Tạp chí KHLN Số 5/2023
©: Viện KHLNVN - VAFS
ISSN: 1859 - 0373 Đăng tải tại: www.vafs.gov.vn

Ổ SINH THÁI VÀ MỐI QUAN HỆ CỦA CÁC LOÀI CÂY TRONG RỪNG LÁ RỘNG THƯỜNG XANH Ở KHU BẢO TỒN THIÊN NHIÊN VĂN HÓA ĐỒNG NAI

Nguyễn Văn Quý[1], Vũ Mạnh[1], Nguyễn Văn Hợp[2], Nguyễn Văn Lâm[2], Nguyễn Văn Thành[3], Lê Văn Cường[2], Nguyễn Hồng Hải[4]

[1]Trung tâm Nhiệt đới Việt - Nga, Chi nhánh Phía Nam
[2]Trường Đại học Lâm nghiệp - Phân hiệu Đồng Nai
[3]Viện Khoa học Lâm nghiệp Việt Nam
[4]Trường Đại học Lâm nghiệp

TÓM TẮT

Sự chung sống của các loài là chủ đề trọng tâm trong sinh thái học. Nghiên cứu đặc điểm ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài cây có thể phản ánh một cách khách quan sự phân bố và mức độ thích ứng của các loài với môi trường, đồng thời tiết lộ cấu trúc của các quần thể và cơ chế duy trì tính đa dạng trong quần xã. Trong nghiên cứu này, đặc điểm ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài cây gỗ ưu thế và đồng ưu thế trong kiểu rừng lá rộng thường xanh ở Khu bảo tồn Thiên nhiên Văn hóa Đồng Nai, tỉnh Đồng Nai đã được phân tích định lượng. Vào cuối năm 2022, một ô nghiên cứu rộng 4 ha đã được thiết lập trong phân khu bảo vệ nghiêm ngặt của Khu bảo tồn, phục vụ cho việc thu thập dữ liệu. Tất cả các cây gỗ có đường kính ngang ngực (dbh) ≥ 5 cm được định danh và đo dbh. Kết quả cho thấy, 5 trong số 11 loài cây thuộc nhóm loài ưu thế của lâm phần là thực sự có ý nghĩa về mặt sinh thái tại thời điểm nghiên cứu. Sự tương đồng, độ rộng và mức độ chồng chéo ổ sinh thái của các loài ưu thế và đồng ưu thế chỉ ra rằng, hầu hết chúng là các loài cây chuyên biệt, có yêu cầu về môi trường sống khác nhau. Phân tích mối quan hệ tổng thể của các loài cây cho thấy, lâm phần ở trạng thái tương đối ổn định với tỷ lệ phương sai VR =1,31. Trong số 55 cặp của 11 loài cây đã được phân tích, 5 cặp loài vượt qua cả ba loại kiểm định Chi bình phương, hệ số liên kết AC và tương quan Pearson; cụ thể, 2 cặp có mối quan hệ cạnh tranh và 3 cặp có mối quan hệ tạo thuận lợi. Sự khác biệt về ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài trong nghiên cứu này cần phải được chú ý khi lập kế hoạch quản lý rừng và phát triển các chiến lược phục hồi thảm thực vật ở khu vực nghiên cứu.

Từ khóa: Chi bình phương, lý thuyết ổ sinh thái, rừng nhiệt đới, sinh thái quần xã, tương tác loài

NICHE AND INTERSPECIFIC ASSOCIATION OF TREE SPECIES IN AN EVERGREEN BROADLEAVED FOREST IN DONG NAI CULTURE AND NATURE RESERVE

Nguyen Van Quy[1], Vu Manh[1], Nguyen Van Hop[2], Nguyen Van Lam[2], Nguyen Van Thanh[3], Le Van Cuong[2], Nguyen Hong Hai[4]

[1]Southern Branch of Joint Vietnam-Russia Tropical Science and Technology Research Center
[2]Vietnam National University of Forestry - Southern Campus
[3]Vietnamese Academy of Forest Sciences
[4]Vietnam National University of Forestry

The coexistence of species is a fundamental aspect of community ecology, and understanding niche characteristics and interspecific associations provides valuable insights into species distribution patterns, environmental adaptation, community structure, and mechanisms that sustain diversity. This study aims to conduct a quantitative analysis of niches and interspecific associations among dominant and co-dominant tree

species in an evergreen broadleaved forest located within the Dong Nai Culture and Nature Reserve. In 2022, a 4-ha study plot was established in the strictly protected zone of the reserve for data collection. The study identified and measured woody trees with a diameter at breast height of ≥ 5 cm. The results of this study highlight the ecological significance of five out of the eleven dominant species. The analysis of ecological similarity, niche breadth, and niche overlap among the dominant and co-dominant species showed that many of them are specialized species with distinct habitat requirements. Furthermore, the analysis of overall interspecific associations indicated the relative stability of the stand, as evidenced by a variance ratio of 1.31. Out of the 55 pairs of analyzed dominant and co-dominant tree species, five pairs exhibited statistically significant associations across all three indices: the Chi-square test, association coefficient, and Pearson correlation coefficient. Specifically, two pairs showed negative associations, while three pairs displayed positive associations. Understanding the variations in niches and interspecific associations, as delineated by the present study, is paramount for effective forest management planning and the development of ecological restoration strategies in the study area. These insights provide essential guidance for preserving the delicate balance of the ecosystem, ensuring sustainable coexistence, and promoting plant diversity conservation efforts.

Keywords: Chi-square, niche theory, tropical forest, community ecology, interspecific interaction

I. GIỚI THIỆU

Các loài thực vật không bao giờ sống trong sự cô lập (Bertness và Callaway, 1994). Ewel và Hiremath (2005) cho rằng, tương tác loài là cốt lõi của cả quá trình sinh thái và tiến hóa. Sự tương tác giữa thực vật với thực vật được xác định là thay đổi theo không gian và thời gian (Burdon *et al.*, 1989; Masino *et al.*, 2018). Trong các hệ sinh thái rừng, sự xuất hiện và mức độ phong phú của các loài cây phụ thuộc vào sự tương tác loài và phân bố không gian của các nguồn tài nguyên (Wisz *et al.*, 2013). Một sự thật hiển nhiên là tương tác trực tiếp giữa các loài chỉ xảy ra khi sự hiện diện của một loài ảnh hưởng đến sự xuất hiện của loài khác, hay nói theo cách khác, điều kiện tiên quyết để các loài tương tác với nhau là chúng phải cùng xuất hiện trong một khu vực cụ thể (Cazelles *et al.*, 2016; Cody *et al.*, 1975; Janssen *et al.*, 1998). Các phương pháp thống kê để suy luận mối quan hệ sinh thái giữa các loài dựa trên dữ liệu xuất hiện (sự hiện diện - vắng mặt) đã được sử dụng từ đầu thế kỉ trước, được gọi với tên là phân bố ô bàn cờ (Cody *et al.*, 1975). Ngay từ năm 1907, Forbes đã đề xuất một phân tích có hệ thống về tần suất xuất hiện của các loài nhằm định lượng sự tương tác giữa chúng. Khoảng 13 năm sau đó, Michael (1920) đã phát hiện nhiều nhược điểm của chỉ số do Forbes (1907) đề xuất, đáng chú ý là tác giả này nhấn mạnh tầm quan trọng của phương pháp và quy mô lấy mẫu. Nhiều nghiên cứu gần đây cũng xác nhận rằng, tín hiệu tương tác giữa các loài thường bị gián đoạn bởi ảnh hưởng của việc lấy mẫu phân tán (Blanchet *et al.*, 2020). Cả nghiên cứu lý thuyết và thực nghiệm đều ủng hộ quan điểm cho rằng, tương tác sinh thái ảnh hưởng đến sự xuất hiện của các loài nhưng sự xuất hiện đồng thời của các loài trên các ô mẫu phân tán không hẳn là bằng chứng của tương tác sinh thái (Blanchet *et al.*, 2020). Không quá khó để có thể thấy được rằng, hầu hết các loài cây đều có bộ rễ bám chặt vào lòng đất. Do đó, các loài cây không hề di chuyển từ nơi này sang nơi khác trong tất cả các giai đoạn sống, ngoại trừ giai đoạn phát tán (Qiu *et al.*, 2012). Sự tương tác giữa các loài thực vật được xác định chủ yếu diễn ra ở các quy mô lân cận từ 0-30 m (Hambäck và Beckerman, 2003; Nguyen Hong Hai *et al.*, 2018). Các phương pháp lấy mẫu theo tuyến hoặc lưới được cho là hiệu quả khi nghiên cứu sự tương tác của các

loài thực vật hoặc sinh vật di chuyển kém linh hoạt (Fehmi và Bartolome, 2001).

