gitashenasi. Page 1.
- Hernández-Vigoa, G., Cabrera-Dávila, G. D. L. C., Izquierdo-Brito, I., Socarrás-Rivero, A. A., Hernández-Martínez, L., & Sánchez-Rendón, J. A. (2018). Indicadores edáficos después de la conversión de un pastizal a sistemas agroecológicos. *Pastos y Forrajes*, 41(1), 3-12.
- Kaston, B. J. (1978). *How to know the spiders* (No. Ed. 3, pp. 272). William C. Brown Company, Dubuque, Iowa.
- Kovblyuk, M. M., Kastrygina, Z. A., & Omelko, M. M. (2012). A review of the spider genus Haplodrassus Chamberlin, 1922 in Crimea (Ukraine) and adjacent areas (Araneae, Gnaphosidae). *ZooKeys*, 205, 59-89.
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Blanchard, W., Manning, A. D., & Gibbons, P. (2014). Reduced availability of habitat structures in urban landscapes: implications for policy and practice. *Landscape and Urban Planning*, 125, 57-64. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.015>
- Liu, Y. H., Rothenwohrer, C., Scherber, C., Batary, P., Elek, Z., Steckel, J., Erasmí, S., & Westphal, C. (2014). Functional beetle diversity in managed grassland effects of region, landscape context and land use intensity. *Landscape Ecology*, 29, 529-540. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9987-0>
- Lowe, E. C., Threlfall, C. G., Wilder, S. M., & Hochuli, D. F. (2018). Environmental drivers of spider community composition at multiple scales along an urban gradient. *Biodiversity and Conservation*, 27, 829-852.
- Malumbres, J., Vink, C. J., Ross, J. G., Cruickshank, R. H., & Paterson, A. M. (2013). The role of habitat complexity on spider communities in native alpine grasslands of New Zealand. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), 124-134. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00195.x>
- Marusik, Y. M., & Kovblyuk, M. M. (2009). Redescription of *Minosiella intermedia* Denis, 1958 (Araneae: Gnaphosidae) with first description of the male. *Zootaxa*, 2291, 65-68.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., ... & Zurek, M. B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington DC: Island Press.
- Motahari, M. (2010). *Interception loss and throughfall of a Pinus eldarica plantation in a semi-arid area (Case study: Chitgar Forest park)* (M.Sc. Thesis, Tehran University). (in Persian)

- Nielsen, U. N., Wall, D. H., & Six, J. (2015). Soil biodiversity and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 40, 63-90. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021257>
- Norbury, G., & van Overmeire, W. (2019). Low structural complexity of nonnative grassland habitat exposes prey to higher predation. *Ecological Applications*, 29(2), e01830. <https://doi.org/10.1002/eap.1830>
- Parr, C. L., Ryan, B. J., & Setterfield, S. A. (2010). Habitat complexity and invasive species: the impacts of grass (*Andropogon gayanus*) on invertebrates in an Australian tropical savanna. *Biotropica*, 42(6), 688-696. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00637.x>
- Pauli, N., Barrios, E., Conacher, A. J., & Oberthür, T. (2011). Soil macrofauna in agricultural landscapes dominated by the Quesungual Slash-and-Mulch Agroforestry System, western Honduras. *Applied Soil Ecology*, 47(2), 119-132.
- Rajeswaran, J., Duraimurugan, P., & Shanmugam, P. S. (2005). Role of spiders in agriculture and horticulture ecosystem. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 3(3/4), 147.
- Rayner, L., Ikin, K., Evans, M. J., Gibbons, P., Lindenmayer, D. B., & Manning, A. D. (2015). Avifauna and urban encroachment in time and space. *Diversity and Distributions*, 21, 428-440.
- Reid, A. M., & Hochuli, D. F. (2007). Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology*, 32(6), 708-718. <https://doi.org/10.1111/J.1442-9993.2007.01767.X>
- Remøy, H., & Wilkinson, S. (2022). Repurposing and adaptation. In *Resilient Building Retrofits* (pp. 145-161). Routledge.
