



Original Research Paper

Biodiversity effects in carbon sequestration from human activities

Tara Mousivand ¹, Zahra Azizi ^{2*}, Mohammad Mehdi Dehshiri ³, Lobat Taghavi ¹, Mehdi Ramezani ¹

¹ Department of Environmental and Forest Sciences, Faculty of Natural Resource and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

² Department of Remote Sensing and GIS, Faculty of Natural Resource and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

³ Department of Biology, Borujerd Branch, Islamic Azad University, Borujerd, Iran

Key Words

Index
Species richness
Species uniformity
Vegetation biomass

Abstract

Introduction: Emissions of carbon dioxide from cities have increased significantly in the last few decades with rapid urbanization. It is an important scientific question to what extent carbon dioxide emissions from urban activities can be offset by maintaining or increasing carbon sequestration in and around urban areas. Although natural terrestrial ecosystems absorb some of the emitted carbon dioxide, the long-term sustainability of these ecosystems is affected by their biodiversity status.

Materials & Methods: In this study, using the data obtained from field surveys, field and laboratory measurements, the carbon sequestration capacity of vegetation on the northwestern outskirts of Tehran was estimated. Identification of biomass relationships with diversity, richness and uniformity indices was also assessed by Pearson correlation test.

Results: The results showed that the diversity index of Simpson and Shannon Wiener was normal and their distribution was symmetric. In the study of Ghana indices, both Margalf and Mannich indices had a normal distribution. The Hill uniformity index distribution was not normal but the Pete uniformity index had a normal distribution. Investigation of the relationship between vegetation topsoil and study indices showed that between Simpson diversity index ($P < 0.039$, $n = 37$ and $r = 66.91\%$), Shannon-Wiener diversity ($P < 0.033$, $n = 38$, and $r = 53.58\%$), Ghana Margalf ($P < 0.033$, $n = 38$, $r = 21.52\%$), Ghana Manichae ($P < 0.035$, $n = 38$, $r = 19.71\%$), Peat uniformity ($P < 0.010$, $n = 38$, $r = 17.36\%$) There is a significant and positive relationship with terrestrial biomass.

Conclusion: The conditions and structure of vegetation on the outskirts of cities can indicate the status of carbon sequestration in the region and the amount of carbon sequestration of such ecosystems is directly affected by the indicators of diversity, richness and uniformity of vegetation.

* Corresponding Author's email: zazizi@srbiau.ac.ir

Received: 30 January 2022; Reviewed: 5 March 2022; Revised: 7 May 2022; Accepted: 9 June 2022

(DOI): [10.22034/AEJ.2022.334126.2777](https://doi.org/10.22034/AEJ.2022.334126.2777)

مقاله پژوهشی

نقش تنوع زیستی در ترسیب کربن حاصل از فعالیت‌های انسانی

تارا موسیوند^۱، زهرا عزیزی^{۲*}، محمد مهدی دهشیری^۳، لعبت تقوی^۱، مهدی رضانی^۱^۱ گروه علوم محیط زیست و جنگل، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران^۲ گروه سنجش از دور و GIS، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران^۳ گروه زیست شناسی، واحد بروجرد، دانشگاه آزاد اسلامی، بروجرد، ایران

چکیده

کلمات کلیدی

مقدمه: انتشار دی اکسید کربن از شهرها به طور قابل توجهی در چند دهه گذشته همراه با شهرنشینی سریع افزایش یافته است. این که تا چه اندازه می‌توان انتشار دی اکسید کربن ناشی از فعالیت‌های شهری را از طریق حفظ یا افزایش ترسیب کربن در مناطق شهری و اطراف آن‌ها جبران کرد، یک سوال علمی مهم است. اگرچه اکوسیستم‌های طبیعی زمینی بخشی از دی اکسید کربن منتشر شده را ترسیب می‌کنند، پایداری طولانی مدت این سرویس اکوسیستم‌ها تحت تاثیر وضعیت تنوع زیستی آن‌هاست.

مواد و روش‌ها: در این تحقیق با استفاده از داده‌های حاصل از بررسی‌های میدانی، اندازه‌گیری‌های صحرایی و آزمایشگاهی، ظرفیت ترسیب کربن پوشش گیاهی حاشیه شمال غربی کلان‌شهر تهران تخمین زده شد. شناسایی روابط زی‌توده با شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی نیز با آزمون همبستگی پیرسون بررسی شد.

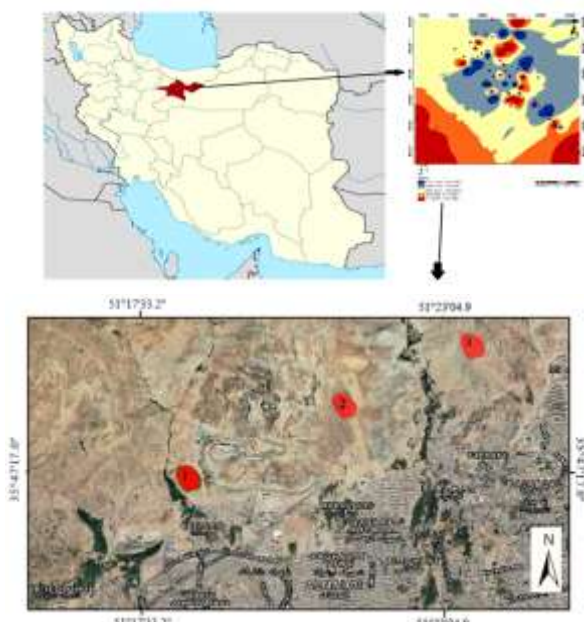
نتایج: بررسی نتایج نشان داد شاخص تنوع سیمپسون و شانون وینر نرمال بوده و توزیع آن‌ها متقارن است. در بررسی شاخص‌های غنا نیز هر دو شاخص مارگالف و منهنیک از توزیع نرمال برخوردار بودند. توزیع شاخص یکنواختی هیل نرمال نبود اما شاخص یکنواختی پیت از توزیع نرمال برخوردار بود. بررسی رابطه زی‌توده رویه زمینی پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه با شاخص‌ها نشان داد بین شاخص تنوع سیمپسون ($r = 0.66/91$ ، $n = 38$ ، $p < 0.039$)، تنوع شانون-وینر ($r = 0.53/58$ ، $n = 38$ ، $p < 0.033$)، غنا مارگالف ($r = 0.21/52$ ، $n = 38$ ، $p < 0.033$)، غنا منهنیک ($r = 0.19/71$ ، $n = 38$ ، $p < 0.035$) و یکنواختی پیت ($r = 0.10/10$ ، $n = 38$ ، $p < 0.033$) با زی‌توده روی زمینی رابطه معنی‌دار و مثبت وجود دارد.