Các lý thuyết sinh thái được ví như kim chỉ nam của nhà hàng hải, bởi thiếu những lý thuyết này thì chúng ta sẽ không khác với những đứa trẻ đang đếm những viên sỏi trên bờ suối mà không tài nào hiểu được quy luật của thế giới tự nhiên (Stevens, 2009). Thật vậy, lý thuyết ổ sinh thái ra đời cách đây gần một thế kỉ nhưng vẫn được xem là một trong những ý tưởng chủ đạo để giải thích cơ chế hình thành và duy trì tính đa dạng trong các quần xã sinh học (Nguyen Van Quy *et al.*, 2022a; Smith, 2011). Theo lý thuyết ổ sinh thái, ổ hay khu vực sống ưa thích của một loài được định nghĩa bao gồm các điều kiện vật lý và môi trường mà loài có thể tồn tại (ví dụ, nhiệt độ hoặc địa hình) và sự tương tác giữa các loài cùng chung sống (ví dụ, cạnh tranh hoặc tạo thuận lợi) (Pulliam, 2000; Whittaker *et al.*, 1973). Độ rộng, sự tương đồng và chồng chéo ổ sinh thái ở các loài thực vật được xác định là yếu tố chi phối tính đa dạng loài của quần xã, không chỉ phản ánh tình trạng sử dụng tài nguyên của mỗi loài mà còn tiết lộ vai trò của chúng cũng như tính ổn định của quần xã cây rừng (Torsvik *et al.*, 2002). Sự chồng chéo ổ sinh thái xảy ra khi các loài sử dụng chung các nguồn tài nguyên hữu hạn (Zobel, 1992). Trong tự nhiên, nếu tình trạng chồng chéo ổ sinh thái giữa các loài quá lớn, chúng sẽ cạnh tranh loại trừ lẫn nhau (Alley, 1982). Cạnh tranh loại trừ là một hiện tượng phổ biến trong các khu rừng, kể cả nhiệt đới và ôn đới (Chen *et al.*, 2011). Một trong những biểu hiện của cạnh tranh loại trừ là tỉa thưa tự nhiên (Pärtel *et al.*, 2007). Do thành phần loài cây của rừng ôn đới đơn giản hơn so với rừng nhiệt đới nên cạnh tranh loại trừ cũng dễ nhận thấy hơn (Brokaw và Busing, 2000). Các loài thực vật có những đặc điểm sinh thái tương đồng hoặc có những đòi hỏi về môi trường sống gần giống nhau thì sự chồng chéo ổ sinh thái giữa chúng sẽ lớn (Turlure *et al.*, 2009). Độ rộng ổ sinh thái của một loài lớn đồng nghĩa với sự chồng chéo ổ sinh thái của nó cũng lớn hơn so với các loài khác, do khả năng chiếm dụng tài nguyên cao và phạm vi phân bố rộng trong quần xã (Roughgarden, 1972). Loài có ổ sinh thái hẹp thì nghiễm nhiên sự chiếm dụng tài nguyên thấp nhưng không hẳn ít bị chồng chéo ổ sinh thái, điều này có thể bởi vì nó cùng với nhiều loài khác có chung các ổ (Brown và Lieberman, 1973). Các nhà sinh thái học thống nhất rằng, sự chồng chéo ổ sinh thái là thước đo về sự tương đồng sinh thái và có mối quan hệ mật thiết với sự cạnh tranh giữa các loài (Grundel *et al.*, 2010). Lý thuyết ổ sinh thái và những ứng dụng của nó đã được công nhận có ý nghĩa thực tiễn trong lâm nghiệp (Müller *et al.*, 2019). Ví dụ, khi trồng rừng mới hoặc làm giàu rừng bằng các loài cây bản địa, việc xem xét các đặc điểm sinh vật học, độ rộng và mức độ chồng chéo ổ sinh thái của các loài cây là một trong những bước không thể thiếu (Roberts và Gilliam, 1995). Nghiên cứu ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài có thể tránh được sự chồng chéo ổ sinh thái quá lớn, ngăn ngừa sự cạnh tranh gay gắt giữa các quần thể, tạo môi trường sinh trưởng thích hợp cho các loài trong quần xã (Polechova và Storch, 2008). Bên cạnh đó, ổ sinh thái của các loài có thể cung cấp thông tin về môi trường sống của chúng (Hirzel và Le Lay, 2008). Ví dụ, các loài có ổ sinh thái rộng (loài phổ biến) có thể tồn tại trong những điều kiện môi trường khắc nghiệt (Newsome *et al.*, 2007). Ngược lại, ổ sinh thái của một loài hẹp (loài chuyên biệt) thì nó chỉ thích hợp với những môi trường sống mà ở đó các nguồn tài nguyên dồi dào (Komonen *et al.*, 2004). Những thông tin về ổ sinh thái của các loài cây được đánh giá là có giá trị cao trong phục hồi thảm

thực vật trên các vùng đất hoang hóa, đất trống đồi trọc, hoặc cải thiện điều kiện môi trường khắc nghiệt (Bond và Midgley, 2001; Gómez-Aparicio, 2009).

Mặc dù những ứng dụng của lý thuyết ổ sinh thái đã được biết đến từ rất lâu nhưng chưa có nhiều báo cáo kết hợp ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài để mô tả cấu trúc của các quần thể thực vật trong rừng tự nhiên ở Việt Nam. Trong nghiên cứu này, một ô nghiên cứu rộng 4-ha đã được thiết lập trong rừng lá rộng thường xanh ở Khu bảo tồn Thiên nhiên Văn hóa Đồng Nai, tỉnh Đồng Nai. Mục tiêu của nghiên cứu là xác định nhóm các loài cây ưu thế của lâm phần, phân tích đặc điểm ổ sinh thái của chúng để phát hiện trạng thái chức năng, khả năng thích nghi, sự tương đồng về sinh thái và mối quan hệ giữa các loài. Kết quả của nghiên cứu này có thể được sử dụng như một tài liệu tham khảo trong xây dựng phương án bố trí loài cây khi trồng mới hoặc làm giàu rừng ở những khu vực có điều kiện lập địa tương đồng so với khu vực nghiên cứu.

II. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

2.1. Khu vực nghiên cứu

Khu bảo tồn Thiên nhiên Văn hóa (BTTNVH) Đồng Nai thuộc tỉnh Đồng Nai, tọa độ địa từ 11º5’10”-11º22’31” vĩ độ Bắc và 106º54’19”-107º09’03” kinh độ Đông. Tổng diện tích tự nhiên của Khu bảo tồn là 100.572 ha, bao gồm 68.052 ha đất rừng và đất lâm nghiệp và 32.520 ha mặt nước. Khu BTTNVH Đồng Nai nằm trong vùng có khí hậu nhiệt đới gió mùa cận xích đạo, ít bị ảnh hưởng của thiên tai, đất đai màu mỡ (chủ yếu là đất đỏ bazan), có hai mùa tương phản nhau (mùa khô và mùa mưa). Địa hình của khu vực nghiên cứu tương đối bằng phẳng, độ cao trung bình 105 m so với mực nước biển, độ dốc từ 5 - 20º (Nguyen Van Quy *et al.*, 2022b).

Ô nghiên cứu được đặt tại vị trí có tọa độ 13°33'17.62" vĩ độ Bắc và 107°43'25.19" kinh độ Đông. Thảm thực vật trong khu vực nghiên cứu có một số loài cây ưu thế thuộc họ Bồ hòn (Sapindaceae), Dầu (Dipterocarpaceae), Sim (Myrtaceae) và Thị (Ebenaceae) (Nguyen Van Quy *et al.*, 2022b). Nghiên cứu được thực hiện từ tháng 10 năm 2022 đến 3 năm 2023 với 6 đợt điều tra thực địa.

2.2. Thu thập dữ liệu

Ô nghiên cứu 4-ha có kích thước 200 × 200 m được chia thành 100 ô thứ cấp 400 m^2 (20 × 20 m), trong đó tất cả các cá thể cây với đường kính ngang ngực (dbh) ≥ 5 cm được xác định tên loài, đo dbh và lập bản đồ vị trí cây. Tên loài cây được xác định ngay tại hiện trường bằng phương pháp so sánh hình thái thực vật. Các tài liệu được sử dụng để xác định loài cây bao gồm: Cây rừng Việt Nam (Tran Hop, 2002) và Cây cỏ việt Nam (Pham Hoang Ho, 1999). dbh được đo bằng thước kẹp kính với độ chính xác ± 0,1 cm.

2.3. Phân tích dữ liệu

2.3.1. Giá trị quan trọng

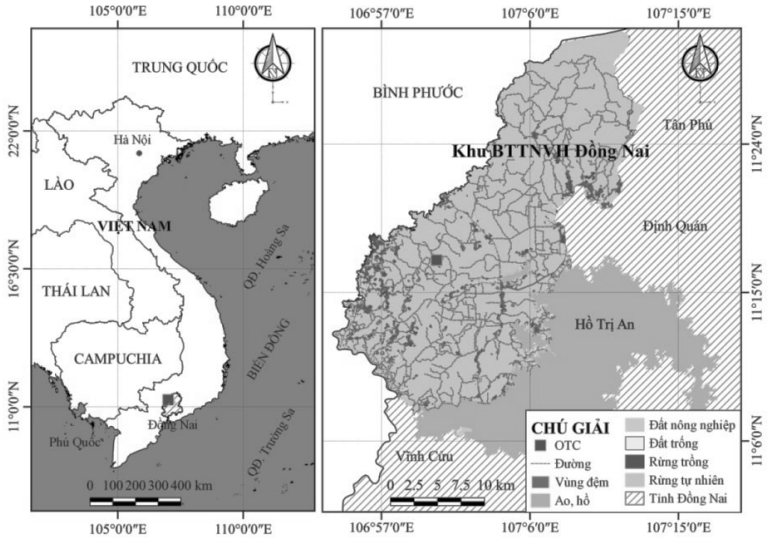
Chỉ số giá trị quan trọng biểu thị mức độ ưu thế của loài và được xác định theo công thức sau (Erman và Helm, 1971; Feroz *et al.*, 2008):

$$IVI_i = \frac{Ni\% + BAi\% + Fi\%}{3} \quad (1)$$

Trong đó: IVI_i là giá trị quan trọng của loài i; N_i % là mật độ tương đối, BA_i % là tiết diện ngang tương đối và F_i % là tần suất tương đối của loài i so với tất cả các loài trong ô nghiên cứu.

Loài ưu thế thực sự của ô nghiên cứu là các loài có giá trị IVI ≥5%. Nhóm loài với tổng IVI ≥ 50% được xác định là nhóm loài ưu thế của lâm phần. Nghiên cứu lựa chọn tất cả các loài cây có IVI ≥2% để tính toán độ rộng ổ

sinh thái, mức độ chồng chéo ổ và kiểm tra mối quan hệ của chúng. Những loài cây này sẽ bao gồm cả các loài ưu thế và đồng ưu thế của lâm phần.



