Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Journal of Wood and Forest Science and Technology

Print ISSN: 2322-2077
Online ISSN: 2322-2786

An investigation of interspecific competition of *Paulownia fortunei* with some native species in the Shast-Kalate educational and research forest

Asmae Amiri Ghanatsaman[1], Babak Pilehvar[*2], Kambiz Abrari Vajari[3]

1. Ph.D. Student, Dept. of Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, Iran. E-mail: asmaj1368@yahoo.com
2. Corresponding Author, Professor, Dept. of Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, Iran. E-mail: babakpilehvar@yahoo.com
3. Associate Prof., Dept. of Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, Iran. E-mail: kambiz.abrari@yahoo.com

Article Info

Article type:
Full Length Research Paper

Article history:
Received: 07.04.2023
Revised: 10.18.2023
Accepted: 10.28.2023

Keywords:
Inter-specific competition,
Mark correlation function,
O-ring statistics,
Paulownia

ABSTRACT

Background and Objectives: Non-native plant species have been introduced to provide various goods and services. Some species have not shown negative effects on the ecosystem, while others cause habitat disturbances. Considering this issue, it is necessary to know these species' positive and negative effects. Paulownia is an exotic industrial tree species, and there are debates on the positive and negative effects of its plantation in forests and non-forest areas among experts and scientists. Based on the literature review in Iran, there is a scarcity of studies examining the invasion behavior of Paulownia. Therefore, this study aims to investigate the competitive behavior of Paulownia in reforested mixed stands within the educational and research forest of Shast-Kalate, utilizing scientific methods.

Materials and Methods: Data were collected in the educational and research forest of Dr. Bahram Nia (Shast Kalateh) in the two areas. An area of 2.5 ha of native species mixed with non-native species of Paulownia and another area of 2.5 ha that only had native species (as a control stand). All trees in the study area were inventoried. The measured variables for each tree include tree species, diameter at the breast height (DBH)> 5 cm, tree height, and crown diameter. The spatial coordinates of all trees were also recorded. The trees included the non-native species of *Paulownia fortunei*, and the native trees included *Acer velutinum* bioss, *Acer cappadocicum* Gled, and *Carpinus betulus* L. In order to investigate the interaction between species, bivariate O-Ring statistics and bivariate mark correlation functions were used based on distance. The independent T-statistic was used to compare the biometric variables of native species.

Results: The graphs obtained from the O-Ring statistic between *Paulownia* species and native species indicate that the relationships are generally of the attraction or independent type. Also, the mark correlation function results indicate negative and independent interactions based on the DBH and crown diameter and negative for tree height between *Paulownia* and *Acer cappadocicum*. Interactions between *Paulownia* species and *Carpinus betulus* in all distances were independent based on DBH and negative and independent regarding crown diameter and tree height. Positive, negative and independent interactions were observed regarding tree height and crown diameter between *Paulownia* species and *Acer velutinum* and

attraction and independent interactions were seen in terms of DBH. The independent *t*-test indicate that the average DBH and crown diameter of the *Acer cappadocicum* Gled in *Paulownia* mixed plantation is more than the control area, there is no significant difference in tree height. The average DBH and crown diameter of *Acer velutinum* bioss were higher, and tree height was less in Paulownia mixed plantation compared to the control area. The tree height of the *Carpinus betulus* L. was higher, and the crown diameter was less in the control than the *Paulownia* mixed plantation. No significant differences were seen in DBH between the two study areas.

Conclusion: Considering Paulownia's growth nature, a higher tree height, DBH, and crown diameter can be expected, and the results confirmed this. In contrast, this growth rate does not exist in native species. On the other hand, the marks used in the mark correlation function include the variables of tree height, DBH and crown diameter, so the negative marked correlation function results can be attributed to this property. In order to introduce a species as invasive, comprehensive research is needed for its effects on the regeneration of native species, composition of vegetation, and soil properties.

Cite this article: Amiri Ghanatsaman, Asmae, Pilehvar, Babak, Abrari Vajari, Kambiz. 2024. An investigation of interspecific competition of *Paulownia fortunei* with some native species in the Shast-Kalate educational and research forest. *Journal of Wood and Forest Science and Technology*, 30 (4), 111-129.

© The Author(s).
DOI: 10.22069/JWFST.2024.21529.2024
Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

نشریه پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل

شاپا چاپی: ۲۳۲۲-۲۰۷۷
شاپا آنلاین: ۲۳۲۲-۲۷۸۶

بررسی رقابت بین‌گونه‌ای پالونیا فورتونی (*Paulownia fortunei*) با برخی گونه‌های بومی در جنگل آموزشی و پژوهشی شصت‌کلاته گرگان

اسماء امیری قنات سامان[۱]، بابک پیله‌ور*[۲]، کامبیز ابراری واجاری[۳]

۱. دانشجوی دکتری جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
رایانامه: asmaj1368@yahoo.com

۲. نویسنده مسئول، استاد گروه جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
رایانامه: babakpilehvar@yahoo.com

۳. دانشیار گروه جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
رایانامه: kambiz.abrari@yahoo.com

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله کامل علمی- پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۴/۱۳
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۲/۰۷/۲۶
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۰۶

واژه‌های کلیدی:
آماره او- رینگ،
پالونیا،
تابع همبستگی نشان‌دار،
رقابت بین‌گونه‌ای

چکیده

سابقه و هدف: ورود گونه‌های گیاهی غیربومی با اهداف ارائه کالاها و خدمات مختلفی انجام می‌شود. برخی از این گونه‌ها اثرات منفی در اکوسیستم نشان نمی‌دهند، درحالی‌که بعضی دیگر موجب اختلال در زیستگاه‌ها می‌شوند. با توجه به این موضوع تلاش برای اطلاع از اثرات مثبت و منفی این گونه‌ها امری ضروری است. پالونیا یکی از گونه‌های چوب‌ده و تند رشد صنعتی غیربومی است که اختلاف‌نظر درباره اثرات مثبت و منفی کشت آن در عرصه‌های جنگلی و غیرجنگلی در میان صاحب‌نظران و متخصصان وجود دارد. براساس مطالعات انجام‌شده پژوهش‌های اندکی بر روی این گونه به‌خصوص سرشت تهاجمی آن در کشور ایران انجام شده است. این پژوهش سعی دارد با تکیه بر روش‌های علمی به مطالعه توده کشت‌شده این گونه در جنگل تحقیقاتی شصت‌کلاته بپردازد.

مواد و روش‌ها: این مطالعه در جنگل آموزشی و پژوهشی شصت‌کلاته صورت گرفت. جمع‌آوری داده‌ها در یک توده آمیخته با جنگل‌کاری پالونیا و تجدیدحیات گونه‌های بومی و یک توده با تجدیدحیات طبیعی گونه‌های بومی به مساحت هر یک حدود ۲/۵ هکتار انجام پذیرفت. تمامی درختان با قطر برابرسینه بیش از پنج سانتی‌متر اندازه‌گیری شدند. متغیرهای گونه، قطر برابرسینه (سانتی‌متر)، ارتفاع درخت (متر) و قطر تاج (متر) اندازه‌گیری و ثبت شدند. مختصات مکانی همه درختان شامل گونه غیربومی پالونیا فورتونی (*Paulownia fortunei*) و درختان بومی افرا پلت (*Acer velutinum* Bioss)، افرا شیردار (*Acer cappadocicum* Gled) و ممرز (*Carpinus betulus* L.) ثبت شد. به‌منظور بررسی کنش متقابل و تعامل بین گونه‌ها

از آماره دومتغیره او- رینگ و تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار که مبتنی بر فاصله هستند، استفاده شد. جهت مقایسه متغیرهای زیست‌سنجی گونه‌های بومی در دو توده از آماره t مستقل استفاده شد.

یافته‌ها: نمودارهای حاصل از آماره او- رینگ بین گونه پالونیا و گونه‌های بومی بیانگر آن است که ارتباطات عموماً از نوع جذب یا مستقل است. هم‌چنین نتایج برحسب توابع همبستگی نشان‌دار، نشان داد که بین گونه پالونیا و شیردار بر مبنای متغیر ارتفاع درخت، ارتباطات منفی، ازنظر قطر برابرسینه و قطر تاج، تعاملات منفی و یا مستقل است. تعاملات بین گونه پالونیا و ممرز بر مبنای متغیر ارتفاع و قطر تاج مستقل و یا منفی و ازنظر متغیر قطر برابرسینه، در تمامی فواصل ارتباطات مستقل است. هم‌چنین بین گونه پالونیا و افرا پلت، ازنظر ارتفاع و قطر تاج کنش‌ها از نوع مثبت، یا منفی و یا مستقل و از نظر قطر برابرسینه تعاملات جذب و یا مستقل نشان داده شد. به‌طورکلی نوع ارتباطات در فواصل مختلف متفاوت بود. هم‌چنین نتایج برحسب آماره t مستقل نشان داد که میانگین قطر برابرسینه و قطر تاج گونه شیردار در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا بیش‌تر و ازنظر ارتفاع اختلاف معنی‌داری ندارند. درختان ممرز از نظر ارتفاع در منطقه شاهد دارای میانگین بیش‌تری و ازنظر قطر تاج در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا دارای میانگین بیش‌تر و ازنظر قطر برابرسینه اختلاف معنی‌داری ندارند. درختان افرا پلت نیز میانگین قطر برابرسینه و قطر تاج آن‌ها در منطقه جنگل‌کاری با گونه پالونیا بیش‌تر و از نظر ارتفاع، میانگین کم‌تری نسبت به منطقه شاهد دارند.