بحث و نتیجه‌گیری: شرایط و ساختار پوشش گیاهی حاشیه شهرها می‌تواند مبین وضعیت ترسیب کربن در منطقه باشد و میزان ترسیب کربن چنین اکوسیستم‌هایی به صورت مستقیم تحت تأثیر شاخص‌های تنوع، غنا و یکنواختی پوشش گیاهی است.

مقدمه

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: در این تحقیق منطقه مورد مطالعه حاشیه شمال غربی شهر تهران است. تهران در حد فاصل منطقه کوهستانی و دشت قرار دارد. رشته کوه البرز آب و هوای تهران را معتدل کرده است و در شمال تهران، آب و هوا معتدل و کوهستانی و در نقاط کم ارتفاع نیمه خشک است. بارش معمولاً در زمستان‌ها رخ می‌دهد و لذا پوشش گیاهی طبیعی حاشیه شهر تهران غالباً علفی و بوته‌ای است. پوشش گیاهی از اساسی‌ترین ارکان حیاتی هر اکوسیستم است و از اهمیت منحصر به فردی برخوردار است. تلاقی دو ناحیه جغرافیای گیاهی متفاوت و پیدایش زون‌های اکوتونی در ارتفاعات شمالی تهران از دلایل انتخاب این منطقه در مطالعه حاضر است.

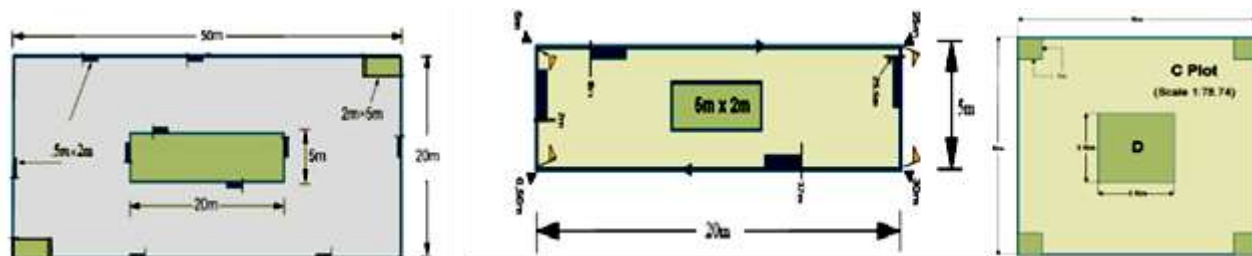


شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه

روش نمونه برداری: با توجه به توپوگرافی متنوع محدوده مورد مطالعه و با هدف نمونه برداری برای اندازه گیری تنوع زیستی در موقعیت‌های همگن سه سایت انتخاب شد که در شکل ۱ موقعیت هر سه سایت نشان داده شده است. منطقه مورد مطالعه از $35^{\circ}49'12''$ طول شرقی و $51^{\circ}17'33.2''$ عرض شمالی تا $30^{\circ}49'59''$ طول شرقی و $51^{\circ}31'16''$ عرض شمالی قرار دارد. در هر موقعیت از هر سه سایت پلات ویتاکر تعدیل شده، ویتاکر تعدیل شده فشرده و پلات C سه تکرار (در مجموع ۲۷ پلات) به صورت تصادفی - سیستماتیک (به فاصله ۱۰۰ متر) استقرار یافت با توجه به این که برای اندازه گیری تنوع گونه‌های گیاهی زیر پلات‌های یک مترمربعی مورد استفاده قرار