Hình 1. Bản đồ khu vực nghiên cứu

2.3.2. Độ rộng và mức độ chồng chéo ổ sinh thái

Độ rộng ổ sinh thái được tính theo công thức của Levins và Shannon (Bloom, 1981; Levins, 1968; Shannon *et al.*, 1949), trong khi mức độ chồng chéo ổ sinh thái được tính theo công thức của Pianka (Pianka, 1973).

$$B_L = \frac{1}{\sum_{j=1}^{r} \ln P_{ij}^2} \quad (2)$$

$$B_S = -\sum_{j=1}^{r} P_{ij} \ln P_{ij} \quad (3)$$

$$O_i = \frac{\sum P_{ij} \times P_{ik}}{\sqrt{\sum P_{ij}^2 \times \sum P_{ik}^2}} \quad (4)$$

$$J_c = 1 - 0{,}5 \sum_{j=1}^{r} |P_{ij} - P_{ik}| \quad (5)$$

Trong đó, B_L: là chỉ số Levins (2), B_S là chỉ số của Shannon-Wiener (3), O_i là mức độ chồng chéo ổ sinh thái của loài i (4) và J_c là chỉ số tương đồng sinh thái (5). P_{ij} và P_{ik} là tỷ lệ tài nguyên của loài i được sử dụng bởi loài j và các loài khác cộng lại (k). Giá trị của O_i và J_c nằm trong khoảng từ 0 đến 1. Trường hợp $O_i = 0$, cho biết không có sự chồng chéo ổ sinh thái, trong khi $O_i = 1$ thì ổ sinh thái của hai loài là trùng lặp hoàn toàn. Đối với sự tương đồng về sinh thái, nếu $J_c = 0$ thì hai loài không có chung đặc điểm sinh thái, ngược lại $J_c = 1$ thì hai loài có đặc điểm sinh thái giống hệt nhau. Theo nguyên tắc cạnh tranh loại trừ, hai loài có ổ sinh thái trùng lặp thì về lâu dài không thể cùng chung sống với nhau trừ khi nguồn tài nguyên cung cấp cho chúng rất dồi dào.

2.3.3. Mối quan hệ tổng thể

Nghiên cứu sử dụng phương pháp tỷ lệ phương sai do Schluter (1984) đề xuất để định lượng mối quan hệ tổng thể giữa các loài ưu thế và sử dụng thống kê W để kiểm tra tầm quan trọng của các mối quan hệ (Chai *et al.*, 2016). Công thức như sau:

$$\boldsymbol{S}_T^2 = \frac{1}{\boldsymbol{N}} \sum_{j=1}^{N} \left(\boldsymbol{T}_j - \boldsymbol{t}\right)^2 \quad (6)$$

$$\delta_T^2 = \sum_{i=1}^{S} P_i \times (1 - P_i) \quad (7)$$

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad (8)$$

$$VR = \frac{S_T^2}{\delta_T^2} \quad (9)$$

$$W = VR \times N \quad (10)$$

Trong đó, n_i là số ô thứ cấp nơi loài i xuất hiện, N là tổng số ô thứ cấp, S là tổng số loài, T_j là tổng số loài trong ô thứ cấp j, t là số loài trung bình trong ô nghiên cứu. Giữa các loài nếu không có mối quan hệ thì giá trị kỳ vọng của VR là 1. Trong trường hợp các loài có mối quan hệ cạnh tranh thì giá trị kỳ vọng của VR< 1, ngược lại VR >1 thì các loài thể hiện mối quan hệ tạo thuận lợi cho nhau (tương hỗ). Thống kê W được sử dụng để kiểm tra độ lệch của VR so với 1 có đáng kể hay không. Nếu các loài không có mối quan hệ đáng kể thì 95% khả năng của W nằm trong giới hạn của phân bố $\chi^2(\chi^2_{0,95(N)} \leq W \leq \chi^2_{0,05(N)})$; ngược lại, mối quan hệ giữa chúng là có ý nghĩa về mặt thống kê.

2.3.4. Kiểm định Chi bình phương

Ma trận ô thứ cấp - loài theo dạng nhị phân 0 và 1 được xây dựng dựa trên dữ liệu về sự hiện diện hoặc vắng mặt của các loài trên các ô thứ cấp. Giá trị χ^2 được tính theo công thức của Zhang và Ma (2014).

$$\chi^2 = \frac{n\,(|ad-bc|-0.5n)^2}{(a+b)\,(a+c)\,(b+d)\,(c+d)} \quad (11)$$

Trong đó, n là tổng số ô thứ cấp, a là số ô thứ cấp có cả hai loài A và B, b là số ô thứ cấp chỉ có loài A, c là số ô thứ cấp chỉ có loài B và d là số ô thứ cấp không có hai loài A và B. Khi χ^2< 3,841 thì hai loài có mối quan hệ độc lập; khi 3,841< χ^2< 6,635 thì hai loài có mối quan hệ nhất định; khi χ^2 >6,635 thì hai loài có mối quan hệ có ý nghĩa về mặt thống kê. Khi ad >bc, mối quan hệ giữa hai loài là tạo thuận lợi và khi ad< bc, mối quan hệ giữa hai loài là bài xích nhau.

2.3.5. Hệ số liên kết

Hệ số liên kết được sử dụng để kiểm tra độ mạnh của mối quan hệ, giúp xác minh thêm kết quả của kiểm định Chi bình phương (Hurlbert, 1969).

$$AC = \frac{(ad-bc)}{|(a+b)(b+d)|} \quad (ad \geq bc) \quad (12)$$

$$AC = \frac{(ad-bc)}{|(a+b)(a+c)|} \quad (ad< bc,\ d \geq a) \quad (13)$$

$$AC = \frac{(ad-bc)}{|(b+d)(d+c)|} \quad (bc > ad,\ d < a) \quad (14)$$

Chỉ số AC có giá trị từ -1 đến 1. Khi AC = 1, các liên kết hoàn toàn tích cực (b = 0 và c = 0). Khi AC = -1, các liên kết hoàn toàn tiêu cực (a = 0 và d = 0). Trong trường hợp AC = 0, các loài không có sự liên kết.

2.3.6. Hệ số tương quan Pearson

Do kiểm định Chi bình phương sử dụng dữ liệu nhị phân để phân tích mối quan hệ giữa các loài, vì vậy không thể tránh khỏi thông tin của các loài sẽ bị mất mát, ví dụ, độ phong phú của chúng. Nghiên cứu này sử dụng thêm hệ số tương quan Pearson để đánh giá mức độ tuyến tính hoặc tương quan giữa các biến độc lập (loài). Hệ số tương quan Pearson là một kỹ thuật phi tham số, có thể cải thiện độ chính xác trong phân tích mối quan hệ giữa các loài. Công thức tính hệ số tương quan Pearson được mô tả bởi Cole (1949).

Phần mềm R phiên bản 4.3.1 được sử dụng cho tất cả các phân tích thống kê trong nghiên cứu

này (R Core Team, 2022). Gói "*BiodiversityR*" được sử dụng để tính giá trị quan trọng của các loài và gói "*spaa*" được sử dụng cho tính toán các chỉ số độ rộng ổ sinh thái, sự chồng chéo của các ổ và mối quan hệ giữa các loài (Kindt và Kindt, 2019; Zhang và Ma, 2014).

III. KẾT QUẢ

3.1. Ổ sinh thái của các loài cây ưu thế và đồng ưu thế

3.1.1. Giá trị tầm quan trọng và độ rộng ổ sinh thái của các loài

Nghiên cứu đã ghi nhận 4.583 cá thể cây thuộc 101 loài của 43 họ thực vật xuất hiện trong ô nghiên cứu. Nhóm loài ưu thế của lâm phần gồm 11 loài (chiếm 10,9% tổng số loài) nhưng số lượng cá thể đóng góp tới 71,3% tổng số cá thể cây. Trong số 11 loài có IVI lớn nhất, 5 loài cây có ý nghĩa về mặt sinh thái, bao gồm: Chai, Quả đôi, Trâm vỏ đỏ, Cách hoa đông dương và Duối ô rô, với IVI% >5%. Độ rộng ổ sinh thái của các loài theo hai chỉ số của Levins và Shannon không có quá nhiều khác biệt về thứ tự xếp hạng (thứ hạng). Phân tích độ rộng ổ sinh thái của các loài cho thấy, Chai và Quả đôi là hai loài có ổ sinh thái rộng nhất, trong khi độ rộng ổ sinh thái của Côm cuống dài, Bình linh ba lá và Dầu rái là nhỏ nhất trong nhóm các loài ưu thế của quần xã thực vật ở khu vực nghiên cứu. Chai, Quả đôi và Roi ta là 3 loài không có sự thay đổi thứ hạng khi so sánh IVI và độ rộng ổ sinh thái của chúng so với các loài khác. Đặc điểm cơ bản của lâm phần và nhóm 11 loài ưu thế được thể hiện trong bảng 1.