نتیجه‌گیری: با توجه به این‌که پالونیا گونه‌ای تند رشد است، این رشد سریع، خود را در مؤلفه‌های ارتفاع، قطر برابرسینه و تاج نشان می‌دهد؛ اما در گونه‌های بومی این سرعت رشد وجود ندارد. از طرفی نشان‌های به‌کاررفته در تابع همبستگی نشان‌دار مشتمل بر متغیرهای ارتفاع، قطر برابرسینه، قطر تاج است، بنابراین می‌توان علت تأثیر منفی در نتایج تابع همبستگی نشان‌دار و آماره t مستقل را به تفاوت سرشت و ماهیت گونه‌ها مرتبط دانست. به‌منظور معرفی یک گونه به‌عنوان مهاجم نیاز به پژوهش‌های جامع و مطالعه اثرات آن بر سایر جنبه‌های اکوسیستمی مانند تجدید حیات گونه‌های بومی، ترکیب پوشش گیاهی و خاک منطقه می‌باشد.

استناد: امیری قنات سامان، اسماء، پیله‌ور، بابک، ابراری واجاری، کامبیز (۱۴۰۲). بررسی رقابت بین‌گونه‌ای پالونیا فورتونی (*Paulownia fortunei*) با برخی گونه‌های بومی در جنگل آموزشی و پژوهشی شصت‌کلاته گرگان. *نشریه پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل*، ۳۰ (۴)، ۱۲۹-۱۱۱.
DOI: 10.22069/JWFST.2024.21529.2024

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
© نویسندگان.

مقدمه

پایداری اکوسیستم‌ها براساس تعادل و روابط طبیعی موجودات و محیط فیزیکی آن‌ها صورت گرفته است و مرزهای حضور گونه‌ها بر اساس محدودیت‌های جغرافیایی و اکولوژیک، نیازهای گونه‌ها، قدرت انتشار و رقابت با سایر گونه‌های دیگر تعیین می‌شود. برخی از گونه‌ها توسط انسان‌ها از محدوده انتشار طبیعی خود فراتر رفته و وارد اکوسیستمی خارج از محدوده پراکنش طبیعی می‌شوند (۱). ورود آن‌ها عموماً با اهداف تولید چوب، حفاظت، کنترل فرسایش، اهداف تفریحی و زینتی، احیای رویشگاه‌های تخریب‌شده صورت می‌گیرد (۲، ۳، ٤). برخی از گونه‌های واردشده، شرایط و نظم اکوسیستم‌های طبیعی را به هم زده‌اند که این اختلال در اکوسیستم‌های طبیعی، یکی از جدی‌ترین و تهدیدآمیزترین مشکلات زیست‌محیطی است (۵، ٦، ۷، ۸، ۹). یکی از این معضلات، اثرات منفی و حذف گونه‌های بومی است (۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ١٤). در ژاپن گونه درختی غیربومی *Bischofia javanica* Blume در رقابت با گونه‌های بومی منجر به توقف رشد و حذف گونه‌های بومی و جایگزینی خود شد؛ که ضرورت حذف و ریشه‌کنی آن را طلب کرد (۱۵). در یک پژوهش در رابطه با تأثیر گونه غیربومی مهاجم بر گونه‌های بومی و غیربومی سازگار، نشان داده شده است که اثرات منفی گونه مهاجم بر گونه‌های بومی به‌مراتب از گونه غیربومی سازگار در منطقه بیش‌تر است (١٦). نتایج پژوهش Arias و همکاران (۲۰۲۳) جهت بررسی رقابت بین گونه بومی *Lithraea molleoides* و غیربومی *Ligustrum lucidum* و *Pyracantha angustifolia* بیانگر اثرات منفی گونه‌های غیربومی بر روی گونه‌های بومی بود (۱۷)؛ اما باید دانست گونه‌های غیربومی صرفاً باعث آسیب زیستی و اقتصادی نمی‌شوند، بلکه مزایا و خدمات اکوسیستمی را نیز ارائه می‌دهند (۱۸، ۱۹، ۲۰، ۲۱). تا آن‌جا که برخی از گونه‌های غیربومی پتانسیل مشابه و یا حتی بیش‌تر نسبت به گونه‌های بومی دارند (۲۲). در برخی موارد اثرات منفی گونه‌های غیربومی چندان نگران‌کننده نیست و با مدیریت صحیح می‌توان از مزایای آنان برخوردار شد. در پژوهش Amazonas و همکاران (۲۰۱۸) در برزیل، اثر گونه *Eucalyptus urograndis* روی ۳۰ گونه از درختان بومی نشان داد که قطر درختان بومی تحت‌تأثیر همسایگی گونه اکالیپتوس واقع شدند و درختان بومی رشد آهسته‌تری از خود نشان دادند، اما این اثر منفی به میزانی نبود که بقای درختان بومی را به خطر بیندازد و یا در رقابت شدید با درختان بومی باشد و درنهایت اثرات سوء چشمگیری نداشت (۲۳). Brancalion و همکاران (۲۰۲۰) نیز مشخص کردند که اثرات منفی اکالیپتوس روی رشد درختان بومی مشکل‌ساز نیست و وابسته به مدیریت صحیح است (۲٤). درهرحال با توجه به وجود تناقضات در نتایج اثرات گونه‌های غیربومی، پیامدهای ناشی از کنش‌های متقابل بین گونه‌های بومی و غیربومی برای مدیریتی کارآمد، نیازمند ارزیابی است (۲۵).

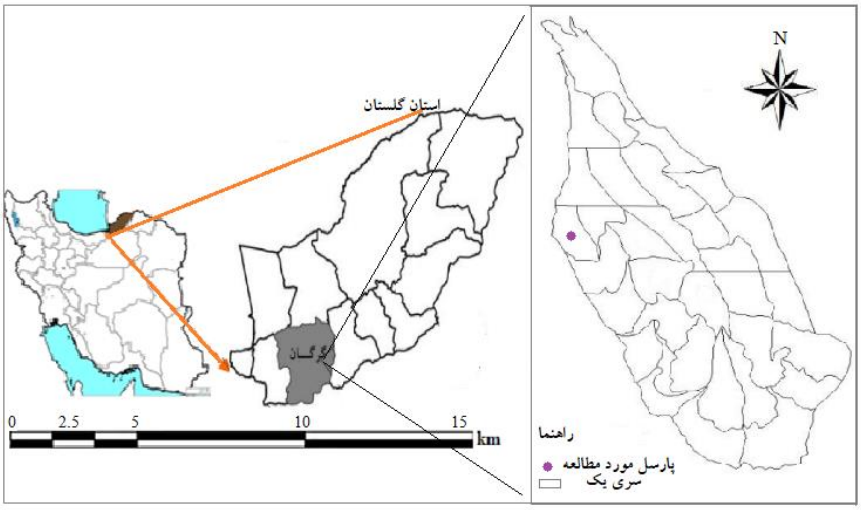
از درختان غیربومی تندرشدی که در دهه‌های اخیر جهت جنگل‌کاری با دوره برداشت کوتاه‌مدت به‌ویژه در جنوب شرق آسیا مورد توجه قرار گرفته، گونه‌های مختلف جنس پالونیا (*Paulownia* spp.) هست که متعلق به خانواده *Paulowniaceae* است. در حال حاضر هیچ اتفاق‌نظری در مورد تعداد گونه‌های پالونیا وجود ندارد و بین ٦ تا ۱۰ گونه در فهرست تعداد گونه‌های آن گزارش شده است. رایج‌ترین گونه‌های کشت‌شده آن *P. tomentosa*، *P. elongata*، *P. fortunei*، *P. taiwaniana*، *P. fargesii*، *P. galbrata* و *P. catalpifolia* هستند (۲٦). هیبریدهای متعددی نیز از این گونه