بیش از نیمی از جمعیت جهان در حال حاضر در مناطق شهری زندگی می‌کنند و این رقم تا سال ۲۰۵۰ به میزان ۴ درصد در هر دهه افزایش خواهد یافت (۱). شهرنشینی سریع، چالش‌های اجتماعی و محیطی بزرگی مانند به خطر انداختن سلامت انسان (۲)، تغییر اقلیم محلی و منطقه‌ای (۳، ۴)، از دست دادن زیستگاه‌های طبیعی و تنوع زیستی (۵، ۶، ۷) و کاهش کیفیت آب و هوا (۸، ۹) را به همراه دارد. اعتقاد بر این است که لکه‌های پوشش گیاهی در اطراف نواحی شهری مزایای اکولوژیکی و اجتماعی بسیاری را به همراه دارند که تا حدی از تخریب محیط زیست ناشی از شهرنشینی می‌کاهد (۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳). با این وجود، این مزایا ممکن است در برخی مناطق بسیار ناچیز باشد و اثر معنی داری نداشته باشد (۱۴، ۱۵). بنابراین، مطالعات پیش‌تری برای ارزیابی دقیق خدمات اکوسیستمی ارائه شده توسط پوشش گیاهی حاشیه شهرها مورد نیاز است. شهرها مسئول حدود ۷۵ درصد از انتشار جهانی دی‌اکسید کربن هستند (۱۶). تعیین کمیت و درک نقش حفظ یا افزایش مقدار ترسیب کربن در مناطق شهری در خنثی کردن اثرات انتشار دی‌اکسید کربن تولید شده از شهرها حایز اهمیت است. در همین راستا طی دهه های اخیر، تحقیقات زیادی برای تعیین مقدار ترسیب کربن پوشش گیاهی شهری انجام شده است (۱۷، ۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱). به عنوان مثال Davies و همکاران، دریافت که مقدار قابل توجهی کربن در پوشش گیاهی بالای سطح زمین در لستر، بریتانیا ترسیب شده است و درختان بیش از ۹۵ درصد از این مخزن کربن را تشکیل می‌دهند (۲۱). در برخی مناطق، به ویژه مناطق خشک، پوشش‌های گیاهی شهری ممکن است در نتیجه کاشت درخت و مدیریت فضای سبز شهری، کربن بیش‌تری نسبت به مناطق حومه‌ای و روستایی مجاور داشته باشند (۲۲). هم‌چنین دیگر مطالعه نشان می‌دهند که تراکم کربن پوشش گیاهی و نرخ ترسیب کربن در نواحی شهری بیش‌تر از نواحی غیرشهری است (۲۱، ۲۳). بنابراین، تعیین مقدار دقیق ترسیب کربن پوشش گیاهی برای بهبود درک ما از نقش پوشش‌های گیاهی حاشیه شهرها ضروری است. شهرها دمای بالاتری نسبت به مناطق روستایی دارند این وضعیت گاهی منجر به ایجاد جزایر حرارتی می‌شود. علاوه بر آن ذخیره نیتروژن شهری بیش‌تر از مناطق روستایی است (۲۴، ۲۵). این تفاوت‌های شدید بین سیستم‌های شهری و طبیعی نشان می‌دهد که توصیف پویایی کربن نواحی حاشیه شهری جزء مهمی از چرخه کربن منطقه است. لذا در این تحقیق پوشش گیاهی حاشیه شهر تهران با هدف برآورد میزان ترسیب کربن و رابطه مقدار آن با وضعیت پوشش گیاهی منطقه مورد ارزیابی قرار گرفت.

چندساله، تعداد گونه و تعداد افراد هر گونه برای گیاهان چندساله، درصد پوشش گیاهان یک‌ساله و چندساله، درصد سنگ و سنگریزه و خاک لخت و موقعیت در هر پلات یک مترمربعی تخمین زده و یادداشت شد. برای اندازه‌گیری غنا، تنوع و یکنواختی گونه‌ای در هر پلات از شاخص‌های سه گانه تنوع استفاده شد.



شکل ۲: پلات C، پلات ویتاگر تعدیل شده فشرده و پلات ویتاگر تعدیل شده (۲۶)

$$R = \frac{S-1}{LnN}$$

رابطه ۳:

که در آن R غنای مارگالف، S تعداد گونه و N تعداد کل گونه‌ها در نمونه است.

$$R = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

رابطه ۴:

که در آن R شاخص غنای منهنیک، S تعداد گونه‌ها و N تعداد افراد کل گونه‌ها در نمونه است.

جهت بررسی شاخص‌های یکنواختی از شاخص‌های شاخص پیت و شاخص هیل استفاده شده است که به ترتیب نحوه محاسبه آن‌ها بر اساس روابط ۵ و ۶ می‌باشد:

$$E_1 = \frac{H}{Ln(S)}$$

رابطه ۵:

که در آن E_1 یکنواختی، H شاخص شانون وینر و S تعداد گونه است.

$$E_2 = \frac{\sqrt{a}}{H}$$

رابطه ۶:

که در آن E_2 : شاخص هیل، δ شاخص سیمپسون و H شاخص شانون وینر است.

در این بررسی جهت برآورد زی‌توده بالای سطح زمین شامل اندام هوایی گیاهان و لاشبرگ از روش اندازه‌گیری مستقیم استفاده شد. در هر پلات اقدام به کف بر کردن گونه‌های گیاهی به تفکیک شد. لازم به ذکر است که جهت جلوگیری از آسیب و کپک‌زدگی نمونه‌ها در هنگام انتقال به آزمایشگاه و تا زمان توزین نمونه‌ها در پاکت‌های سوراخ‌دار نگه‌داری گردید. نمونه‌های گیاهی پس از شستشو در آون ۶۰ درجه به مدت ۸ ساعت قرار گرفت تا خشک شوند. برای تعیین میزان ماده آلی هر گونه گیاهی از روش احتراق استفاده شد

می‌گیرند حداقل سه پلات بزرگ می‌تواند نتایج خوبی را منعکس کند که برای پلات ۱۰۰۰ مترمربعی ۲۷ تکرار در هر موقعیت و برای پلات ۱۰۰ مترمربعی ۹ تکرار وجود خواهد داشت. در انتخاب روش فوق نتایج مطالعات Omidzadeh ardali و همکاران، مورد توجه قرار گرفت (۲۶). پس از استقرار پلات‌ها حضور گونه‌های یک‌ساله و