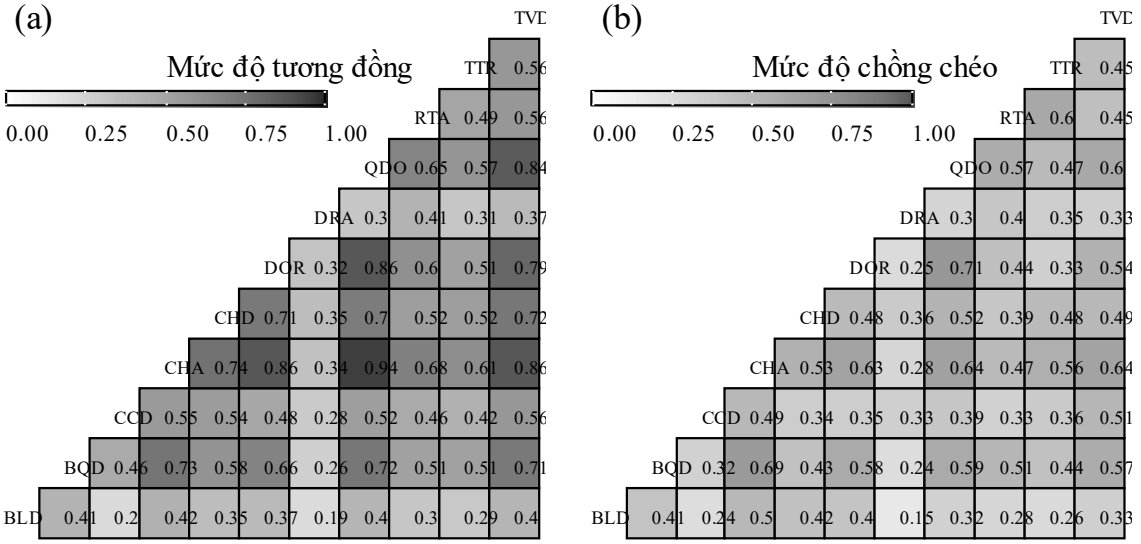
Bảng 1. Đặc điểm cơ bản của lâm phần và các loài trong nhóm loài ưu thế

TT	Tên loài	Tên khoa học	Mã	N	G	dbh	IVI	B_S	B_L
1	Chai	*Shorea guiso*	CHA	880	16,939	13,4 ± 8,1	14,0	4,40	70,89
2	Quả đôi	*Arytera littoralis*	QDO	573	10,213	13,5 ± 6,6	9,5	4,38	70,18
3	Trâm vỏ đỏ	*Syzygium zeylanicum*	TVD	330	8,645	15,3 ± 10,1	7,1	4,23	57,65
4	Cách hoa đông dương	*Cleistanthus indochinensis*	CHD	346	6,959	12,7 ± 9,8	6,4	4,07	49,26
5	Duối ô rô	*Streblus ilicifolius*	DOR	365	4,297	11,3 ± 4,7	5,9	4,23	56,62
6	Côm cuống dài	*Elaeocarpus petiolatus*	CCD	115	5,761	20,2 ± 15,2	3,9	3,62	29,02
7	Roi ta	*Syzygium jambos*	RTA	230	2,124	9,8 ± 4,6	3,8	3,99	45,22
8	Bứa quả đỏ	*Garcinia harmandii*	BQD	147	2,408	13,2 ± 5,8	3,4	4,12	53,73
9	Táu trắng	*Vatica odorata*	TTR	122	2,050	12,8 ± 7,1	2,8	3,93	42,39
10	Dầu rái	*Dipterocarpus alatus*	DRA	75	3,747	21,1 ± 13,9	2,5	3,32	23,82
11	Bình linh ba lá	*Vitex tripinnata*	BLB	86	2,446	16,6 ± 9,3	2,3	3,54	29,45
12	11 loài chính			3.269	65,589	13,5 ± 8,5	61,6		
13	90 loài khác			1.314	35,419	15,1 ± 10,7	38,4		
14	101 loài			4.583	101,008	13,9 ± 9,2	100,0		

Mã: tên viết tắt của loài cây; N: số cá thể của loài trong ô nghiên cứu, G: tổng tiết diện ngang của loài; dbh: đường kính ngang ngực; IVI: chỉ số giá trị quan trọng; B_L: độ rộng ổ sinh thái của Levins; B_S: độ rộng ổ sinh thái của Shannon.

3.1.2. Sự tương đồng về đặc điểm sinh thái và mức độ chồng chéo ổ

Tổng số 55 cặp của 11 loài cây đã được phân tích về sự tương đồng sinh thái và mức độ chồng chéo ổ (Hình 2). Kết quả cho thấy, 31 cặp có giá trị tương đồng sinh thái J_c >0,5 chiếm 56,37% tổng số cặp loài được phân tích, trong khi 24 cặp còn lại có giá trị J_c< 0,5 chiếm 43,63% (Hình 2a). Phân tích mức độ chồng chéo ổ sinh thái cho thấy, 17 trong số 55 cặp có giá trị chồng chéo >0,5 chiếm tới 30,9% tổng số cặp loài (Hình 2b). Giá trị trung bình về chồng chéo ổ sinh thái của 55 cặp loài là 0,43. Kết quả cũng chỉ ra rằng, có sự nhất quán giữa độ chồng chéo ổ sinh thái và sự tương đồng sinh thái. Cụ thể, 17 cặp loài có sự chồng chéo ổ sinh thái O_i >0,5 đều thuộc nhóm loài có giá trị tương đồng sinh thái cao J_c >0,5. Năm cặp loài có sự chồng chéo ổ sinh thái lớn nhất là Chai - Bứa quả đỏ (0,64), Chai - Duối ô rô (0,63), Quả đôi - Duối ô rô (0,71), Chai - Trâm vỏ đỏ (0,64), và Quả đôi - Trâm vỏ đỏ (0,6). Năm cặp loài này có đặc điểm chung đó là chúng đều có sự xuất hiện của hai loài cây Chai và Quả đôi với IVI và độ rộng ổ sinh thái lớn nhất trong nhóm 11 loài ưu thế.



Hình 2. Sự tương đồng sinh thái (a) và mức độ chồng chéo ổ (b) giữa các cặp loài
(Tên viết tắt của các loài có thể tìm thấy trong bảng 1)

3.2. Mối quan hệ của các loài cây trong nhóm ưu thế

3.2.1. Mối quan hệ tổng thể của các loài

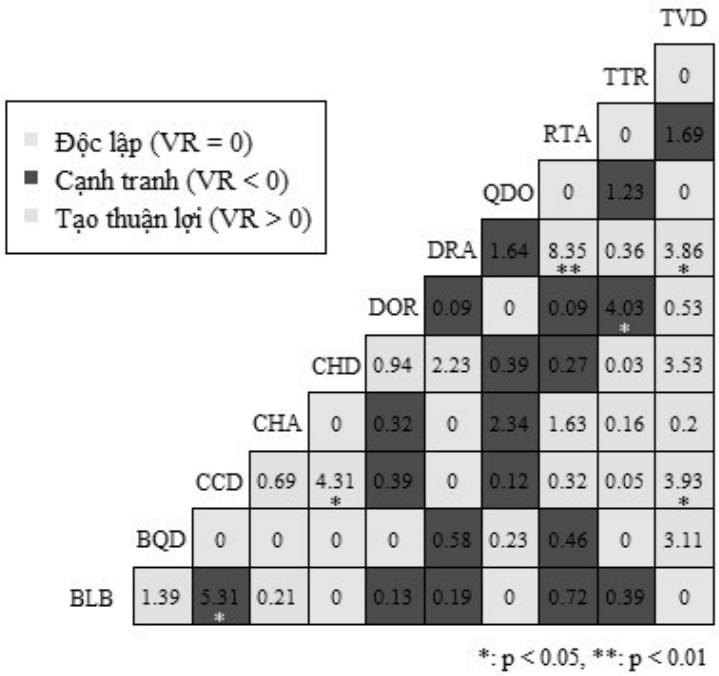
Kết quả phân tích mối quan hệ tổng thể của nhóm 11 loài ưu thế cho thấy, giữa các loài này có mối quan hệ tạo thuận lợi cho nhau và các quan hệ này là có ý nghĩa về mặt thống kê với VR = 1,31 và W = 131,71; W không nằm trong khoảng $\chi^2_{0,95(100)} - \chi^2_{0,05(100)}$.

3.2.2. Mối quan hệ giữa các loài trong nhóm loài ưu thế

Kết quả phân tích mối quan hệ của 55 cặp loài dựa trên kiểm định Chi bình phương cho thấy, 16 cặp loài thể hiện mối quan hệ độc lập (29,09%), 19 cặp thể hiện quan hệ cạnh tranh (34,54%) và 20 cặp là quan hệ tạo thuận lợi cho nhau (36,37%) (Hình 3). Trong 55 cặp loài xem xét chỉ có 6 cặp (10,91%) thể hiện mối quan hệ có ý nghĩa với p< 0,05; bao gồm: Bình

linh ba lá - Côm cuống dài, Côm cuống dài - Cách hoa đông dương, Dầu rái - Roi ta, Táu trắng - Duối ô rô, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ, và Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ. Mối quan hệ của 49 cặp loài khác không có ý nghĩa, chiếm tới 89,09% tổng số mối quan hệ của 55 cặp.

Kiểm định AC cho thấy, 24 cặp loài thể hiện mối quan hệ cạnh tranh (AC< 0), 3 cặp thể hiện mối quan hệ độc lập (AC = 0) và 28 cặp thể hiện mối quan hệ tạo thuận lợi cho nhau (AC >0) (Hình 4a). Trong số 55 cặp loài được phân tích bằng kiểm định AC, 13 cặp thể hiện mối quan hệ có ý nghĩa thống kê với $|AC|$ >0,5 và p < 0,05 (Bình linh ba lá - Chai, Bình linh ba lá - Côm cuống dài, Côm cuống dài - Chai, Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ, Duối ô rô - Chai, Quả đôi - Chai, Quả đôi - Cách hoa đông dương, Quả đôi - Dầu rái, Roi ta - Dầu rái, Táu trắng - Duối ô rô, Táu trắng - Quả đôi, Trâm vỏ đỏ - Dầu rái, và Trâm vỏ đỏ - Roi ta). Số cặp quan hệ có ý nghĩa được phân tích bởi kiểm định AC (13 cặp) có sự chênh lệch rõ rệt so với kiểm định Chi bình phương (6 cặp). Số cặp quan hệ có ý nghĩa xuất hiện đồng thời ở hai loại kiểm định Chi bình phương và AC là 5 cặp (Bình linh ba lá - Côm cuống dài, Dầu rái - Roi ta, Táu trắng - Duối ô rô, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ, và Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ).