وجود دارد. مطالعات تأیید کرده‌اند که در مقایسه با سایر درختان تند رشد مانند بید (*Salix* spp.)، صنوبر (*Populus* spp.) و اکالیپتوس (*Eucalyptus* Spp.)، پالونیا در شرایط مطلوب بیش‌ترین رشد را به دست می‌آورد. این‌گونه در طی ۱۰ سال می‌تواند به قطر برابرسینه ٤۰-۳۰ سانتی‌متر برسد و ۰/۵-۰/۳ مترمکعب چوب تولید کند، اگرچه در شرایط بهینه، تولید چوب می‌تواند در عرض ٦-۵ سال تولید شود (۲۷). چوب این‌گونه در ساخت مبلمان، هواپیما، اسباب‌بازی، آلات موسیقی، کاغذ، صنایع‌دستی و هم‌چنین به‌عنوان عایق صدا در ساخت مسکن کاربرد دارد (۲۸، ۲۹). علاوه‌بر این، به‌عنوان منبع زیست‌توده برای انرژی‌های تجدیدپذیر شناخته شده است (۳۰). هم‌چنین نقش درمانی عصاره چوب آن، در درمان کووید ۱۹ نیز نشان داده شده است (۳۱). اما برخی از ارقام این گونه هم‌چون *P. tomentosa* در کشورهایی چون ایالات‌متحده آمریکا و اتریش مهاجم شناخته شده است (۳۲). در ایران گونه غیربومی پالونیا از سالیان پیش به‌صورت قلمه وارد کشور شده است (۳۳). باوجودآن‌که مسأله تهاجم پس از تخریب زیستگاه‌ها و شکار، سومین دلیل انقراض گونه‌ها در جهان محسوب می‌شود و هزینه گزافی بر دولت‌ها تحمیل می‌کند (۱) و به‌عنوان یکی از پنج مشکل بزرگ زیست‌محیطی جهان شناخته شده است (٣٤)، بر اساس مرور منابع، مطالعات اندکی در زمینه اثرات تهاجمی گونه پالونیا و رقابت آن با گونه‌های بومی در ایران صورت پذیرفته است. با توجه به آن‌که رقابت بین‌گونه‌ای یکی از مهم‌ترین فرآیندهایی بوم‌شناسی است که بخشی از احتمال تهاجمی بودن گیاه را تعیین می‌کند (۳۵). هدف ما در این پژوهش، بررسی رقابت بین‌گونه‌ای به‌صورت میدانی در یک توده آمیخته با جنگل‌کاری پالونیا و تجدیدحیات گونه‌های بومی و توده‌ای دیگر با تجدیدحیات طبیعی گونه‌های بومی (شاهد) در جنگل آموزشی و پژوهشی شصت‌کلاته بود. نتایج حاصل از این پژوهش می‌تواند بخشی از ابهامات در مورد خصوصیت تهاجمی این گونه را آشکار کند و در تصمیم‌گیری در مورد توسعه و یا حذف این گونه، دانشمندان و مدیران اجرائی را یاری نماید.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: پژوهش پیش رو در سری یک جنگل آموزشی و پژوهشی شصت‌کلاته در حوزه آبخیز ۸۵ طرح جامع جنگل‌های شمال کشور و در حوزه استحفاظی اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان گلستان و در محدوده سرجنگلبانی نوچمن و اداره منابع طبیعی شهر گرگان و در فاصله ۸ کیلومتری جنوب غربی شهر گرگان واقع شده است. موقعیت منطقه بین ″٦ ′٤۸ °۳٦-″۲۷ ′٤۳ °۳٦ عرض جغرافیایی و ″۲٦ ′۲۱ °٥٤-″٥۷ ′۲٤ °٥٤ طول جغرافیایی قرار گرفته است (۳٦). محدوده آماربرداری در قطعه ۹ واقع در سری یک می‌باشد (شکل ۱). میانگین بارندگی سالیانه منطقه موردمطالعه ٦٤۹ میلی‌متراست. شیب منطقه ۸٪ و جهت قطعه، شمال شرقی است. متوسط ارتفاع از سطح دریا ۳۸۰ متر است (۳۷). این پژوهش در پنج هکتار از قطعه ۹ به مساحت ٤۱/۷ هکتار انجام گرفت. یک توده آمیخته با جنگل‌کاری پالونیا و تجدیدحیات گونه‌های بومی و توده‌ای دیگر با تجدیدحیات گونه‌های بومی هر یک به مساحت تقریبی ۲/۵ هکتار مبنای مطالعه قرار گرفت. در منطقه مورد مطالعه رقم پالونیا فورتونی، پس از قطع یکسره توده جنگلی، هم‌زمان با تجدیدحیات گونه‌های بومی شامل افرا پلت (*Acer velutinum* Bioss)، افرا شیردار (*Acer cappadocicum* Gled) و ممرز (*Carpinus betulus* L.) کاشته شده است (سایت ۱) و در منطقه دیگری (منطقه شاهد)، به مساحت تقریبی ۲/۵ هکتار، تجدیدحیات طبیعی گونه‌های

بومی (افراپلت، افرا شیردار و ممرز) مشاهده شد (سایت ۲). براساس اطلاعات از کتابچه طرح جنگل‌داری (۳۷)، گفته‌های صاحب‌نظران در جنگل و حضور گونه تمشک (*Rubus fructicosus* L.) در منطقه، این احتمال داده شد که علاوه بر تجدیدحیات طبیعی، واکاری نهال نیز انجام شده است. در سایت ۱، گونه پالونیا در سال ۱۳۸۰ به‌صورت شعاعی کشت شده است. هم‌چنین میانگین قطر برابرسینه گونه پالونیا برابر ٤٦/٣٨ سانتی‌متر، ارتفاع ۲۰/۷۹ متر و قطر تاج آن ٦/٧٤ متر بود.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه.

Figure 1. Location of the study area.

شیوه اجرای پژوهش: جمع‌آوری داده‌ها در دو قطعه حدود ۲/۵ هکتاری با آماربرداری صد درصد صورت گرفت. متغیرهای موردنظر برای هر درخت شامل گونه، قطر برابرسینه (سانتی‌متر)، ارتفاع درخت (متر)، قطر تاج (متر) ثبت شد. برای اندازه‌گیری ارتفاع درختان از شیب‌سنج سونتو (مدل KB-14)، برای اندازه‌گیری قطر تاج و تعیین فواصل درختان از متر لیزری (مدل Leica DISTO™)، برای اندازه‌گیری قطر برابرسینه از خط‌کش دوبازو (مدل USHIKATA 13D) و برای ثبت آزیموت بین درختان از قطب‌نما استفاده شد. تمامی درختان با قطر برابرسینه بیش‌تر از ۵ سانتی‌متر اندازه‌گیری شدند. هم‌چنین در منطقه جنگل‌کاری با گونه پالونیا، مختصات مکانی نقطه شروع، با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب جهانی (مدل GPSmap 64sx) در سیستم UTM ثبت شد. سپس جهت ثبت مختصات سایر درختان از روش فاصله آزیموت استفاده شد (۳۸). به‌منظور بررسی کنش متقابل و تعامل بین گونه‌ها در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا از آماره دومتغیره او- رینگ استفاده شد. این آماره شبیه به آماره K رایپلی است، اما به‌جای دایره از حلقه استفاده می‌کند. در توابع k رایپلی، اثرات در فواصل بزرگ‌تر با اثرات در فواصل کوتاه‌تر اشتباه گرفته می‌شود و ماهیت تجمعی دارد که این مشکل در آماره او- رینگ مطرح نیست. آماره او- رینگ به سه دسته تأثیرات متقابل مثبت (الگوی جذب)، بدون تعامل (استقلال) و منفی (الگوی دفع) تقسیم می‌شود (۳۹، ٤٠). در آماره او- رینگ دومتغیره O(r) تعداد مورد انتظار گروه دو در فاصله r از نقطه دلخواه گروه

یک است (رابطه ۱). اگر $o(r)=\lambda$ باشد، دو گروه از درختان مستقل از هم و بدون اثر متقابل (فرض صفر) هستند. اگر $o(r)>\lambda$ باشد الگوی جذب (نبود رقابت) و اگر $o(r)<\lambda$ باشد الگوی دفع (رقابت) بین دو گروه وجود دارد (۳۹).

$$O(r) = \lambda g(r) \qquad (۱)$$

که در آن، $O(r)$ آماره دومتغیره او- رینگ، λ تراکم (تعداد در واحد سطح) و $g(r)$ مشتق تابع $k(r)$ است.

جهت بررسی اختلاف معنی‌دار و آزمون فرض صفر، از روش مونت‌کارلو استفاده می‌شود. درصورتی‌که نمودار او- رینگ در داخل محدوده مونت‌کارلو واقع شود، فرض صفر در آن فاصله تائید می‌شود و درصورتی‌که نمودار خارج از محدوده مونت‌کارلو قرار گیرد، فرض صفر رد می‌شود و اگر نمودار او- رینگ بالاتر از حد بالای محدوده مونت‌کارلو یا پایین‌تر از حد پایین آن واقع شود، کنش متقابل، به ترتیب از نوع جاذبه و دافعه خواهد بود. در این پژوهش ۱۹۹ بار شبیه‌سازی الگوی تصادفی با داده‌های موجود به روش مونت‌کارلو انجام گرفت.