تجزیه و تحلیل داده‌ها: روش‌های اندازه‌گیری تنوع شامل

شاخص‌های عددی و شاخص‌های غیر عددی هستند. در این پژوهش شاخص‌های عددی سیمپسون و شاخص شانون-وینر جهت بررسی تنوع گونه‌ای مورد استفاده قرار گرفت. برای مطالعه و بررسی غنای گونه‌ای از شاخص‌های غنای مارگالف و شاخص غنا منهنیک استفاده شد و نهایتاً برای بررسی یکنواختی از شاخص پیت و شاخص هیل استفاده گردید. شاخص سیمپسون تعداد گونه‌های موجود در زیستگاه و هم‌چنین فراوانی هر گونه را در نظر می‌گیرد جهت محاسبه شاخص سیمپسون از رابطه ۱ استفاده شد:

$$\delta = 1 - \sum_{i=1}^s \left[\frac{n_i(n_i-1)}{N_i(N-1)} \right]$$

رابطه ۱:

که در آن δ شاخص سیمپسون، n_i تعداد افراد گونه i ام و N_i تعداد افراد کل گونه‌ها در نمونه است.

شاخص شانون تعداد گونه‌هایی را که در نمونه وجود دارد و تعداد نسبی افراد را برای هر یک از گونه‌ها در نظر می‌گیرد. یعنی غنای و فراوانی گونه‌ها را در نظر می‌گیرد. از آن‌جا که فرمول مربوط به محاسبه آن شامل یک لگاریتم است، حداکثر مقدار برای شاخص وجود ندارد. از نظر ریاضی، شاخص شانون با استفاده از رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$H = \sum_{i=1}^s [p_i \ln(p_i)]$$

رابطه ۲:

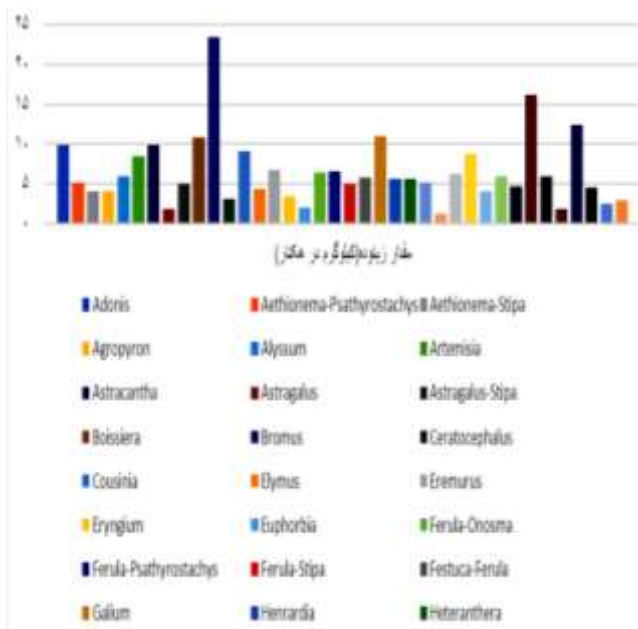
که در آن H شاخص تنوع زیستی شانون-وینر، P_i فراوانی نسبی گونه i ام و \ln : لگاریتم طبیعی است.

شاخص غنای مارگالف و شاخص غنای منهنیک به ترتیب براساس روابط ۳ و ۴ محاسبه گردید:

دارای کمترین مقدار شاخص بوده است. همچنین در پلات‌های ۸ و ۲۵ به ترتیب مربوط به سایت ۱ و سایت ۳ بالاترین مقدار شاخص تنوع سیمپسون و در پلات ۱۳ مربوط به سایت شماره ۲ کمترین مقدار این شاخص مشاهده شده است (شکل ۵).



شکل ۳: نمودار فراوانی تیپ‌های شناسایی شده در نمونه‌ها



شکل ۴: مقدار زی توده اندازه‌گیری شده بر اساس تیپ پوشش گیاهی

(۲۷). بدین منظور نمونه‌ها خرد و آسیاب شدند و از هر کدام ۲ نمونه ۱۰ گرمی توزین و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۴۵۰ درجه سانتی‌گراد در کوره قرار گرفت. سپس نمونه‌ها در دیسکاتور سرد شده جهت اطمینان مجدداً به مدت یک ساعت در کوره قرار گرفت و سپس توزین گردید. وزن به دست آمده معرف خاکستر است. در این روش میزان کاهش وزن ماده به جا مانده در کوره معادل ماده آلی است که گیاه دارد. بدین منظور از رابطه ۷ استفاده شد:

$$OM = W_1 - W_2 \quad \text{رابطه ۷:}$$

که در آن OM وزن ماده آلی گیاه بر حسب گرم، W_1 وزن اولیه بر حسب گرم، W_2 وزن ثانویه بر حسب گرم بررسی‌ها نشان می‌دهد که ۵۴ درصد ماده آلی برابر کربن موجود در گیاه است (۲۷). لذا مقدار ماده آلی از رابطه زیر محاسبه شد:

$$OC = 54\% \cdot OM \quad \text{رابطه ۸:}$$

که در آن OC میزان کربن موجود در گیاه (درصد) و OM میزان ماده آلی موجود در گیاه (درصد)

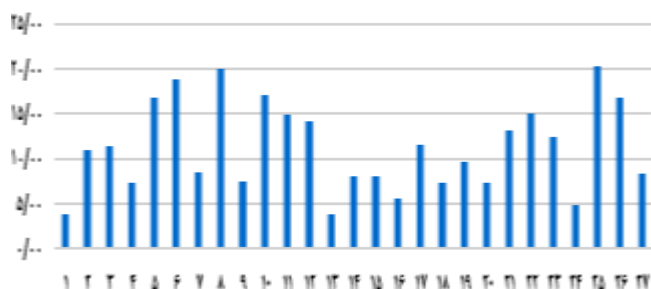
برای مقایسه میانگین تعداد گونه و سایر داده‌های جمع‌آوری شده از تجزیه واریانس استفاده شد. در صورت استفاده از تجزیه واریانس، داده‌ها باید نرمال باشند در صورت عدم تبعیت داده‌ها از توزیع نرمال با استفاده از روش‌های مختلف تبدیل و نرمال شدند. در صورت عدم نرمال بودن داده‌ها یا وجود داده‌های کیفی از آزمون‌های کولموگروف اسمیرنوف و سایر آزمون‌ها استفاده شد.