Hình 3. Kiểm định Chi bình phương giữa các cặp loài ưu thế

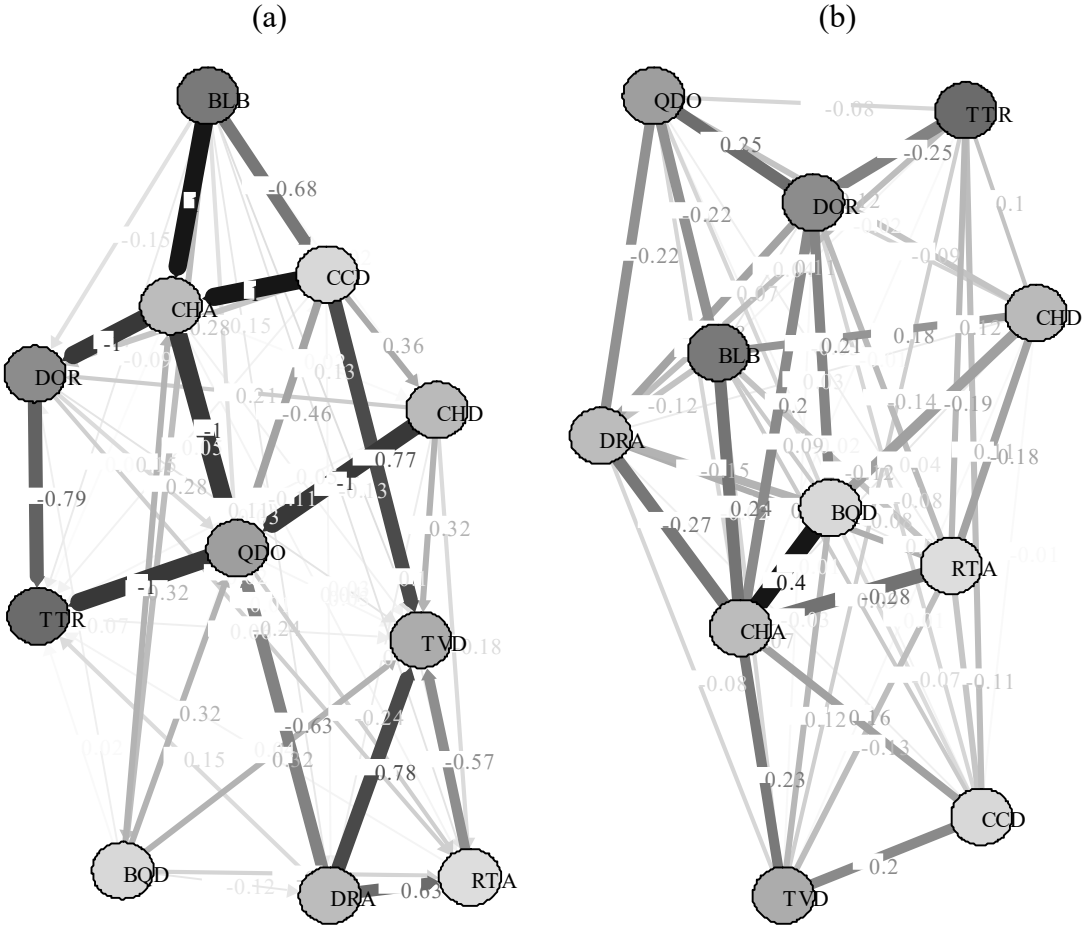
Tên viết tắt của các loài xem trong bảng 1, giá trị của p thể hiện mức ý nghĩa của kiểm định

Phân tích tương quan Pearson giữa các loài cho thấy, 27 cặp thể hiện mối quan hệ cạnh tranh, 4 cặp thể hiện mối quan hệ độc lập, và 24 cặp thể hiện quan hệ thuận lợi (Hình 4b). Kết quả này có sự khác biệt so với kiểm định Chi bình phương và AC. Trong số 55 cặp được phân tích bằng kiểm định Pearson, 8 cặp là có quan hệ có ý nghĩa với p < 0,05, bao gồm: Chai - Bứa quả đỏ, Bình linh ba lá - Côm cuống dài, Chai - Roi ta, Dầu rái - Roi ta, Táu trắng - Duối ô rô, Roi ta - Duối ô rô, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ, và Côm cuống dài - Trâm vỏ

đỏ. Số cặp quan hệ có ý nghĩa xuất hiện đồng thời ở cả ba loại kiểm định Chi bình phương, AC và Pearson là 5 cặp (Bình linh ba lá - Côm cuống dài, Dầu rái - Roi ta, Táu trắng - Duối ô rô, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ, và Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ).

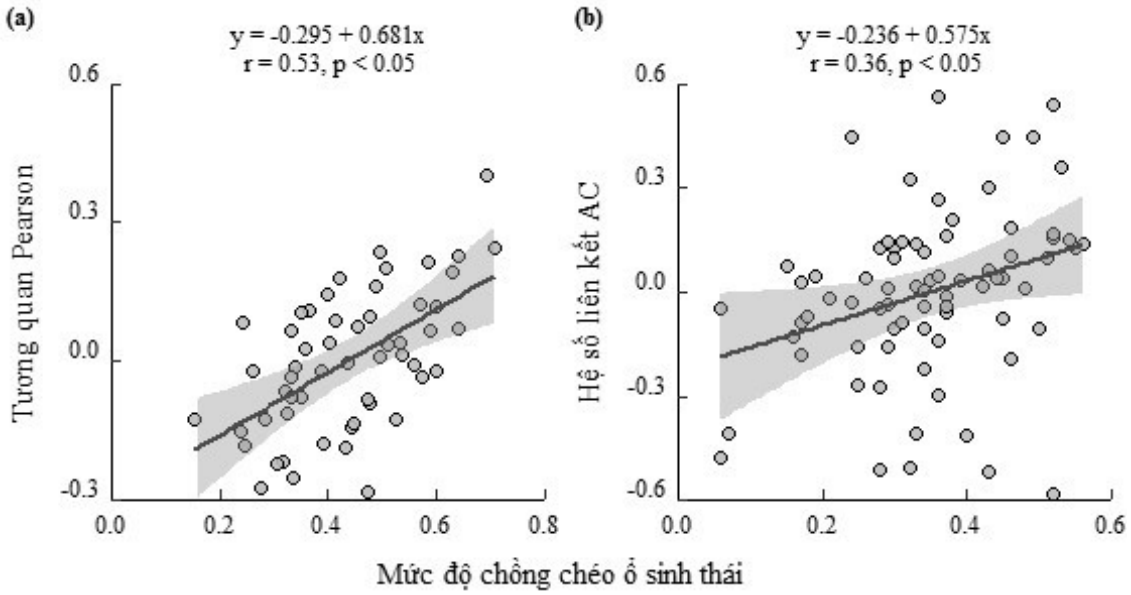
3.2.3. Mối quan hệ giữa mức độ chồng chéo ổ với hệ số liên kết AC và tương quan Pearson

Phân tích mối quan hệ giữa mức độ chồng chéo ổ sinh thái và hệ số tương quan Pearson cho thấy, giữa chúng có mối quan hệ tuyến tính trung bình với r = 0,53 (Hình 5a). Trong khi đó, mối quan hệ giữa mức độ chồng chéo ổ sinh thái và hệ số liên kết AC thể hiện tương quan yếu với r = 0,36 (Hình 5b). Mặc dù mối quan hệ tuyến tính giữa mức độ chồng chéo ổ sinh thái với hệ số liên kết AC và tương quan Pearson có sự khác biệt về mức độ tương quan, tuy nhiên, chúng đều có đặc điểm chung đều là tương quan thuận, nghĩa là mức độ chồng chéo ổ sinh thái càng lớn thì các loài sẽ biểu hiện độ mạnh mối quan hệ càng rõ ràng, ngược lại mức độ chồng chéo ổ sinh thái càng nhỏ thì các loài sẽ biểu hiện mối quan hệ không rõ ràng là tạo thuận lợi hay cạnh tranh.



Hình 4. Mạng liên kết của các chỉ số AC (a) và hệ số tương quan Pearson (b) giữa các loài ưu thế

Đường màu đỏ biểu thị quan hệ cạnh tranh, đường màu xanh biểu thị quan hệ tạo thuận lợi, kích thước của các đường biểu thị cường độ mối quan hệ, tên viết tắt của các loài xem bảng 1



Hình 5. Mối quan hệ tuyến tính của độ rộng ổ sinh thái với Tương quan Pearson và AC
Đường hồi quy tuyến tính màu đỏ, các chấm hình tròn màu xám là giá trị thực tế, trong khi vùng màu xanh biểu thị khoảng tin cậy xấp xỉ 95%

IV. THẢO LUẬN

4.1. Đặc điểm ổ sinh thái của các loài ưu thế

Độ rộng ổ sinh thái có liên quan đến khả năng thích nghi môi trường sống và cạnh tranh của loài (Feinsinger *et al.*, 1981). Độ rộng ổ sinh thái của một loài càng lớn thì khả năng sử dụng các nguồn tài nguyên không gian và các chất dinh dưỡng của loài càng mạnh (Smith, 1982).