بررسی رقابت بین‌گونه‌ای با استفاده از تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار (MCF)[1]: از تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار نیز به‌منظور بررسی کنش‌های متقابل استفاده شد که در آن علاوه‌بر فاصله بین پایه‌های درختی، اندازه درختان نیز در بررسی کنش‌های متقابل دخالت دارد. در این تابع همبستگی مکانی مشخصه‌های کمی درختان در عرصه پژوهش نشان داده می‌شود و امکان درک تفاوت‌ها یا شباهت‌های متغیرهای زیست‌سنجی را در درختان مجاور یکدیگر فراهم می‌سازد. درواقع در تابع همبستگی نشان‌دار هر نقطه علاوه‌بر دو بعد X و Y دارای بعد سومی Z است که این بعد سوم نشان (مارک) نامیده می‌شود. به عبارتی، ارزیابی همبستگی مکانی نشان‌ها به‌عنوان تابعی از فاصله است. در این تابع شباهت و تفاوت بین یک مشخصه کمی و دو درخت که به فاصله d از هم قرار گرفته‌اند از طریق رابطه ۲ قابل‌محاسبه است (۳۹، ٤۰).

$$f(m_1,m_2)= m_1 \times m_2 \qquad (۲)$$

که در آن، m_1,m_2 یک متغیر کمی (مانند ارتفاع) از دو درخت مجاور به فاصله d هستند. تابع نشان‌دار درواقع میانگین نرمال شده تابع $f(m_1,m_2)$ برای همه نشان‌هایی (مثل ارتفاع) است که به فاصله d از هم قرار گرفته‌اند، به‌طوری‌که اگر تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار بزرگ‌تر از یک باشد، مارک‌ها و مشخصه‌های کمی (مانند ارتفاع‌ها) همبستگی مثبت دارند. اگر تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار کوچک‌تر از یک باشد، متغیرهای کمی دارای همبستگی منفی بوده و اگر تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار برابر با یک باشد، متغیرهای کمی مستقل بوده و همبستگی ندارند. جهت بررسی تفاوت معنی‌دار این همبستگی از توزیع مستقل (بدون همبستگی) از آزمون مونت‌کارلو استفاده می‌شود. در این آزمون اگر نمودار تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار (MCF) بالاتر از حد بالایی مونت‌کارلو قرار گیرد همبستگی مثبت است، یعنی مارک‌ها در فواصل نزدیک به هم شباهت دارند. به‌عبارتی حمایت پایه‌ها را از یکدیگر نشان می‌دهد و درنتیجه رقابتی حاکم نیست. اگر نمودار MCF پایین‌تر از حد پایین مونت‌کارلو قرار گیرد همبستگی بین نشان‌ها منفی است، یعنی نشان‌ها در فواصل نزدیک به یکدیگر دارای تفاوت هستند که این بدین معنی است بین درختان رقابت وجود دارد و درصورتی‌که نمودار MCF بین دو حد بالا و پایین مونت‌کارلو واقع شود، نشان‌ها بدون همبستگی و

1- Mark correlation function

مستقل از یکدیگر هستند (۳۹). مشخصه‌های کمی (نشان‌های) به‌کاررفته در این پژوهش شامل؛ قطر برابرسینه، ارتفاع درخت و قطر تاج درختان بود. هم‌چنین حدود مونت‌کارلو با ۱۹۹ بار شبیه‌سازی محاسبه شد. محاسبات مربوط به تعیین مقادیر آماره او- رینگ و توابع همبستگی نشان‌دار با استفاده از نرم‌افزار Programita Noviembre2018.exe انجام شد.

نتایج

پس از آماربرداری درمجموع ۱۶۸۷ پایه از گونه‌های مختلف درختی در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا ثبت شد. در بین گونه‌های بومی بیش‌ترین فراوانی مربوط به گونه افرا پلت، سپس شیردار و پس‌ازآن ممرز بود (جدول ۱).

جدول ۱- فراوانی گونه‌ها در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا فورتونی و تجدیدحیات گونه‌های بومی.

Table 1. Species Abundances in the mixed stand of *Paulownia fortunei* and native trees.

گونه Species	پالونیا فورتونی *Paulownia fortunei*	افرا پلت *Acer velutinum*	افرا شیردار *Acer cappadocicum*	ممرز *Carpinus betulus*	کل Total
فراوانی مطلق absolute frequency	338	1046	175	128	1687
فراوانی نسبی Relative Frequency	20	62	10	8	100
متوسط تعداد در هکتار No/ha	135.2	418.4	70	51.2	674.8

هم‌چنین پس از آماربرداری در منطقه شاهد درمجموع ۱۸۳۳ پایه از گونه‌های بومی در منطقه شاهد ثبت شد (جدول ۲).

جدول ۲- فراوانی گونه‌ها در منطقه شاهد.

Table 2. Species Abundances in control.

گونه Species	افرا پلت *Acer velutinum*	افرا شیردار *Acer cappadocicum*	ممرز *Carpinus betulus*	کل Total
فراوانی مطلق absolute frequency	758	441	634	1833
فراوانی نسبی Relative Frequency	41	24	35	100
متوسط تعداد در هکتار No/ha	303.2	176.4	253.6	733.2

نتایج آماره t مستقل: بر مبنای آماره t مستقل، میانگین قطر برابرسینه و قطر تاج درختان گونه افرا پلت، بین دو منطقه شاهد و جنگل‌کاری با گونه پالونیا، دارای اختلاف معنی‌دار هست و در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا این میانگین بیش‌تر است؛ اما در منطقه شاهد میانگین ارتفاعی درختان افرا پلت بیش‌تر است.

هم‌چنین در گونه افرا شیردار میانگین قطر برابرسینه و قطر تاج درختان دارای اختلاف معنی‌دار و در منطقه جنگل‌کاری با پالونیا نسبت به شاهد بیش‌تر است. این گونه از نظر ارتفاع فاقد اختلاف معنی‌دار است. گونه ممرز ازنظر میانگین قطر برابرسینه در دو منطقه جنگل‌کاری با پالونیا و شاهد، اختلاف معنی‌داری ندارد، اما از نظر میانگین ارتفاعی و قطر تاج، دارای اختلاف معنی‌دار هستند، بدین‌صورت که میانگین ارتفاعی گونه ممرز در منطقه شاهد بیش‌تر است اما میانگین قطر تاج آن، در منطقه جنگل‌کاری با گونه پالونیا بیش‌تر است (جدول ۳).

جدول ۳- نتایج مقایسه متغیرهای زیست‌سنجی بر حسب آماره T مستقل.

Table 3. Results of compare the biometric variables according to independent t–test.

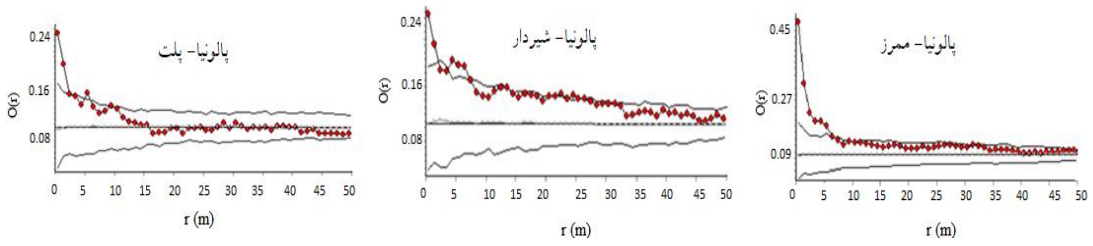
گونه Species	صفت Character	سایت ۱ *Site1	سایت ۲ *Site2	Sig
		میانگین Mean		
افرا پلت *Acer velutinum*	قطر برابرسینه DBH (cm)	9.07	8.73	0.043
	ارتفاع Height (m)	9.97	10.77	0.000
	قطر تاج Crown diameter (m)	4.02	2.41	0.000
افرا شیردار *Acer cappadocicum*	قطر برابرسینه DBH (cm)	9.16	7.99	0.000
	ارتفاع Height (m)	9.20	9.26	0.787
	قطر تاج Crown diameter (m)	4.21	3.01	0.000
ممرز *Carpinus betulus*	قطر برابرسینه DBH (cm)	8.33	8.61	0.381
	ارتفاع Height (m)	9.28	10.24	0.000
	قطر تاج Crown diameter (m)	4.22	2.85	0.000

*سایت ۱: جنگل‌کاری آمیخته پالونیا فورتونی و گونه‌های بومی، سایت ۲: شاهد

*Site1: mixed plantation of *Paulownia fortunei* and native trees, Site 2: control

نتایج آماره دومتغیره او- رینگ: نمودارهای حاصل از آماره او- رینگ بین گونه پالونیا و افرا پلت، بیانگر آن است که این نمودار در مقیاس‌های ۳-۰ متر و ۵/۵-۵/٦ متری، بالاتر از حد بالای مونت‌کارلو و در سایر فواصل در داخل محدوده مونت‌کارلو واقع شده است، به‌عبارتی کنش متقابل بین این گونه‌ها در فواصل ۳-۰ و ۵/۵ تا ٦/۵ متر، معنی‌دار و از نوع جذب و در سایر فواصل از نوع مستقل است.

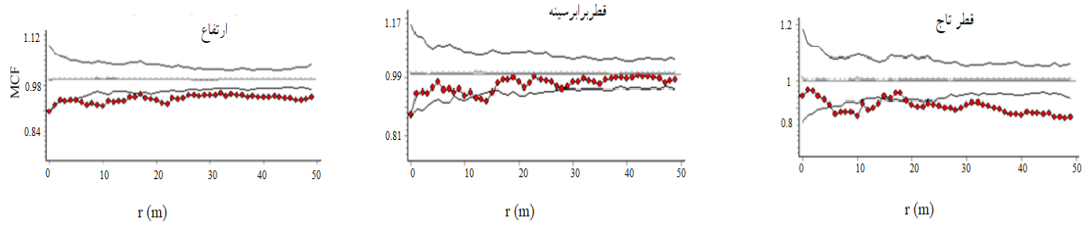
هم‌چنین نتایج این آماره، درباره گونه پالونیا و افرا شیردار نشان داد که نمودار در مقیاس‌های ۲/۵-۰، ۸-٤ و ۲٦-۲٤/۵ بالاتر از حد بالای مونت‌کارلو و در سایر فواصل در داخل محدوده مونت‌کارلو واقع شده است، بنابراین کنش متقابل بین این گونه‌ها نیز معنی‌دار و از نوع جذب یا مستقل است. درباره ارتباطات بین گونه پالونیا و ممرز نیز این موضوع صادق است، به عبارتی تا فواصل ۷ متری معنی‌دار و الگوی جذب و پس‌ازآن ارتباطات مستقل نشان داده شد (شکل ۲).