نتایج

نتایج نشان داد در سه سایت مورد مطالعه در بررسی زیرپلات‌ها ۳۸ تیپ گیاهی شناسایی شده است و تیپ‌های Stipa-Psathyrostachys، Adonis، Astracantha، Astragalus-Stipa، Bromus فراوانی بوده‌اند. همچنین کمترین فراوانی مربوط به تیپ‌های Henrardia، Melica و Ferula-Psathyrostachys، Aethionema-Psathyrostachys بود (شکل ۳). نتایج حاصل از بررسی زی توده نشان داد تیپ‌های Stipa-Psathyrostachys، Psathyrostachys-Festuca، Bromus و Galium دارای بیشترین مقدار زی توده و تیپ‌های Stipa-Onosma، Stipa، Astragalus و Melica به ترتیب کمترین مقدار زی توده را شامل شدند. (شکل ۴). شاخص تنوع سیمپسون در هر سه سایت مورد مطالعه به صورت تجمیعی ارائه شده است مطابق با نتایج ارائه شده بیشترین مقدار شاخص تنوع سیمپسون در سایت شماره ۱ یعنی غربی‌ترین سایت (نمونه‌های شماره ۱ تا ۹) به ثبت رسید، لازم به ذکر است که در میان این سه سایت، سایت شماره ۲ نسبت به دو سایت دیگر

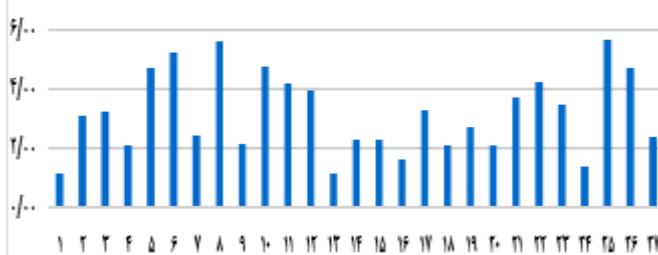
شماره ۸ است. کم‌ترین مقدار شاخص یکنواختی پیت مربوط به سایت شماره ۲ است در این میان پلات شماره ۱۳ کم‌ترین مقدار این شاخص را نشان داد. گونه غالب در این پلات *Aethionema psathyrostachys* و *Melica sp.* می‌باشند.

شاخص مارگالف



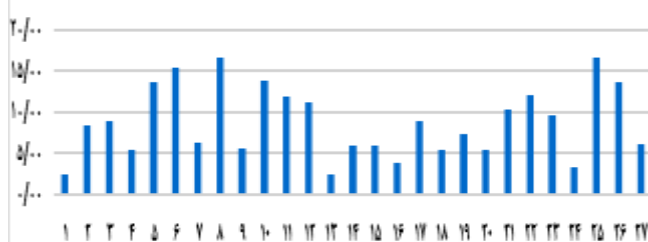
شکل ۷: نتایج حاصل از مطالعه شاخص غنای مارگالف

شاخص غنا منهنیک



شکل ۸: نتایج حاصل از مطالعه شاخص غنای منهنیک

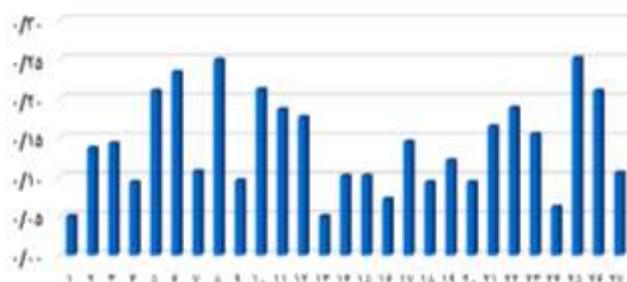
شاخص یکنواختی پیت



شکل ۹: نتایج حاصل از مطالعه شاخص یکنواختی پیت

در شکل ۱۰ نتایج حاصل از مطالعه شاخص یکنواختی هیل در هر سه سایت مورد مطالعه ارائه شده است. مطابق با نتایج ارائه شده بیش‌ترین مقدار شاخص یکنواختی هیل در پلات ۱۳ و ۱ ثبت شده است و در مجموع سایت شماره ۲ بالاترین مقدار این شاخص را نشان داده است. نتایج ارزیابی اثر تنوع گیاهی بر میزان زی‌توده روی زمینی نشان داد شاخص تنوع سیمپسون و شانون وینر نرمال بوده و توزیع آن‌ها متقارن است. در بررسی شاخص‌های غنا نیز هر دو شاخص مارگالف و منهنیک از توزیع نرمال برخوردار