Liu và đồng tác giả (2017) cho rằng độ rộng ổ sinh thái của các loài có thể phản ánh tính ưu thế và vai trò của chúng. Các tác giả này cũng tin rằng, những loài có ổ sinh thái rộng thì chúng ứng phó với các căng thẳng và có khả năng thích nghi tốt hơn so với các loài có ổ sinh thái hẹp. Trong nghiên cứu này, Chai và Quả đôi là hai loài có độ rộng ổ sinh thái lớn nhất, điều đó chứng tỏ chúng phân bố rộng trong quần xã, các nguồn tài nguyên mà hai loài này sử dụng là phong phú và chúng có thể được xem là loài phổ biến. Ba loài cây là Côm cuống dài, Bình linh ba lá và Dầu rái có độ rộng ổ sinh thái nhỏ nhất so với 8 loài khác trong nhóm ưu thế, cho thấy chúng là những loài chuyên biệt, nhạy cảm với các yếu tố sinh thái và có tính chọn lọc môi trường sống cao. Các loài có độ rộng ổ sinh thái lớn thường là loài có IVI cao (Zhang *et al.*, 2003). Một số nghiên cứu cho rằng việc so sánh độ rộng ổ sinh thái và IVI của một loài có thể giúp hiểu rõ hơn về vai trò của nó trong quần xã (Gong *et al.*, 2011; Gu *et al.*, 2017). Kết quả của chúng tôi cũng chỉ ra rằng, độ rộng ổ sinh thái và IVI của một loài có mối liên hệ nhất định. Cụ thể, IVI của một loài lớn thì độ rộng ổ sinh thái của nó thường lớn và ngược lại. Tuy nhiên, thứ hạng của loài trong IVI và độ rộng ổ sinh thái không hoàn toàn giống nhau. Ví dụ, Cách hoa đôn g dươn g là loài có IVI x ếp ở vị trí thứ 4 nhưng độ rộng ổ sinh thái của nó lại xếp thứ 6 trong nhóm 11 loài ưu thế. Nghiên cứu của chúng tôi có nhiều điểm tương đồng so với phát hiện của Jiang và đồng tác giả (2019), kết quả đều cho thấy IVI của loài là yếu tố chi phối độ rộng ổ sinh thái của chúng nhưng không phải là tuyệt đối.

Phân tích sự chồng chéo ổ sinh thái của các loài có thể mô tả chính xác hơn trạng thái sử dụng tài nguyên của chúng trong quần xã (Shao và Zhang, 2021). Trong tự nhiên, hai hay nhiều loài có ổ sinh thái chồng chéo nhau là do đặc điểm sinh thái giống nhau. Holt (1987) tin rằng, sự chồng chéo ổ sinh thái được xem là cạnh tranh tài nguyên. Tuy nhiên, Abrams (1980) phát hiện sự cạnh tranh gay gắt giữa các loài không đồng nghĩa sự chồng chéo ổ sinh thái của chúng sẽ cao. Polechova và Storch (2008) nhận định, các loài có đặc điểm sinh thái tương đồng sẽ thể hiện tính cạnh tranh với nhau khi các nguồn tài nguyên môi trường được chia sẻ cho mỗi loài không đủ. Ma và đồng tác giả (2014) cũng cho biết thêm, khi nguồn tài nguyên được chia sẻ là dồi dào thì mức độ chồng chéo ổ sinh thái không thể phản ánh được đặc điểm cạnh tranh của các loài mà chỉ có thể cho biết chúng chiếm giữ các không gian sinh thái giống nhau. Kết quả nghiên cứu của Li và đồng tác giả (2017) đã chứng minh, độ chồng chéo có thể được sử dụng để ước tính sự cạnh tranh giữa các loài nhưng cần phải xem xét các nguồn tài nguyên và mức độ đáp ứng nhu cầu về tài nguyên cho các loài trong quần xã. Trong nghiên cứu của chúng tôi, giá trị trung bình về chồng chéo ổ sinh thái là 0,43 < 0,5 và chỉ có 17 trong số 55 cặp loài có giá trị chồng chéo ổ sinh thái O_i > 0,5. Kết quả này cùng với phân tích sự tương đồng về sinh thái của các loài trong nhóm loài ưu thế chỉ ra rằng, phần lớn các loài được phân tích trong nghiên cứu này đều là các loài chuyên biệt, có đòi hỏi về môi trường sống khác nhau. Liu và đồng tác giả (2019) tin rằng, ổ sinh thái của các loài không phải là cố định mà chúng sẽ thay đổi theo sự biến động của môi trường sống và sự thích nghi của các cá thể. Xie và đồng tác giả (2010) đã lý giải hiện tượng nhiều loài có thể cùng chung sống trong một quần xã là do chúng có sự phân hóa ổ sinh thái theo không gian và thời gian. Wang và đồng tác giả (2013) nhận định rằng, độ rộng ổ sinh thái và mức độ chồng chéo ổ của các loài phụ thuộc vào sự thích nghi của chúng với môi trường sống. Hầu hết các nghiên cứu trước đây đều nhấn mạnh sự cạnh tranh giữa các loài thúc đẩy việc mở rộng ổ sinh thái đến một mức độ nhất định và khi nguồn tài nguyên cung cấp không đủ cho các loài thì sự cạnh tranh giữa chúng sẽ trở nên gay gắt hơn (Shao và Zhang, 2021; Vieira và Port, 2007; Zhao *et al.*, 2012). Sự cạnh tranh gay gắt giữa các loài dẫn đến sự phân hóa ổ sinh thái giữa chúng và mức độ chồng chéo ổ khi đó sẽ thấp, quần xã lúc này sẽ có xu hướng ổn định và cân bằng (Li *et al.*, 2017; Pearman *et al.*, 2008). Tuy nhiên, quá trình phân hóa ổ sinh thái không dễ định lượng mà cần phải theo dõi lâu dài mới có thể đưa ra những kết luận chính xác (Mori *et al.*, 2013). So sánh kết quả phân tích sự chồng chéo ổ sinh thái trong nghiên cứu của chúng tôi với một số công bố đã thực hiện trước đây ở khu vực nghiên cứu, kết quả chỉ ra rằng, quần xã rừng nơi được lựa chọn thu thập dữ liệu là tương đối ổn định (Nguyễn Thanh Tuấn và Trần Thanh Cường, 2020).

4.2. Mối quan hệ sinh thái của các loài trong nhóm loài ưu thế

Kết quả phân tích tỷ lệ phương sai VR cho thấy, các loài trong nhóm loài ưu thế có mối tương quan tích cực đáng kể. Bên cạnh đó, phân tích tỷ lệ phương sai VR cũng chỉ ra rằng quần xã khu vực nghiên cứu là tương đối ổn định. Mối quan hệ tổng thể của các loài được đánh giá là có khả năng phản ánh các giai đoạn phát triển của quần xã thực vật rừng. Theo Zhang và đồng tác giả (2003), mối quan hệ của các loài là tương tác tích cực khi quần xã ở giai

đoạn cao đỉnh. Wang và đồng tác giả (2013) cũng phát hiện, mối quan hệ của các loài ưu thế trong rừng mưa nhiệt đới ở đảo Hải Nam - Trung Quốc không có biểu hiện tương tác tích cực ở giai đoạn đầu của quá trình diễn thế nhưng ở giai đoạn quần xã cao đỉnh thì sự tương tác tích cực của các loài chiếm tỷ lệ lớn hơn so với tương tác tiêu cực và độc lập (tương tác tích cực và tiêu cực không rõ ràng).

Trong tự nhiên, sự tương tác qua lại giữa các loài trong quần xã thay đổi theo thời gian (Fiegna *et al.*, 2015). Các nghiên cứu trước đây cho rằng, các cặp loài có mối quan hệ tích cực thường tạo thuận lợi cho nhau, trong khi quan hệ tiêu cực biểu hiện sự cạnh tranh hoặc bài xích giữa chúng (Chai *et al.*, 2016; Pham Mai Phuong *et al.*, 2022). Kiểm định Chi bình phương tập trung vào mức ý nghĩa của mối quan hệ giữa cặp loài, trong khi kiểm định AC có thể xác định cường độ mạnh yếu của mối quan hệ (Eisenhauer *et al.*, 2011). Kết quả của hai phép kiểm định này đều chỉ ra rằng, mối quan hệ tích cực giữa các cặp loài chiếm tỷ lệ cao hơn so với mối quan hệ tiêu cực. Kiểm định Chi bình phương và tương quan Pearson chỉ ra rằng, có 6 và 8 cặp loài có mối quan hệ có ý nghĩa nhưng đối với kiểm định AC thì số loài có mối quan hệ có ý nghĩa là 13 loài. Sự khác biệt về số lượng cặp loài có mối quan hệ có ý nghĩa giữa các phương pháp có thể được giải thích bởi dữ liệu chúng sử dụng là khác nhau (Xie *et al.*, 2010). Đối với kiểm định Chi bình phương và AC, sự vắng mặt hoặc xuất hiện của loài trong cặp loài trên ô thứ cấp sẽ có mối liên hệ tương quan thuận với giá trị của kiểm định (Shao và Zhang, 2021). Tuy nhiên, đối với kiểm định Pearson thì mối quan hệ đó có thể là tương quan nghịch bởi vì nó còn phụ thuộc vào độ phong phú của mỗi loài (Jiang *et al.*, 2019). Năm cặp loài vượt qua cả ba loại kiểm định Chi bình phương, AC, và Pearson bao gồm hai cặp quan hệ cạnh tranh (Bình linh ba lá - Côm cuống dài, và Táu trắng - Duối ô rô) và ba cặp quan hệ tạo thuận lợi (Dầu rái - Roi ta, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ, và Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ).

Mối quan hệ sinh thái của các loài có thể phản ánh sự tương tác của chúng trong không gian, là đặc điểm quan trọng của các quần xã thực vật (Vitt và Zani, 1998). Có nhiều phương pháp để định lượng mối quan hệ của các loài, trong đó tỷ lệ phương sai VR là thước đo thường được sử dụng để đánh giá tầm quan trọng của mối quan hệ tổng thể giữa nhiều loài, trong khi kiểm định Chi bình phương và hệ số liên kết AC được sử dụng để đánh giá mối quan hệ theo cặp loài do việc tích toán đơn giản và kết quả phân tích tương đối khách quan (Cole, 1949; Zhang và Ma, 2014). Tuy nhiên, kiểm định Chi bình phương và hệ số liên kết AC sử dụng dữ liệu nhị phân, điều này làm mất mát thông tin về sự phong phú của loài (Shao và Zhang, 2021). Nghiên cứu của chúng tôi cũng cho thấy, có sự khác biệt về kết quả của kiểm định Chi bình phương, hệ số liên kết AC và hệ số tương quan Pearson. Do đó, để đảm bảo độ tin cậy cao hơn, nghiên cứu này đã sử dụng đồng thời cả ba loại kiểm định nêu trên. Vì thế, các cặp loài vượt qua tất cả các phương pháp kiểm định được sử dụng trong nghiên cứu sẽ phản ánh chính xác nhất mối quan hệ sinh thái giữa chúng.