شکل ۲- کنش متقابل بین گونه‌های درختان با استفاده از آماره او-رینگ (سایت ۱).

Figure 2. Interactions between species trees using O-ring statistic (site1).

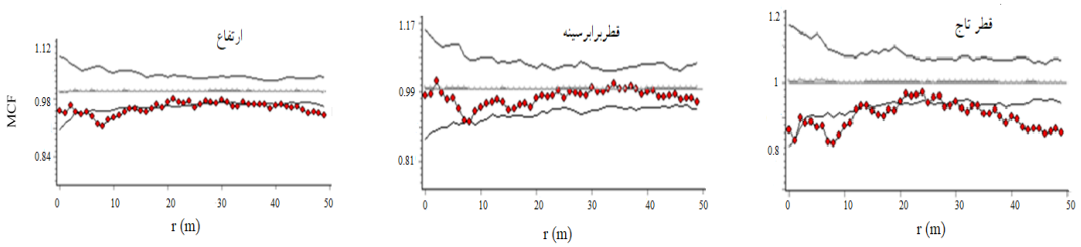
نتایج تابع دومتغیره همبستگی نشان‌دار: نمودارهای تابع نشان‌دار بیانگر آن است که بین گونه پالونیا و شیردار بر حسب متغیر ارتفاع ارتباطات منفی و رقابت وجود دارد. ازنظر قطر برابرسینه بین گونه پالونیا و شیردار نیز در فواصل ۱٦-۱۲ متری رقابت معنی‌دار و منفی وجود دارد و در سایر فواصل گرچه کنش‌ها منفی است اما معنی‌دار نیست. هم‌چنین بر حسب متغیر قطر تاج، بین گونه پالونیا و شیردار در فواصل ۱٦-٦ متری و ۲۰ متر به بعد رقابت معنی‌دار و منفی است و در سایر فواصل ارتباطات بین این دو گونه منفی اما معنی‌دار نیست (شکل ۳).



شکل ۳- کنش متقابل بین گونه پالونیا و افرا شیردار با استفاده از تابع همبستگی نشان‌دار (سایت ۱).

Figure 3. Interactions between *paulownia* and *Acer cappadocicum* species using mark-correlation function (site1).

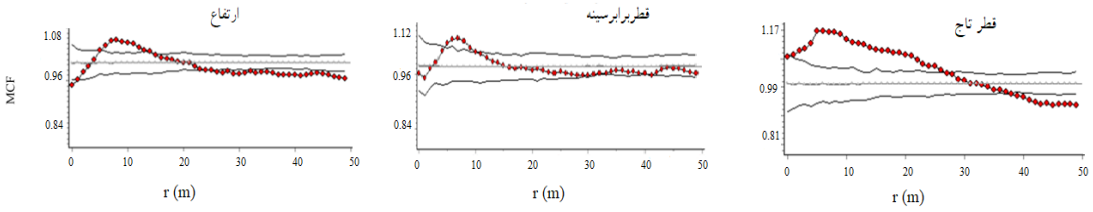
بر مبنای متغیر ارتفاع بین گونه پالونیا و ممرز در فواصل ۱۸-٦، ۳٤-۳۲ و ٤۰ متر به بعد، تعاملات بین این دو گونه منفی و رقابتی معنی‌دار حاکم است و در سایر فواصل، کنش‌ها از نوع منفی است اما فاقد معنی‌داری است. ازنظر متغیر قطر برابرسینه بین گونه پالونیا و ممرز در تمامی فواصل رقابت معنی‌داری وجود ندارد. هم‌چنین طبق متغیر قطر تاج بین این دو گونه در تمامی فواصل کنش‌ها از نوع منفی است اما فقط در فواصل، ۱۳-٤، ۲۱-۱۵ و ۳۱ متری به بعد این معنی‌داری در رقابت وجود دارد. در سایر فواصل منفی است اما معنی‌دار نیست (شکل ٤).



شکل ٤- کنش متقابل بین گونه پالونیا و ممرز با استفاده از تابع همبستگی نشان‌دار (سایت ۱).

Figure 4. Interactions between *paulownia* and *Carpinus betulus* species using mark-correlation function (site1).

در بررسی تعاملات بین گونه پالونیا و گونه افرا پلت ازنظر متغیر ارتفاع، در فواصل ۲۰-۵ متری تعاملات مثبت است اما صرفاً در فواصل ۱۵-٦ متری این ارتباط معنی‌دار است و همبستگی مثبت دارند. در فواصل کم‌تر از ۵ متر و ۲٦-۲۳ متر کنش‌ها منفی اما فاقد معنی‌داری است؛ اما در فواصل بیش‌تر از ۲٦ متر ارتباط بین دو گونه منفی و معنی‌دار است. به عبارتی رقابت بین گونه پالونیا و افرا پلت وجود دارد. براساس متغیر قطر برابرسینه، بین گونه پالونیا و افرا پلت فقط در فاصله ۱۰/۵-۵/۵ متری ارتباطات معنی‌دار است و از نوع مثبت است. به عبارتی رقابت وجود ندارد. در سایر فواصلی که کنش منفی وجود دارد، ارتباطات معنی‌دار نیست. به عبارتی در سایر فواصل مستقل هستند. بر مبنای متغیر قطر تاج بین گونه پالونیا و افرا پلت تا فواصل ۳۱ متری تعاملات مثبت است اما فقط تا فواصل ۲۷ متر این ارتباط مثبت و معنی‌دار است. در سایر فواصل (به‌جز فواصل ۳٤-۳۱ متری که از نوع استقلال است) ارتباطات منفی است که از فاصله ۳۹ متر به بعد معنی‌دار است و رقابت وجود دارد (شکل ۵).



شکل ۵- کنش متقابل بین گونه پالونیا و افرا پلت با استفاده از تابع همبستگی نشان‌دار (سایت ۱).

Figure 5. Interactions between *paulownia* and *Acer velutinum* species using mark-correlation function (site1).

بحث و نتیجه‌گیری

به‌طورکلی در نظر گرفتن فواصل و اندازه درختان برای توصیف وضعیت توده‌ها به‌منظور رسیدن به مدیریت مطلوب جنگل‌ها دارای اهمیت است (٤۱). بنابراین از آماره او- رینگ که فواصل درختان و هم‌چنین توابع نشان‌دار که علاوه بر فواصل، اندازه درختان را در خود جای داده‌اند، استفاده شد. نتایج آماره او- رینگ بیانگر این است که بین گونه غیربومی پالونیا فورتونی و گونه‌های بومی افرا پلت، افرا شیردار و ممرز ارتباطات از نوع تسهیل (جذب) و یا استقلال است و هیچ‌گونه اثر منفی بین گونه‌های بومی و غیربومی طبق این آماره نشان داده نشد. این در حالی است که براساس نتایج حاصل از تابع همبستگی نشان‌دار بین گونه‌های بومی و غیربومی، اغلب