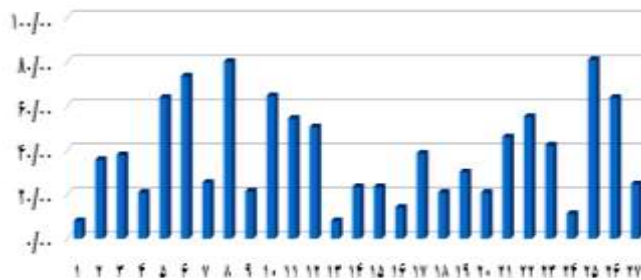
شاخص سیمپسون



شکل ۵: نتایج حاصل از مطالعه شاخص تنوع سیمپسون

بیش‌ترین مقدار شاخص شانون-وینر در سایت شماره ۱ (سایت غربی) به ثبت رسیده که با مقایسه با نتایج شاخص سیمپسون می‌توان دید که در این سایت شاخص‌های سیمپسون و شانون-وینر دارای بیش‌ترین مقدار نسبت به سایت مرکزی (۲) و سایت شرقی (۳) می‌باشند. لازم به ذکر است که همانند شاخص سیمپسون پلات شماره ۸ و ۲۵ بیش‌ترین مقدار این شاخص را نشان دادند. گونه‌های *Stipap* *Astragalus stipa* و *Bromus sp.* *sathyrostachys* گونه‌هایی هستند که بیش‌ترین فراوانی را در این پلات‌ها داشته‌اند و البته مقدار زی‌توده روی زمین در واحد سطح این گونه‌ها بیش‌ترین مقدار نسبت به دیگر گونه‌هاست (شکل ۶).

شاخص شانون وینر



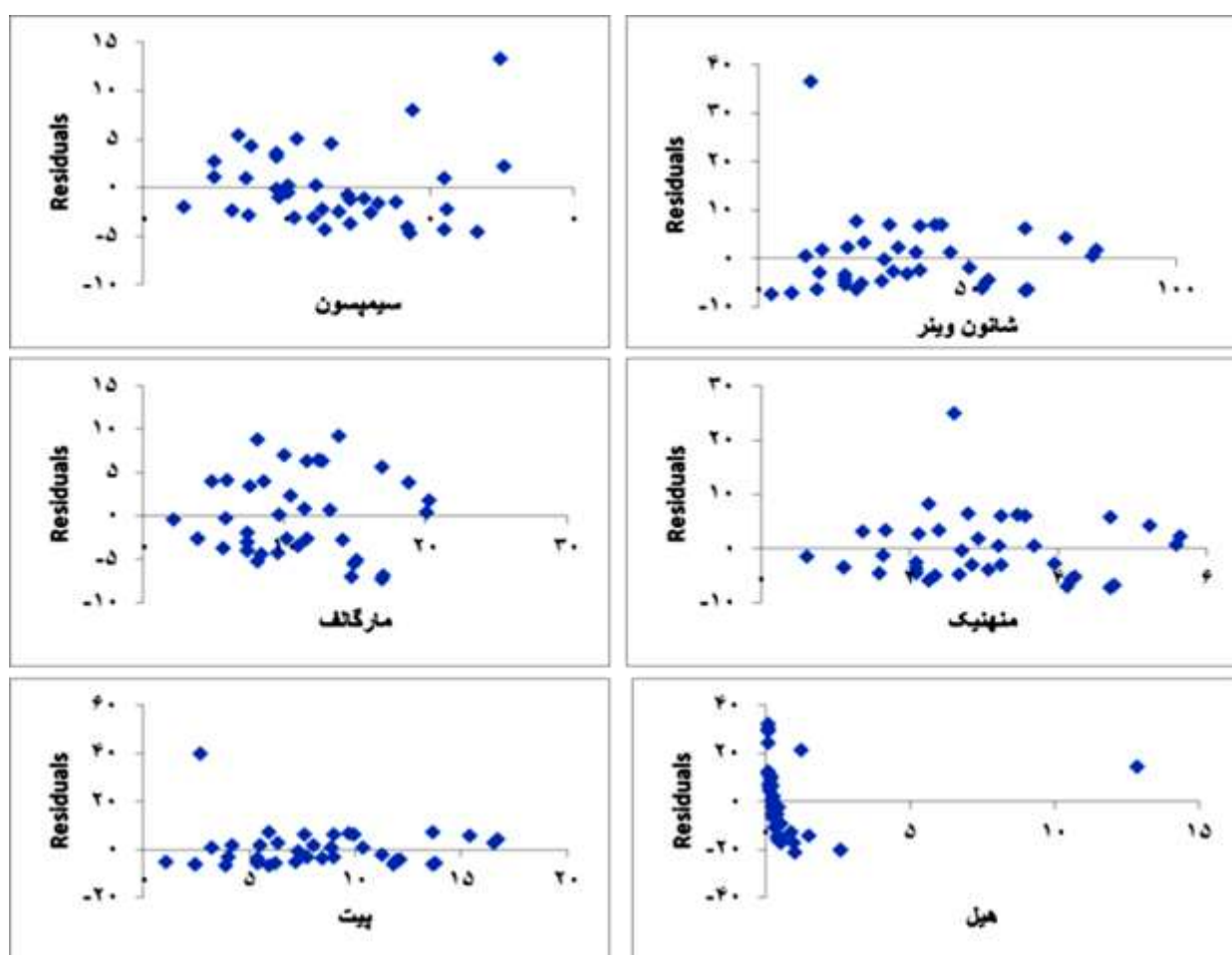
شکل ۶: نتایج حاصل از مطالعه شاخص شانون-وینر

در شکل ۷ نتایج حاصل از مطالعه شاخص غنای مارگالف در هر سه سایت مورد مطالعه ارائه شده است. مطابق با نتایج ارائه شده بیش‌ترین مقدار شاخص غنای مارگالف در پلات‌های ۸، ۶ و ۲۵ ثبت رسید لازم به ذکر است که گونه *Bromus sp.* دارای مقدار زی‌توده روی زمینی بالایی بوده که در این سه پلات حضور دارد. بیش‌ترین مقدار شاخص غنای منهنیک پلات‌های ۶، ۸، ۲۵ و ۲۶ به ثبت رسیده است. روند تغییرات شاخص‌های غنا مارگالف و منهنیک نسبتاً شبیه است (شکل ۸). مطابق با نتایج ارائه شده شکل ۹ بیش‌ترین مقدار شاخص یکنواختی پیت نیز در سایت شماره ۱ و مربوط به پلات