4.3. Mối quan hệ giữa độ chồng chéo ổ sinh thái với hệ số liên kết và tương quan Pearson

Một số nghiên cứu nhấn mạnh rằng, các loài có ổ sinh thái rộng thì mức độ chồng chéo ổ sẽ cao và mức độ chồng chéo cao thường xuất hiện ở các loài chiếm ưu thế trong quần xã (Smith, 1982; Vieira và Port, 2007). Trong nghiên cứu

này, 5 cặp loài có sự chồng chéo ổ sinh thái lớn nhất đều là các cặp có sự xuất hiện của một trong hai loài (Chai và Quả đôi). Hai loài cây này là loài có ý nghĩa về mặt sinh thái với IVI và độ rộng ổ sinh thái lớn nhất trong lâm phần. Bởi vì nguồn tài nguyên trong quần xã không phải là vô hạn trong khi các loài có độ rộng ổ sinh thái lớn sử dụng đa dạng các nguồn tài nguyên nên khó tránh khỏi sự chồng chéo ổ sinh thái của chúng với các loài khác (Pearman *et al.*, 2008). Xem xét từ góc độ xác suất thì quan điểm này hoàn toàn hợp lý. Mặt khác, mối quan hệ của các loài chủ yếu do sự khác biệt về môi trường sống của chúng (Gong *et al.*, 2011). Ổ sinh thái được cho là có ảnh hưởng đến sự phân bố của loài (Brokaw và Busing, 2000). Hầu hết các nghiên cứu đều xác nhận rằng, các loài có môi trường sống giống nhau thường phân bố thành cụm và hình thành các mối quan hệ tạo thuận lợi cho nhau (Brooker *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2019; Nguyen Hong Hai *et al.*, 2018). Ngược lại, mối quan hệ cạnh tranh hoặc bài xích chỉ ra rằng các loài có sự khác biệt lớn trong việc chọn lựa môi trường sống (Bazzaz, 1991; Hallett, 1982; Masino *et al.*, 2018). Kết quả phân tích mối quan hệ tuyến tính của độ rộng ổ sinh thái với hệ số tương quan Pearson và hệ số liên kết AC trong nghiên cứu của chúng tôi đã chứng minh nhận định trên là hoàn toàn chính xác.

V. KẾT LUẬN

Trong nghiên cứu này, đặc điểm ổ sinh thái và mối quan hệ của các loài cây ưu thế và đồng ưu thế trong lâm phần lá rộng thường xanh ở Khu bảo tồn Thiên nhiên Văn hóa Đồng Nai, tỉnh Đồng Nai đã được phân tích định lượng. Tổng số 4.583 cá thể cây thuộc 101 loài thực vật thân gỗ của 43 họ đã được ghi nhận trong ô nghiên cứu rộng 4 ha. Kết quả cho thấy, nhóm loài cây ưu thế của lâm phần là 11 loài nhưng chỉ 5 loài là thực sự có ý nghĩa về mặt sinh thái tại thời điểm nghiên cứu. Độ rộng ổ sinh thái của các loài trong nhóm loài ưu thế theo hai chỉ số Levins và Shannon không có sự khác biệt đáng kể. Chỉ số giá trị quan trọng của loài ảnh hưởng đến ổ sinh thái của chúng nhưng không phải là tuyệt đối. Tổng số 55 cặp của 11 loài ưu thế và đồng ưu thế đã được phân tích về sự tương đồng, mức độ chồng chéo ổ và mối quan hệ theo cặp. Kết quả cho thấy, sự tương đồng ổ sinh thái của các loài trong nhóm loài ưu thế và mức độ chồng chéo ổ của chúng là không cao. Hầu hết các loài ưu thế là các loài chuyên biệt, có đòi hỏi về môi trường sống khác nhau. Phân tích mối quan hệ tổng thể chỉ ra rằng các loài ưu thế và đồng ưu thế có mối quan hệ tạo thuận lợi cho nhau và các mối quan hệ này là có ý nghĩa về mặt thống kê, lâm phần đang trong trạng thái tương đối ổn định. Chỉ có 5 trong số 55 cặp loài vượt qua cả ba kiểm định Chi bình phương, AC và Pearson, bao gồm hai cặp có quan hệ cạnh tranh (Bình linh ba lá - Côm cuống dài và Táu trắng - Duối ô rô) và ba cặp có quan hệ tạo thuận lợi (Dầu rái - Roi ta, Dầu rái - Trâm vỏ đỏ và Côm cuống dài - Trâm vỏ đỏ). Kết quả của nghiên cứu này có thể được sử dụng trong việc trồng làm giàu rừng ở phân khu phục hồi sinh thái của Khu BTTNVH Đồng Nai hoặc những khu vực có điều kiện lập địa tương đồng so với khu vực nghiên cứu. Các cặp loài có mối quan hệ tạo thuận lợi nên được khuyến khích để trồng xen kẽ với nhau. Ngược lại, cần tránh trồng gần nhau những loài có mối quan hệ cạnh tranh. Đối với các nghiên cứu trong tương lai, chúng tôi đề xuất cần làm rõ mối quan hệ của các loài theo các giai đoạn sống và ở các quy mô không gian khác nhau để từ cơ sở đó sẽ tìm được khoảng cách bố trí loài cây hợp lý nhất khi trồng mới hoặc làm giàu rừng.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Abrams P., 1980. Some comments on measuring niche overlap. Ecology 61(1): 44 - 49.
2. Alley T.R., 1982. Competition theory, evolution, and the concept of an ecological niche. Acta Biotheoretica 31(3): 165-179.
3. Bazzaz F.A., 1991. Habitat selection in plants. The American Naturalist 137: 116-130.
4. Bertness M.D., and Callaway R.M., 1994. Positive interactions in communities. Trends Ecol. Evo. 9: 191-193.
5. Blanchet F.G., Cazelles K., and Gravel D., 2020. Co-occurrence is not evidence of ecological interactions. Ecology Letters 23(7): 1050-1063.
6. Bloom S.A., 1981. Similarity indices in community studies: potential pitfalls. Marine Ecology Progress Series 1: 125-128.
7. Bond W.J., and Midgley J.J., 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. Trends in ecology & evolution 16(1): 45-51.
8. Brokaw N., and Busing R.T., 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. Trends in ecology & evolution 15(5): 183-188.
9. Brooker R.W., Maestre F.T., Callaway R.M., Lortie C.L., Cavieres L.A., Kunstler G., Anthelme F., 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. Journal of Ecology 1: 18-34.
10. Brown J.H., and Lieberman G.A., 1973. Resource utilization and coexistence of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. Ecology 54(4): 788-797.
11. Burdon J.J., Jarosz A.M., and Kirby G.C., 1989. Pattern and patchiness in plant-pathogen interactions-causes and consequences. Annual Review of Ecology and Systematics 20(1): 119-136.
12. Cazelles K., Araújo M.B., Mouquet N., and Gravel D., 2016. A theory for species co-occurrence in interaction networks. Theoretical Ecology 9: 39-48.
13. Chai Z., Sun C., Wang D., and Liu W., 2016. Interspecific associations of dominant tree populations in a virgin old-growth oak forest in the Qinling Mountains, China. Botanical studies 57(1): 1-13.
14. Chen G., Wu Z., Gu B., Liu D., Li X., and Wang Y., 2011. Isotopic niche overlap of two planktivorous fish in southern China. Limnology 12: 151-155.
15. Cody M.L., MacArthur R.H., and Diamond J.M., 1975. Ecology and evolution of communities: Harvard University Press.
16. Cole L.C., 1949. The measurement of interspecific associaton. Ecology 3: 411-424.
17. Eisenhauer N., Yee K., Johnson E.A., Maraun M., Parkinson D., Straube D., and Scheu S., 2011. Positive relationship between herbaceous layer diversity and the performance of soil biota in a temperate forest. Soil Biology and Biochemistry 43(2): 462-465.
18. Erman D.C., and Helm W.T., 1971. Comparison of some species importance values and ordination techniques used to analyse benthic invertebrate communities. Oikos 1: 240-247.
19. Ewel J.J., and Hiremath A.J., 2005. Plant-plant interactions in tropical forests Biotic interactions in the tropics: their role in the maintenance of et species diversity (pp. 3-34). Cambridge: Cambridge University Press.
20. Fehmi J.S., and Bartolome J.W., 2001. A grid-based method for sampling and analysing spatially ambiguous plants. Journal of Vegetation Science 12(4): 467-472.
21. Feinsinger P., Spears E.E., and Poole R.W., 1981. A simple measure of niche breadth. Ecology 62(1): 27-32.