ارتباطات منفی نشان داده شد. در بررسی میدانی، گونه‌های بومی در فواصل بسیار نزدیک به درخت پالونیا مشاهده شدند؛ به‌طوری‌که برخی از آن‌ها، در مجاورت درخت پالونیا رویش داشتند که با نتایج حاصل از آماره او- رینگ همخوانی دارد. حضور گونه‌های درختی بومی در فاصله‌ای بسیار نزدیک از تنه درختان پالونیا دلالت بر عدم کنش‌های منفی شدید ازجمله آللوپاتی و رقابت بین پالونیا و درختان بومی دارد. همان‌گونه که ذکر شد، توابع او- رینگ در بررسی تعاملات بین‌گونه‌ای، فواصل را در نظر می‌گیرند و همان‌طور که در شکل ۲ مشخص است، این جاذبه در فواصل نزدیک به درخت پالونیا وجود دارد و برای هر سه گونه بومی این جاذبه وجود دارد. در منطقه موردمطالعه تاج درختان گونه پالونیا گسترده بود. تاج پوشش گسترده گونه‌های غیربومی مشکلی جدی برای جوامع بومی محسوب می‌شود، زیرا به‌شدت بر روی تمام گونه‌های بومی در تمام لایه‌های جنگل تأثیرگذار است (٤٢)؛ اما از طرفی معماری و ساختار تاج درختان در توده‌های آمیخته بین گونه‌های مختلف تأثیر متفاوت دارد (٤٣). باوجود بزرگ بودن تاج گونه پالونیا فورتونی، به نظر می‌رسد ساختار تاج این درختان به‌گونه‌ای است که نور خورشید قابلیت عبور از تاج درخت را دارا است که در رشد گونه‌های بومی توانسته مؤثر باشد و ارتباطات منفی را نشان ندهد هرچند که توابع نشان‌دار عکس این موضوع را نشان داد که با مشاهدات میدانی همخوانی ندارد. هم‌چنین در پژوهش پیش‌رو اکثریت ارتباطات بر حسب آماره او- رینگ مستقل بود. این استقلال در ارتباطات بین‌گونه‌ای را می‌توان به سن توده نسبت داد (٤٤). با توجه به گذشت بیست سال از انجام جنگل‌کاری در منطقه موردمطالعه که مدتی متناسب برای ارزیابی رفتار تهاجمی گونه پالونیا محسوب می‌شود می‌توان گفت تاکنون شواهدی مستدل مبنی بر تهاجمی بودن گونه پالونیا بر مبنای آماره او- رینگ وجود ندارد. ولی در گذر زمان و طولانی‌تر شدن طول دوره جنگل‌کاری امکان مشاهده تغییر رفتار بر مبنای آماره او- رینگ می‌تواند وجود داشته باشد زیرا در بررسی اثرات گونه‌های غیربومی، مسأله زمان نیز دارای اهمیت است (٤٥) و تأثیرات گونه‌های غیربومی در طی زمان، ممکن است دستخوش تغییرات شود زیرا عواملی که تعیین‌کننده‌ی استقرار گیاه هستند، ممکن است با عواملی که گسترش بعدی را تعیین می‌کنند، متفاوت باشند (٤٦). در پژوهش Dostal و همکاران (۲۰۱۳) نشان داده شد که گونه‌های غیربومی با گذشت زمان از میزان رفتار تهاجمی‌شان کاسته می‌شود (٤٧). این در حالی است که در پژوهش Trueman و همکاران (۲۰۱۰) گذشت زمان را دلیلی بر افزایش رفتار تهاجمی شدن می‌دانند (٤٨). آن‌چه درباره گونه‌های غیربومی شفاف است این است که مطالعات بررسی‌شده درباره گونه‌های غیربومی، نتایج مشابهی را در برخی موارد و در برخی دیگر نتایجی کاملاً معکوس ارائه می‌دهند، حتی در یک گونه (۲۵). به‌عنوان‌مثال گونه *Robinia pseudoacacia* که درختی بومی شمال شرقی ایالات‌متحده است و به‌طور گسترده در برخی از مناطق معتدل جهان کشت شده است، در بسیاری از موارد نقش تهاجمی نداشته است اما در بسیاری از مناطق نیز به‌عنوان یک گونه بیگانه مهاجم در نظر گرفته می‌شود. در پژوهش Crosti و همکاران (۲۰۱٦) گونه غیربومی *Robinia pseudoacacia* برای گونه‌های بومی تهدیدی معرفی نشده است، در این پژوهش علت عدم تهاجم این گونه را به دست‌نخوردگی توده مجاور مرتبط دانسته‌اند زیرا همین گونه در مناطق زراعی متروکه، رفتار تهاجمی از خود نشان داده است (٤٩). در پژوهش Lugo (۲۰۰٤) معرفی گونه‌های غیربومی مفید ارزیابی شد و بین درختان بومی و غیربومی رقابتی زیاد وجود

نداشت، با توجه به جنگل‌زدایی در منطقه موردمطالعه، وجود رقابت کم را به‌دلیل عدم توانایی استقرار گونه‌های بومی عنوان کردند؛ اما بیان نمودند که دماهای بالا، رطوبت کم، خاک فشرده و حاصلخیزی کم، مانع از حضور گونه‌های بومی می‌شود و در ابتدای امر گونه‌های غیربومی که قادر به تحمل شرایط نامساعد هستند، روی زمین استقرار می‌یابند اما پس از مدتی گونه‌های بومی نیز شروع به‌ظاهر شدن می‌کنند درنهایت نتیجه این می‌شود که پس از گذشت مدت‌زمانی، جوامع منحصربه‌فردی متشکل از گونه‌های بومی و غیربومی ایجاد می‌شود (۵۰). هم‌چنین در پژوهش Jafarzadeh و همکاران (۲۰۲۲) گونه‌های بومی در زمین‌های کم شیب با خاک حاصلخیز، در رقابت با گونه‌های غیربومی از خود برتری نشان دادند اما در شرایطی که زمین‌ها شیب‌دار و خاک ضعیف بود، گونه‌های غیربومی موفق به ظهور شده بودند (۵۱). این در حالی است که در پژوهش Drescher و Prots (۲۰۱٦) انعطاف‌پذیری اکولوژیکی گسترده گونه‌های غیربومی نه‌تنها مزیت خوانده نشد بلکه آن را آفتی دانستند که باعث می‌شود این گونه‌ها تقریباً از هر فرصتی برای مهاجم شدن استفاده کنند و تهدید جدی در رقابت با گونه‌های بومی به شمار آیند (۵۲). در این پژوهش در بحث ارتباطات مثبت و منفی هم‌چنین می‌توان گفت، وجود سه گونه بومی به همراه پالونیا، تنوعی را ایجاد نموده که ممکن است در نداشتن نقش منفی و عدم نمایش رفتار تهاجمی پالونیا مؤثر باشد. چراکه گونه‌های غیربومی در جوامع بومی متنوع‌تر، برای ایفای نقش تهاجمی، موفقیت کم‌تری دارند، زیرا آشیان‌های اکولوژیک متنوع‌تر استفاده گسترده‌تر از منابع را فراهم می‌کند (۵۳، ٥٤) و از طرفی هرچه منطقه کم‌تر دچار آشفتگی باشد، اثرات منفی گونه‌های غیربومی کاهش می‌یابد (۵۵). در منطقه موردمطالعه، پالونیا در اکوسیستم جنگلی بهره‌برداری شده وارد شده است. انجام جنگل‌کاری بلافاصله پس از قطع درختان بومی منطقه زمینه‌های کاهش کیفیت اکوسیستمی را به حداقل کاهش داده است و می‌توان گفت توان اکولوژیک رویشگاه دچار اضمحلال نشده است. درنتیجه امکان رویش برای گونه‌های بومی و غیربومی به‌طور برابر فراهم بوده است. همچنین در غیاب سایر اطلاعات جامع درباره اثرات گونه‌های غیربومی، از نشانه‌های آسیب‌رسانی به ساختار جنگل می‌توان به ایجاد جمعیت‌های بزرگ و متراکم و پایدار گونه غیربومی اشاره کرد (٥٦) که در مشاهدات میدانی، گونه پالونیا که به‌صورت شعاعی کشت شده بودند، خارج از الگوی شعاعی مشاهده نشدند و هم‌چنین با مشاهداتی که از عرصه مطالعاتی داشتیم، زادآوری طبیعی پالونیا مشاهده نشد. در منطقه موردبررسی گونه پالونیا تنها ۲۰ درصد از ترکیب گونه‌ای را به خود اختصاص داده است؛ و این امکان وجود دارد اگر تراکم گونه پالونیا افزایش یابد، نتایجی خلاف این پژوهش به‌دست آید. آمیختگی با تراکم محدود گونه پالونیا در توده جنگلی می‌تواند باعث نشان دادن ارتباطات از نوع مثبت باشد (۳۹).

در تابع نشان‌دار در فواصل نزدیک ارتباطات منفی و الگوی دافعه نشان داده نمی‌شود (به عبارتی در فواصل نزدیک الگو جاذبه است) که نتایج برخلاف نتایج Gomez (۲۰۰۸) بود (۵۷). در پژوهش آنان گرچه اثرات منفی گونه‌های مهاجم نشان داده شد اما اثرات منفی تنها تا فواصل ۵ متری دیده می‌شد. این در حالی است که در پژوهش پیش‌رو، اثرات منفی عموماً در فواصل بیش از ۵ متر خود را نشان داده است که یکی از علل آن می‌تواند به نوع گونه‌های بومی وابسته باشد. به‌طوری‌که در پژوهش آنان سه گونه بومی تحت آزمایش قرار گرفتند و هرکدام از آن‌ها واکنش متفاوتی نشان دادند. هم‌چنین هر گونه