شکل ۱۰: نتایج حاصل از مطالعه شاخص یکنواختی هیل در هر سه سایت

بودند. توزیع شاخص یکنواختی هیل نرمال نبود اما شاخص یکنواختی پیت از توزیع نرمال برخوردار بود (شکل ۱۱). بررسی رابطه زی توده رویه زمینی پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه با شاخص‌ها نشان داد بین شاخص تنوع سیمپسون ($n=38$, $P<0.039$, $r=0.66/91$), تنوع شانون-ویبر ($n=38$, $P<0.033$, $r=0.53/58$), غنا مارگالف ($n=38$, $P<0.035$, $r=0.21/52$)، غنا منهنیک ($n=38$, $P<0.035$) و یکنواختی پیت ($n=38$, $P<0.010$, $r=0.19/71$) با زی توده روی زمینی رابطه معنی‌دار و مثبت وجود دارد.



شکل ۱۱: نتایج بررسی رابطه شاخص‌ها با مقدار زی توده پوشش گیاهی روی زمین

بحث

هر گونه در ترسیب کربن و محاسبه محدوده‌های حضور گونه‌ها می‌تواند در برنامه ریزی کاهش آلاینده‌های شهری با ترسیب کربن توسط گیاهان را دربرداشته باشد. در همین راستا Pataki و همکاران، ادعان می‌دارد اثر دوبرابر شدن تراکم پوشش گیاهی شهری در کاهش انتشارات کربن تا سال ۲۰۳۰ قابل شبیه‌سازی است (۱۵). از آن جایی

براساس مطالعه Tang و همکاران (۲۸) و Li و Liu (۲۹) پوشش گیاهی شهری و اطراف شهرها می‌تواند سالانه سهمی از کربن تولید شده توسط منابع تولیدکننده در شهرها را ترسیب کند. دانستن سهم

4. **Chrysanthou, A., Schrier, G., Besselaar, E., KleinTank, A.M. and Brandsma, T., 2014.** The effects of urbanization on the rise of the European temperatures since 1960. *Geophys. Res. Lett.* 41: 7716-7722. <https://doi.org/10.1002/2014GL061154>
5. **Azizi, Z. and Montazeri, Z., 2018.** Effects of micro topography on the spatial pattern of woody species in West Iran. *Arabian Journal of Geosciences.* 11: 244.
6. **Seto, K., Güneralp, B. and Hutyrá, L., 2012.** Global forecasts of urban. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 109: 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
7. **Alberti, M., 2005.** The effects of urban patterns on ecosystem function. *Int. Reg. Sci. Rev.* 28: 168-192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
8. **Zhao, S., Da, L., Tang, Z., Fang, H., Song, K. and Fang, J., 2006.** Ecological consequences of rapid urban expansion: Shanghai, China. *Front. Ecol. Environ.* 4: 341-346.
9. **Young, G., Fox, M., Trush, M., Kanarek, N., Glass, T. and Curriero, F., 2012.** Differential exposure to hazardous air pollution in the United States: a multi-level analysis of urbanization and neighborhood socioeconomic deprivation. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 9: 2204-2225. <https://doi.org/10.3390/ijerph9062204>
10. **Azizi, Z., Hosseini, A. and Iranmanesh, Y., 2015.** Estimating Biomass of Single Oak Trees Using Terrestrial Photogrammetry. *Journal of Environmental Science and Technology.* 19: 82-93.
11. **Akbari, H. and Konopacki, S., 2004.** Energy effects of heat-island reduction strategies in Toronto, Canada. *Energy.* 29: 191-210. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2003.09.004>
12. **Nowak, D., Hirabayashi, S., Bodine, A. and Greenfield, E., 2014.** Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environ. Pollut.* 193: 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
13. **Sanders, R., 1986.** Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecol.* 9: 361-376. [https://doi.org/10.1016/0304-4009\(86\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0304-4009(86)90009-4)
14. **Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A. and Hoehn, R., 2013.** Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution.* 178: 395-402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.050>
15. **Pataki, D., Carreiro, M., Cherrier, J., Grulke, N., Jennings, V. and Pincetl, S., 2011.** Coupling biogeochemical cycles in urban environments: Ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Front. Ecol. Environ.* 9: 27-36. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
16. **Seto, K., Dhakal, S., Bigio, A., Blanco, H., Delgado, G. and Dewar, D., 2014.** Human Settlements, Infrastructure and Spatial Planning. Inter-governmental Panel on Climate Change. Working Group III Mitigation of Climate Change, Cambridge. New York: Cambridge University Press.
17. **Nowak, D. and Crane, D., 2002.** Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environ. Pollut.* 116: 381-389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
18. **Pataki, D., Alig, R., Fung, A., Golubiewski, N., Kennedy, C.A. and McPherson, E., 2006.** Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biol.* 12: 2092-2102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x>
19. **Zhao, S., Zhu, C., Zhou, D., Huang, D. and Werner, J., 2013.** Organic carbon storage in China's urban areas. *PLoS ONE.* 8-18. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0341:ECORUE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0341:ECORUE]2.0.CO;2)