- Ruiz, D., Bueno-Villegas, J., & Feijoo-Martínez, A. (2010). Uso de la tierra y diversidades alfa, beta y gamma de diplópodos en la cuenca del río Otún, Colombia. *Universitas Scientiarum*, 15, 59-67. <https://doi.org/10.11144/javeriana.sc15-1.luaa>
- Ruiz, N., Lavelle, P., & Jiménez, J. (2008). Soil macrofauna field manual. <https://doi.org/10.1126/science.125668>
- Raupp, M. J., Shrewsbury, P. M., & Herms, D. A. (2010). Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual Review of Entomology*, 55(1), 19-38.
- Sauberer, N., Zulka, K. P., Abensperg-Traun, M., Berg, H. M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., & Tröstl, R. (2004). Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation*, 117(2), 181-190. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00291-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00291-X)
- Schirmel, J., Mantilla-Contreras, J., Gauger, D., & Blindow, I. (2015). Carabid beetles as indicators. or shrub encroachment in dry grasslands. *Ecological Indicators*, 49, 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.041>
- Schmidt, M. H., Thies, C., Nentwig, W., & Tschantke, T. (2008). Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, 35(1), 157-166. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01774>
- Schmidt, M. H., & Tschantke, T. (2005). The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.03.00>
- Sobczyk, R. (2015). Entomofauna miejska-charakterystyka, ekologia i ochrona. *Kosmos*, 64(1), 71-81.
- Solórzano Flores, A. (2020). Comparación de la diversidad vegetal y calidad orgánica del suelo entre un remanente de bosque nativo y vegetación introducida, Parroquia La Esperanza, Cantón Pedro Moncayo. Pichincha: Ecuador.
- Kundu, S. R. (2022). Biomonitoring of environmental pollution using spiderwebs. In *Spider Evolution* (pp.199-215). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-90041-6.00013-9>
- Swift, M. J., Heal, O. W., & Anderson, J. M. (1997). *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications; Oxford.
- Sylvain, Z. A., & Wall, D. H. (2011). Linking soil biodiversity and vegetation: implications for a changing planet. *American Journal of Botany*, 98(3), 517-527. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000305>
- Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N. S., Wijesundera, R., & Abarenkov, K. (2014). Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346(6213), 1256688.
- Tschantke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

- Torsvik, V., & Ovreas, L. (2002). Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5(3), 240-245.
- Tülek, B., Sarı, D. & Körmeçli, P. Ş. (2024). Ecosystem services provided by urban woody plants in the context of spatial relations: Cankiri case area. *Dendrobiology*, 91, 100-112 <https://doi.org/10.12657/denbio.091.008>
- Ovtsharenko, V. I., Platnick, N. I., & Song, D. X. (1992). A review of the North Asian ground spiders of the genus *Gnaphosa* (Araneae, Gnaphosidae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 212, 1-88.
- Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., & Corre, M. D. (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1, 590-605. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-00-5>
- Whitney, K. D. (2004). Experimental evidence that both parties benefit in a facultative plant–spider mutualism. *Ecology*, 85(6), 1642-1650. <https://doi.org/10.1890/03-0282>
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*. 12, 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Yu, R., Deng, X., Yan, Z., & Shi, C. (2013). Dynamic evaluation of land productivity in China. *Chinese Journal of Population Resources and Environment*. 11(3), 253-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.002>
- Yousfi, H. & Mohammadi, A. (2017). Ecological and aesthetic critique of forest parks: A case study of Lavizan Forest Park, District 4 of Tehran Municipality. *Human and Environment*, 15(4), 1-15 .(in Persian)
- Zarafshar, M., Bazot, S., Matinizadeh, M., Bordbar, S. K., Rousta, M. J., & Kooch, Y. (2020). Do tree plantations or cultivated fields have the same ability to maintain soil quality as natural forests? *Applied Soil Ecology*. 151, 103536. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103536>
- World Spider Catalog. C. (2018). The world spider catalog. Natural History Museum Bern, on line. [Revisada en: 27 Feb 2018]. [http:// www.wsc.nmbe.ch](http://www.wsc.nmbe.ch)