همپوشانی در استفاده از منابع بین گونه‌های غیربومی و بومی منجر به افزایش شدت رقابت می‌شود (۵۸) که می‌تواند ازجمله دلایل وجود ارتباطات منفی در تابع نشان‌دار باشد. در پژوهش Call و Nilsen (۲۰۰۵) درآمیختگی گونه‌های بومی و غیربومی، گونه‌های غیربومی در رقابت بین‌گونه‌ای موفق‌تر عمل کردند و روی بسیاری از صفات گیاهان اثرات منفی گذاشتند (۵۹). هم‌چنین در پژوهش Riegl و همکاران (۲۰۲۳) گونه‌های غیربومی باعث کاهش قطری درختان بومی شدند (٦۰). از دیگر علل وجود ارتباطات منفی در تابع نشان‌دار، می‌توان به نرخ رشد سریع گونه‌ی پالونیا اشاره کرد. در پژوهش Abe و همکاران (۲۰۲۰) میزان رشد قطری و تاج درختان در گونه غیربومی *Bischofia javanica* نسبت به بومی‌ها بیش‌تر بود و این موضوع باعث مزیت رقابتی گونه‌های غیربومی می‌شد، در آن پژوهش بالا بودن توان رقابتی گونه غیربومی به تندرشد بودن خصوصیات رویشی گونه مرتبط دانسته شد و این رشد سریع را به‌عنوان شاخصی برای نمایش رفتار تهاجمی گونه‌های غیربومی قلمداد نمود (۱۵). در پژوهش Wernwr و همکاران (۲۰۱۰) نیز رشد سریع و وجود برگ‌های با سطح بزرگ را دلیلی بر رفتار تهاجمی دانستند (٦۱). هم‌چنین از دیگر علت‌های نمایش اثرات منفی، می‌توان به بالا بودن نرخ بقای درختان غیربومی اشاره نمود (٦۲). در عرصه مورد پژوهش گونه پالونیا که به‌صورت شعاعی و نظم خاصی کشت شده بودند به‌جز دو اصله درخت، هیچ‌کدام از آن‌ها دچار مرگ‌ومیر طبیعی نشده است. هم‌چنین زمانی که اندازه درختان به یکدیگر شباهت نداشته باشد، کنش از نوع رقابتی رخ می‌دهد و این رقابت به‌صورت زیر زمین و روی زمین خود را نشان می‌دهد (٦۳). با توجه این‌که در این پژوهش نتایج توابع نشان‌دار صرفاً رقابت روی زمین را بررسی کرده است می‌توان گفت پالونیا در رقابت روی زمین موفق عمل کرده است؛ زیرا طبق نتایج آزمون t مستقل گونه پالونیا توانسته بر ارتفاع درختان بومی اثر منفی بگذارد و مانعی برای رشد درختان به شمار آید و شاید در آینده با رشد بیش‌تر گونه پالونیا، اثرات منفی بیش‌تری روی گونه‌های بومی داشته باشد. درهرحال به‌منظور معرفی یک گونه به‌عنوان مهاجم نیاز به پژوهش‌های جامع و مطالعه اثرات آن بر سایر جنبه‌های اکوسیستمی مانند تجدیدحیات گونه‌های بومی، ترکیب پوشش گیاهی و خاک منطقه می‌باشد. بنابراین باید تأکید کرد که بررسی گونه پالونیا از جنبه‌های دیگر، هم‌چون تأثیرات آن بر خاک، پوشش کف، تجدیدحیات، رقابت زیرزمینی ازجمله موارد مهمی هستند که مستلزم ارزیابی است تا بتواند در فرآیند تصمیم‌گیری آگاهانه‌تر، توسط متخصصان، پژوهش‌گران و سیاست‌گذاران کمک کند. بدیهی است پس از ارزیابی‌های جامع اگر گونه غیربومی پالونیا فورتونی مشکلات جدی ایجاد نکند می‌توان از مزایای آن بهره‌مند شد.

نتیجه‌گیری کلی

آماره‌های به‌کارگیری در پژوهش پیش‌رو در بررسی مسأله رقابت با یکدیگر تفاوت نشان دادند. ازآن‌جایی‌که گونه غیربومی پالونیا ماهیتاً تند رشد است، این رشد سریع، خود را در مؤلفه‌هایی هم‌چون ارتفاع درخت، قطر برابرسینه و تاج درختان گونه پالونیا نشان می‌دهد. درحالی‌که در گونه‌های بومی (پلت، شیردار، ممرز)، این میزان سرعت رشد وجود ندارد. از طرفی نشان‌های به‌کاررفته در تابع همبستگی نشان‌دار مشتمل بر متغیرهای مذکور است (ارتفاع، قطر برابرسینه، تاج)، بنابراین می‌توان گفت علت تأثیر منفی در نتایج حاصل از تابع همبستگی نشان‌دار و آماره t مستقل، به تفاوت سرشت و ماهیت گونه‌ها مرتبط است.

سپاسگزاری

از همکاری بسیار صمیمانه دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و مدیریت طرح جنگل‌داری و دانشکده علوم جنگل به دلیل حمایت‌ها و فراهم نمودن امکان اجرای اندازه‌گیری‌های میدانی، کمال تشکر و قدردانی را داریم.

منابع

1. Amini Eshkevari, T., Jalili, A., & Zare, H. (2020). Investigation of invasive species and their biological hazards on the biodiversity of Hyrcanian species and introduction of Ipomoea indica as an invasive species for the first time from Iran. *J. of Iran Nature*. 3 (5), 1-14. [In Persian]
2. Castro-Diez, P., Vaz, A. S., Silva, J.S., Van Loo, M., Alonso, Á., Aponte, C., & Godoy, O. (2019). Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews*. 94 (4), 1477-1501.
3. Potzelsberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., Gazda, A., & Hasenauer, H. (2020). Growing non-native trees in European forests brings benefits and opportunities but also has its risks and limits. *Current Forestry Reports*. 6 (4), 339-353.
4. Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., & Olden, J. D. (2011). The potential conservation value of non-native species. *Conservation biology*. 25 (3), 428-437.
5. Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2020). Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. *Forests*. 11 (4), 456.
6. Kawaletz, H., Molder, I., Zerbe, S., Annighofer, P., Terwei, A., & Ammer, C. (2013). Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. *J. of Plant Ecology*. 6 (4), 305-315.
7. Lara-Romero, C., Ruiz-Benito, P., & Castro-Díez, P. (2022). Functional traits and propagule pressure explain changes in the distribution and demography of non-native trees in Spain. *J. of Vegetation Science*. 33 (3), 13131.
8. Moore, E., D'Amico, V., & Trammell, T. L. (2023). Plant community dynamics following non-native shrub removal depend on invasion intensity and forest site characteristics. *Ecosphere*. 14 (1), 1-22.
9. Weidlich, E. W., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *J. of Applied Ecology*. 57 (9), 1806-1817.
10. Mostert, E., Gaertner, M., Holmes, P. M., Rebelo, A. G., & Richardson, D. M. (2017). Impacts of invasive alien trees on threatened lowland vegetation types in the Cape Floristic Region, South Africa. *South African J. of Botany*. 108, 209-222.
11. Gorchov, D. L., & Trisel, D. E. (2003). Competitive effects of the invasive shrub, Loniceramaackii (Rupr.) Herder (Caprifoliaceae), on the growth and survival of native tree seedlings. *Plant Ecology*. 166 (1), 13-24.
12. Waddell, E. H., Banin, L. F., Fleiss, S., Hill, J. K., Hughes, M., Jelling, A., & Chapman, D. S. (2020). Land-use change and propagule pressure promote plant invasions in tropical rainforest remnants. *Landscape Ecology*. 35, 1891-1906.
13. Williams, J. R., & Dimov, L. D. (2013). effect of high-intensity directed fire in different seasons on survival and sprouting of royal paulownia (*paulownia tomentosa* (thunb.) steud). *Forestry Ideas*. 1 (45), 27-40.
14. Woziwoda, B., Kopec, D., & Witkowski, J. (2014). The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta societatis botanicorum Poloniae*. 83 (1), 39-49.
15. Abe, T., Tanaka, N., & Shimizu, Y. (2020). Outstanding performance of an invasive alien tree Bischofia javanica relative to native tree species and