که محیط‌های محلی و فعالیت‌های مدیریت انسانی از شهری به شهر دیگر به‌طور قابل توجهی متفاوت است، تحقیقات بیش‌تری برای تعیین کمیت بهتر پتانسیل ترسیب مستقیم کربن شهری و فرآیندهای بیوژئوشیمیایی مرتبط در شهرهای مختلف مورد نیاز است. زی‌توده گیاهی می‌تواند مبین شرایط و ساختار یک توده گیاهی باشد و از طرف دیگر این شاخص به‌صورت مستقیم تحت تأثیر شاخص‌های تنوع گیاهی قرار دارد. لذا در این پژوهش به بررسی اثرات شاخص‌های تنوع بر زی‌توده گیاهی در حاشیه شهر تهران که در تلطیف هوا و حفاظت از آب و خاک حومه شهر تهران اهمیت ویژه‌ای دارند به تحلیل اثرپذیری زی‌توده پوشش گیاهی منطقه مورد مطالعه از شاخص‌های تنوع پرداخته شد. مطابق با نتایج ارائه شده در مجموع ۱۵۵۸ نمونه در سه سایت متفاوت به‌دست آمده که در میان این نمونه‌ها ۳۱ گونه شناسایی شد. در واقع تعداد گونه‌های شناسایی شده در سایت‌ها ۳۸ مورد بود اما برخی از این گونه‌ها مربوط به ۱ جنس و با شباهت بالا بود، لذا در مواردی که فراوانی ۱ گونه از همان جنس خیلی کم بود فراوانی ۲ گونه با هم ادغام گردید و به صورت ۱ گونه در جدول فراوانی گونه‌ها نمایش داده شده است. در بررسی زیرپلات‌ها ۳۸ تیپ گیاهی شناسایی شده است و تیپ‌های *Astracantha*, *Astragalus*-*Stipa*, *Bromus*, *Stipa*-*Psathyrostachys* و *Adonis* دارای بیش‌ترین فراوانی بوده‌اند هم‌چنین کم‌ترین فراوانی مربوط تیپ‌های *Ferula*، *Aethionema*-*Psathyrostachys*، *Henrardia*، *Melica* و *Psathyrostachys* بود. بررسی زی‌توده هر سه سایت مورد مطالعه در مجموع نشان داد که منطقه مورد مطالعه تیپ‌های *Bromus*، *Stipa*-*Psathyrostachys*، *Psathyrostachys*-*Festuca* و *Galium* دارای بیش‌ترین مقدار زی‌توده بوده‌اند و تیپ‌های *Stipa*-*Onosma*، *Astragalus* و *Melica* به‌ترتیب کم‌ترین مقدار زی‌توده را شامل شده‌اند. این نتایج هم‌راستا با نتایج فراوانی گونه‌های موجود در منطقه بود. در واقع فراوانی بالای برخی گونه‌ها و حضور آن‌ها در تیپ‌های غالب منطقه موجب افزایش تراکم آن‌ها و افزایش مقدار زی‌توده بوده است.

منابع

1. **United Nations. 2015.** World Urbanization Prospects: The 2014 Revision. New York: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
2. **Gong, P., Liang, S., Carlton, E., Jiang, Q., Wu, J. and Wang, L., 2012.** Urbanisation and health in China. *Lancet.* 379(1): 843-852. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(11\)61878-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(11)61878-3)
3. **Zhou, D., Zhao, S., Liu, S., Zhang, L. and Zhu, C., 2014.** Surface urban heat island in China's 32 major cities: spatial pattern and drivers. *Remote Sens. Environ.* 152: 51-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.05.017>

20. **Raciti, S., Hutyra, L. and Newell, J., 2014.** Mapping carbon storage in urban trees with multisource remote sensing data: Relationships between biomass, land use, and demographics in Boston neighborhoods. *Sci. Total Environ.* 500: 72-83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.070>
21. **Davies, Z., Edmondson, J., Heinemeyer, A., Leake, J. and Gaston, K., 2011.** Mapping an urban ecosystem service: quantifying above ground carbon storage at city-wide scale. *J. Appl. Ecol.* 48: 1125-1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>
22. **McHale, M., Burke, I., Lefsky, M., Peper, P. and McPherson, E., 2009.** Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosyst.* 12: 95-113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>
23. **Hutyra, L., Yoon, B. and Alberti, M., 2011.** Terrestrial carbon stocks a cross a gradient of urbanization: a study of the Seattle, W.A region. *Glob. Chang. Biol.* 17: 783-797. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02238.x>
24. **Carreiro, M. and Tripler, C., 2005.** Forest remnants a long urban-rural gradient: examining their potential for global change research. 8(5): 568-582. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0172-6>
25. **Churkina, G.G., 2015.** Natural selection? Picking the right trees for urban greening. *Environ. Sci. Policy.* 47: 12-17. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.10.014>
26. **Omidzadeh ardali, E., Zare chahuoki, M.A., Arzani, H. and Tahmasbi, P., 2014.** Comparison of species diversity indices using multi-scale plots (Case study: Karsanak rangeland in Shahrekord). *Journal of Rangeland.* 7(4): 292-303. <https://doi.org/20.1001.1.20080891.1392.7.4.4.9>
27. **Lashani Zand, M., Parvizi, Y., Ebrahimi, L., Masoudi, B. and Rafiee, B., 2016.** Investigation and comparison of carbon sequestration with regard to biological operations in the two regions Rimele Khorramabad and Abkandari Koohdasht. *Journal of Range and Desert Research.* 23(2): 219-230. <https://doi.org/10.22069/IJERR.2021.19573.1357>
28. **Tang, Y., Chen, A. and Zhao, S., 2016.** Carbon Storage and Sequestration of Urban Street Trees in Beijing, China. *Frontiers in Ecology and Evolution.* 4: 1-8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00053>
29. **Liu, C. and Li, X., 2012.** Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban for. Urban Gree.* 11: 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.03.002>