22. Feroz S., Yoshimura K., and Hagihara A., 2008. Stand stratification and woody species diversity of a subtropical forest in limestone habitat in the northern part of Okinawa Island. Journal of Plant Research 121: 329-337.
23. Fiegna F., Moreno-Letelier A., Bell T., and Barraclough T.G., 2015. Evolution of species interactions determines microbial community productivity in new environments. The ISME journal 9(5): 1235-1245.
24. Forbes S.A., 1907. On the local distribution of certain Illinois fishes: an essay in statistical ecology (vol. 7): Illinois State Laboratory of Natural History.
25. Gómez-Aparicio L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology 97(6): 1202-1214.
26. Gong Z.W., Kang X.G., Gu L., Gao Y., Feng Q.X., and Yao J.C., 2011. Interspecific association among arbor species in two succession stages of spruce-fir conifer and broadleaved mixed forest in Changbai Mountains, northeastern China. Journal of Beijing Forestry University 33(5): 28-33.
27. Grundel R., Jean R.P., Frohnapple K.J., Glowacki G.A., Scott P.E., and Pavlovic N.B., 2010. Floral and nesting resources, habitat structure, and fire influence bee distribution across an open-forest gradient. Ecological applications 20(6): 1678-1692.
28. Gu L., Gong Z.W., and Li W.Z., 2017. Niches and Interspecific Associations of Dominant Populations in Three Changed Stages of Natural Secondary Forests on Loess Plateau, P.R. China. Sci Rep 7: 6604.
29. Hallett J.G., 1982. Habitat selection and the community matrix of a desert small-mammal fauna. Ecology 63(5): 1400-1410.
30. Hambäck P.A., and Beckerman A.P., 2003. Herbivory and plant resource competition: a review of two interacting interactions. Oikos 101(1): 26-37.
31. Hirzel A.H., and Le Lay G., 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. Journal of applied ecology 45(5): 1372-1381.
32. Pham Hoang Ho, 1999. Plants of Vietnam. Hanoi, Vietnam: Youth Publishing House.
33. Holt R.D., 1987. On the relation between niche overlap and competition: the effect of incommensurable niche dimensions. Oikos 1: 110-114.
34. Tran Hop, 2002. Vietnam Forest Trees. Hanoi, Vietnam: Agriculture Publishing House.
35. Hurlbert S.H., 1969. A coefficient of interspecific assciation. Ecology 50(1): 1-9.
36. Janssen A., Pallini A., Venzon M., and Sabelis M.W., 1998. Review Behaviour and indirect interactions in food webs of plant-inhabiting arthropods. Experimental & Applied Acarology 22: 497-521.
37. Jiang H., Zhang H., Long W.X., Fang Y.S., Fu M.Q., and Zhu K.X., 2019. Interspecific associations and niche characteristics of communities invaded by Decalobanthus boisianus. Biodiversity Science 27: 388-399.
38. Kindt R., and Kindt M.R., 2019. Package 'BiodiversityR'. Package for community ecology and suitability analysis 2: 11-12.
39. Komonen A., Grapputo A., Kaitala V., Kotiaho J.S., and Päivinen J., 2004. The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies. Oikos 105(no. 1): 41-54.
40. Levins R., 1968. Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations. Princeton: Princeton University Press.
41. Li Q.L., Zong X.H., Deng H.P., Wang H.X., Wu H.Y., Liang S., and Liu B.Y., 2017. Niche and interspecific association of dominant species in tree layer of Chishui Alsophila spinulosa community. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica 37: 1422-1428.
42. Liu L.T., Wang X.D., Wen Q., Jia Q.Q., and Liu Q.J., 2017. Interspecific associations of plant populations in rare earth mining wasteland in southern China. International Biodeterioration & Biodegradation 118: 82-88.

43. Liu Z., Zhu Y., Wang J., Ma W., and Meng J., 2019. Species Association of the Dominant Tree Species in an Old-Growth Forest and Implications for Enrichment Planting for the Restoration of Natural Degraded Forest in Subtropical China. Forests 10: 957.
44. Ma Y., Liu W., Zhao Z., Shi X., and Li A., 2014. Change analysis of spatial pattern and correlation for Quercus aliena var. acuteserrata forest population in Xiaolong Mountains. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica 34(9): 1878-1886.
45. Masino A., Rugeroni P., Borrás L., and Rotundo J.L., 2018. Spatial and temporal plant-to-plant variability effects on soybean yield. European Journal of Agronomy 98: 14 - 24.
46. Michael E.L., 1920. Marine ecology and the coefficient of association: a plea in behalf of quantitative biology. Journal of Ecology 8(1): 54 - 59.
47. Mori A.S., Furukawa T., and Sasaki T., 2013. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. Biological reviews 88(2): 349-364.
48. Müller F., Jaeger D., and Hanewinkel M., 2019. Digitization in wood supply-A review on how Industry 4.0 will change the forest value chain. Computers and Electronics in Agriculture 162: 206-218.
49. Newsome S.D., Martinez del Rio C., Bearhop S., and Phillips D.L., 2007. A niche for isotopic ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 5(8): 429-436.
50. Nguyen Hong Hai, Yousef Erfanifard, Pham Van Dien, Le Xuan Truong, Bui The Doi, and Ion Catalin Petritan, 2018. Spatial association and diversity of dominant tree species in tropical rainforest, Vietnam. Forests 9(10): 615.
51. Nguyen Van Quy Kang Yong Xiang, Ashraful Islam, Li Meng, Nguyen Thanh Tuan., Nguyen Van Quy, and Nguyen Van Hop, 2022a. Spatial distribution and association patterns of Hopea pierrei Hance and other tree species in the Phu Quoc Island evergreen broadleaved forest of Vietnam. Applied Ecology and Environmental Research 20(2): 1911-1933.
52. Pärtel M., Laanisto L., and Zobel M., 2007. Contrasting plant productivity-diversity relationships across latitude: the role of evolutionary history. Ecology 88(5): 1091-1097.
53. Pearman P.B., Guisan A., Broennimann O., and Randin C.F., 2008. Niche dynamics in space and time. Trends in ecology & evolution 23(3): 149-158.
54. Pham Mai Phuong, Nguyen Van Quy, Nguyen Thi Mai Huong, Nguyen Thanh Tuan, and Pham Thanh Ha, 2022. Spatial Distribution Patterns and Associations of Woody Plant Species in the Evergreen Broad-Leaved Forests in Central Vietnam. Biology Bulletin 49(5): 369-380.
55. Pianka E.R., 1973. The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics 4(1): 53-74.
56. Polechova J., and Storch D., 2008. Ecological niche. Encyclopedia of ecology 2: 1088-1097.
57. Pulliam H.R., 2000. On the relationship between niche and distribution. Ecology Letters 3(4): 349-361.
58. Qiu Y.L., Taylor A.B., and McManus H.A., 2012. Evolution of the life cycle in land plants. Journal of Systematics and Evolution 50(3): 171-194.
59. Nguyen Van Quy, Pham Mai Phuong, Li Meng, Bui Manh Hung, Pham Thanh Ha, Nguyen Van Hop, Kang Yong Xiang, 2022b. Spatial Structure of the Dominant Tree Species in an Evergreen Broadleaved Forest Stand in South Vietnam. Biology Bulletin 1(49): 69-82.
60. R Core Team, 2022. R: a language and environment for statistical computing: R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
61. Roberts M.R., and Gilliam F.S., 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. Ecological applications 5(4): 969-977.
62. Roughgarden J., 1972. Evolution of niche width. The American Naturalist 106(952): 683-718.

63. Schluter D., 1984. A variance test for detecting species associations, with some example applications. Ecology 65(3): 998-1005.
64. Shannon C.E., Weaver W., and Wiener N., 1949. The Mathematcal Theory of Communication. Urbana: University of Illinois Press.
65. Shao L.Y., and Zhang G.F., 2021. Niche and interspecific association of dominant tree populations of Zelkova schneideriana communities in eastern China. Botanical Sciences 99(4): 823-833.
66. Smith B.D., 2011. A cultural niche construction theory of initial domestication. Biological Theory 6: 260-271.
67. Smith E.P., 1982. Niche breadth, resource availability, and inference. Ecology 63(6): 1675-1681.
68. Stevens M.H.H., 2009. A Primer of Ecology with R: Springer.
69. Torsvik V., Ovreas L., and Thingstad T.F., 2002. Prokaryotic diversity-magnitude, dynamics, and controlling factors. Science 296(5570): 1064-1066.
70. Nguyễn Thanh Tuấn và Trần Thanh Cường, 2020. Biến đổi cấu trúc không gian của rừng tự nhiên trung bình và giàu tại Khu Bảo tồn thiên nhiên văn hóa Đồng Nai. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp 1: 61-72.
71. Turlure C., Van Dyck H., Schtickzelle N., and Baguette M., 2009. Resource-based habitat definition, niche overlap and conservation of two sympatric glacial relict butterflies. Oikos 118(6): 950-960.
72. Vieira E.M., and Port D., 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. Journal of Zoology 272(1): 57-63.
73. Vitt L.J., and Zani P.A., 1998. Ecological relationships among sympatric lizards in a transitional forest in the northern Amazon of Brazil. Journal of Tropical Ecology 14(1): 63-86.
74. Wang X., Butler B.S., and Ren Y., 2013. The impact of membership overlap on growth: An ecological competition view of online groups. Organization Science 24(2): 414 - 431.
75. Whittaker R.H., Levin S.A., and Root R.B., 1973. Niche, habitat, and ecotope. The American Naturalist 107(955): 321-338.
76. Wisz M.S., Pottier J., Kissling W.D., Pellissier L., Lenoir J., Damgaard C.F., and Guisan A., 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. Biological reviews 88(1): 15-30.
77. Xie T., Tian J., Shi H., Fan Z., Yang G., and Zhang S., 2010. Interspecific association of rare and endangered Pinus bungeana community in Xiaolongshan of Gansu. Chin. J. Ecol 29: 448-453.
78. Zhang J.L., and Ma K.P., 2014. 'spaa': an R package for computing species association and niche overlap. Research Progress of Biodiversity Conservation in China 10: 165-174.
79. Zhang J.Y., Zhao H.L., Zhang T.H., and Zhao X.Y., 2003. Niche dynamics of main populations of plants communities in the restoring succession process in Horqin Sandy Land. Acta Ecologica Sinica 12: 2741-2746.
80. Zhao H., Kang X., Guo Z., Yang H., and Xu M., 2012. Species interactions in spruce-fir mixed stands and implications for enrichment planting in the Changbai Mountains, China. Mountain Research and Development 32(2): 187-196.
81. Zobel M., 1992. Plant species coexistence: the role of historical, evolutionary and ecological factors. Oikos 1: 314 - 320.

Email tác giả liên hệ: hainh@vnuf.edu.vn
Ngày nhận bài: 21/09/2023
Ngày phản biện đánh giá và sửa chữa: 13/10/2023
Ngày duyệt đăng: 16/10/2023