implications for management of insular primary forests. *Peer J*. 8, 1-23.
16. Kuebbing, S. E., & Nuñez, M. A. (2016). Invasive non-native plants have a greater effect on neighbouring natives than other non-natives. *Nature Plants*. 2 (10), 1-7.
17. Arias, G., Zeballos, S. R., & Ferreras, A. E. (2023). Competition effect exerted by two non-native invasive plant species on a native under contrasting conditions of resource availability. *Biological Invasions*. 21, 1-16.
18. Dimitrova, A., Csilléry, K., Klisz, M., Lévesque, M., Heinrichs, S., Cailleret, M., & Montagnoli, A. (2022). Risks, benefits, and knowledge gaps of non-native tree species in Europe. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 1052.
19. Shackleton, C. M., & Shackleton, R. T. (2016). Knowledge, perceptions and willingness to control designated invasive tree species in urban household gardens in South Africa. *Biological Invasions*. 18 (6), 1599-1609.
20. Sladonja, B., Sušek, M., & Guillermic, J. (2015). Review on invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. *Environmental management*. 564, 1009-1034.
21. Wells, J. J., Stringer, L. C., Woodhead, A. J., & Wandrag, E. M. (2023). Towards a holistic understanding of non-native tree impacts on ecosystem services: A review of *Acacia*, *Eucalyptus* and *Pinus* in Africa. *Ecosystem Services*. 60, 101511.
22. Willoughby, I., Stokes, V., Poole, J., White, J. E., & Hodge, S. J. (2007). The potential of 44 native and non-native tree species for woodland creation on a range of contrasting sites in lowland Britain. *Forestry*. 80 (5), 531-553.
23. Amazonas, N. T., Forrester, D. I., Silva, C. C., Almeida, D. R. A., Rodrigues, R. R., & Brancalion, P. H. (2018). High diversity mixed plantations of *Eucalyptus* and native trees: An interface between production and restoration for the tropics. *Forest Ecology and Management*. 417, 247-256.
24. Brancalion, P. H., Amazonas, N. T., Chazdon, R. L., van Melis, J., Rodrigues, R. R., Silva, C. C., & Holl, K. D. (2020). Exotic *Eucalypts*: From demonized trees to allies of tropical forest restoration. *J. of Applied Ecology*. 57 (1), 55-66.
25. Cordero, S., Gálvez, F., & Fontúrbel, F. E. (2023). Ecological Impacts of Exotic Species on Native Seed Dispersal Systems: A Systematic Review. *Plants*. 12 (2), 261.
26. Tusevhaan, N., Mambetov, B., & Abayeva, K. (2023). Paulownia. Scientific Collection «InterConf». 153, 93-107.
27. Jakubowski, M. (2022). Cultivation potential and uses of *Paulownia* wood: A review. *Forests*. 13 (5), 668.
28. Akyildiz, M. H., & Kol Sahin, H. (2010). Some technological properties and uses of *paulownia* (*Paulownia tomentosa Steud.*) wood. *J. of Environmental Biology*. 31, 351-355.
29. Cao, Y., Sun, G., Zhai, X., Xu, P., Ma, L., Deng, M., & Fan, G. (2021). Genomic insights into the fast growth of *paulownias* and the formation of *Paulownia witches'* broom. *Molecular Plant*. 14 (10), 1668-1682.
30. Abbasi, M., Pishvaee, M. S., & Bairamzadeh, S. (2020). Land suitability assessment for *Paulownia* cultivation using combined GIS and Z-number DEA: A case study. *Computers and Electronics in Agriculture*. 176, 105666.
31. Magurano, F., Micucci, M., Nuzzo, D., Baggieri, M., Picone, P., Gioacchini, S., & D'Auria, M. (2023). A potential host and virus targeting tool against COVID-19: Chemical characterization, antiviral, cytoprotective, antioxidant, respiratory smooth muscle relaxant effects of *Paulownia tomentosa Steud*. Biomedicine & Pharmacotherapy. 158, 114083.
32. Franz, E. S. S. L. (2007). From ornamental to detrimental? The incipient invasion of Central Europe by *Paulownia tomentosa*. Preslia. 79, 377-389.
33. Moayeri, M. H., Hatami, N., & Tabarsa, T. (2018). Evaluation of quantitative and qualitative characteristics of *Paulownia*

fortunei cultivation on steep lands (Case study: Tooskestan region– Gorgan). *J. Forest Research and Development.* 4 (1), 97-112. [In Persian]
34. Liu, Y. S., Chen, L., Zhou, Y., Xiao, F., Liu, D. F., & Wang, Y. (2023). Asymmetric inter-specific competition between invasive Phytolacca americana and its native congener. *Plant Ecology*. 224 (3), 315-324.
35. Vila, M., & Weiner, J. (2004). Are invasive plant species better competitors than native plant species?–evidence from pair-wise experiments. *Oikos*. 105 (2), 229-238.
36. Sayed Mosavi, Z., Mohammadi, J., & Shataee, Sh. (2019). Estimation of the some quantitative characteristics of individual tree using airborne laser scanning data in part of Shast-Kalate forests of Gorgan. *J. of Forest and Wood Science and Technology Research*. 26 (1), 1-19. [In Persian]
37. Dr. Bahramnia management of forestry project. District1, second reconsider. (2008). Faculty of Forest Sciences, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. 480p.
38. Batoubeh, P., Akhavan, R., Pourhashemi, M., & Kia-Daliri, H. (2013). Determining the minimum plot size to study the spatial patterns of manna Oak trees (Quercus brantii Lindl.) using ripley›s K- function at less-disturbed stands in Marivan forests. *J. of Forest and Wood Products*. 66 (1), 27-38. [In Persian]
39. Akhavan, R., & Rostamikia, Y. (2020). Inter-specific competition of *juniper* trees in Kandiragh forest reserve using O-ring statistic and mark correlation function. *J. of Forest and Wood Products.* 73 (2), 189-200. [In Persian]
40. Wiegand, T., & Moloney, K. A. (2013). Handbook of spatial point-pattern analysis in ecology. *CRC press*. 481p.
41. Li, Y., Xu, J., Wang, H., Nong, Y., Sun, G., Yu, S., & Ye, S. (2021). Long-term effects of thinning and mixing on stand spatial structure: a case study of Chinese fir plantations. *iForest-Biogeosciences and Forestry.* 14 (2), 113.
42. Morrison, J. A., & Mauck, K. (2007). Experimental field comparison of native and non-native maple seedlings: natural enemies, ecophysiology, growth and survival. *J. of Ecology*. 95 (5), 1036-1049.
43. Pretzsch, H. (2014). Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management.* 327, 251-264.
44. Biabani, K., Pilehvar, B., & Safari, A. (2016). Comparison of spatial patterns and interspecific association of Gall oak *(Quercus infectoria Oliv*.) and Lebanon oak *(Q. libani Oliv*.) in two less degraded and degraded *oak* stands in northern Zagros (Case study: Khedr Abad, Sardasht). *Iranian J. of Forest and Poplar Research.* 24 (1), 77-88. [In Persian]
45. Crooks, J. A. (2005). Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion1. *Ecoscience*. 12 (3), 316-329.
46. Sheppard, C. S., & Burns, B. R. (2014). Effects of interspecific alien versus intraspecific native competition on growth of native woody plants. *Plant ecology*. 215, 1527-1538.
47. Dostál, P., Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J., & Klinerová, T. (2013). The impact of an invasive plant changes over time. *Ecology Letters*. 16 (10), 1277-1284.
48. Trueman, M., Atkinson, R., Guézou, A., & Wurm, P. (2010). Residence time and human-mediated propagule pressure at work in the alien flora of Galapagos. *Biological Invasions*. 12, 3949-3960.
49. Crosti, R., Agrillo, E., Ciccarese, L., Guarino, R., Paris, P., & Testi, A. (2016). Assessing escapes from short rotation plantations of the invasive tree species *Robinia pseudoacacia* L. in Mediterranean ecosystems: a study in central Italy. *iForest-Biogeosciences and Forestry*. 9 (5), 822.
50. Lugo, A. E. (2004). The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2 (5), 265-273.
51. Jafarzade, M., Ravanbakhsh, H., Moshki, A., & Mollashahi, M. (2022).

Recolonization by indigenous broadleaved species of a conifer plantation (*Cupressus* spp.) in Northern Iran after 25 years. *Annals of Forest Science.* 79 (1), 1-13.

52. Drescher, A., & Prots, B. (2016). *Fraxinus pennsylvanica*–an invasive tree species in Middle Europe: case studies from the Danube basin. *Contrib. Bot*. 51, 55-69.
53. Gómez, P., Espinoza, S., Cuadros, N., Goncalves, E., & Bustamante, R. (2022). Light availability influences the invasion of *Teline monspessulana* (L.) K. Koch in a temperate fragmented forest in Central Chile. *iForest-Biogeosciences and Forestry.* 15 (5), 411.
54. Manso, R., Morneau, F., Ningre, F., & Fortin, M. (2015). Effect of climate and intra-and inter-specific competition on diameter increment in *beech* and *oak* stands. Forestry: *An International J. of Forest Research.* 88 (5), 540-551.
55. Ricotta, C., Godefroid, S., & Rocchini, D. (2010). Patterns of native and exotic species richness in the urban flora of Brussels: rejecting the 'rich get richer'model. *Biological Invasions*. 12, 233-240.
56. Bindewald, A., Michiels, H. G., & Bauhus, J. (2020). Risk is in the eye of the assessor: comparing risk assessments of four non-native tree species in Germany. Forestry: *An International J. of Forest Research.* 93 (4), 519-534.
57. Gómez-Aparicio, L., & Canham, C. D. (2008). Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *J. of Ecology*. 96 (3), 447-458.
58. Ni, M., Deane, D. C., Li, S., Wu, Y., Sui, X., Xu, H., & Fang, S. (2021). Invasion success and impacts depend on different characteristics in non-native plants. *Diversity and Distributions*. 27 (7), 1194-1207.
59. Call, L. J., & Nilsen, E. T. (2005). Analysis of interactions between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). *Plant Ecology*. 176, 275-285.
60. Riegl, B., Walentowitz, A., Sevilla, C., Chango, R., & Jäger, H. (2023). Invasive *blackberry* outcompetes the endemic Galapagos tree daisy *Scalesia pedunculata*. *Ecological Applications*. 33 (1), 2846.
61. Werner, C., Zumkier, U., Beyschlag, W., & Máguas, C. (2010). High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. *Plant Ecology*. 206, 83-96.
62. Edward, E., Munishi, P. K., & Hulme, P. E. (2009). Relative roles of disturbance and propagule pressure on the invasion of humid tropical forest by *Cordia alliodora* (Boraginaceae) in Tanzania. *Biotropica*. 41 (2), 171-178.
63. Yılmaz, O. Y., Kavgacı, A., Sevgi, O., Örtel, E., Tecimen, H. B., Çobanoğlu, A., & Yeşil, İ. (2019). Scale-dependent intraspecific competition of Taurus cedar (Cedrus libani A. Rich.) saplings in the Southern Turkey. *Ecology and Evolution*. 9 (22), 12802-12812.