

**BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC TÂY NGUYÊN**



PHAN THỊ HẰNG

**ỨNG DỤNG ĐA PHƯƠNG PHÁP TRONG NGHIÊN
CỨU CÁC LOÀI THỰC VẬT THÂN GỖ QUÝ HIẾM
TẠI VƯỜN QUỐC GIA TÀ ĐÙNG, TỈNH ĐẮK NÔNG**

LUẬN ÁN TIẾN SĨ LÂM NGHIỆP

ĐẮK LẮK, 2025

**BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC TÂY NGUYÊN**



PHAN THỊ HẰNG

**ỨNG DỤNG ĐA PHƯƠNG PHÁP TRONG NGHIÊN
CỨU CÁC LOÀI THỰC VẬT THÂN GỖ QUÝ HIẾM
TẠI VƯỜN QUỐC GIA TÀ ĐÙNG, TỈNH ĐẮK NÔNG**

Chuyên ngành: Lâm sinh

Mã số: 9 62 02 05

LUẬN ÁN TIẾN SĨ LÂM NGHIỆP

Người hướng dẫn khoa học

- 1. PGS.TS. Nguyễn Thị Thanh Hương**
- 2. PGS.TS. Lưu Hồng Trường**

ĐẮK LẮK, 2025

LỜI CAM ĐOAN

Luận án Tiến sĩ này được hoàn thành theo Chương trình đào tạo tiến sĩ tại Trường Đại học Tây Nguyên, khóa 3 (2021 – 2024). Tôi xin cam đoan công trình nghiên cứu này là của bản thân tôi.

Được sự cho phép, một phần số liệu trong luận án được sử dụng từ các công trình, bao gồm: Dự án nghiên cứu PEER (Partnerships for Enhanced Engagement in Research; Được tài trợ bởi Cơ quan Phát triển Quốc tế Hoa Kỳ (USAID) và được triển khai bởi Viện Hàn lâm Khoa học, Kỹ thuật và Y học Quốc gia Hoa Kỳ (NASEM), mã số AID-OAA-11-00012 “*Nghiên cứu phương pháp sử dụng đa dữ liệu trong bảo tồn đa dạng sinh học tại tỉnh Đắk Nông, Tây Nguyên, Việt Nam (2017–2021)*” do PGS.TS. Nguyễn Thị Thanh Hương làm chủ nhiệm; Đề tài cấp Bộ mã số B2019-TTN-02: “*Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc, tái sinh và xác định khả năng phục hồi rừng tự nhiên tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, tỉnh Đắk Nông (2019–2021)*” do TS. Nguyễn Thanh Tân làm chủ nhiệm; Và đề tài khoa học cấp tỉnh “*Nghiên cứu các loài chè phân bố tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, xác định giá trị và đề ra các giải pháp bảo tồn, phát triển có hiệu quả (2022-2025)*” do PGS.TS. Nguyễn Thị Thanh Hương làm chủ nhiệm.

Trong các công trình kể trên, tôi là một trong những thành viên nòng cốt và đảm nhiệm vai trò thư ký khoa học. Toàn bộ các dữ liệu đều được trích dẫn và ghi rõ nguồn gốc trong luận án.

Đắk Lắk, ngày tháng năm 2025

Tác giả

Phan Thị Hằng

LỜI CẢM ƠN

Trong suốt quá trình học tập và thực hiện luận án, tôi xin bày tỏ lòng tri ân sâu sắc tới PGS.TS. Nguyễn Thị Thanh Hương và PGS.TS. Lưu Hồng Trường – là Cô, Thầy đã tận tình hướng dẫn, hỗ trợ và đồng hành cùng tôi trong suốt quá trình nghiên cứu. Đặc biệt, tôi xin gửi lời cảm ơn chân thành nhất tới Cô PGS.TS. Nguyễn Thị Thanh Hương – người đã trực tiếp định hướng, chỉ dẫn tận tâm và luôn đồng hành cùng tôi qua từng giai đoạn của nghiên cứu, giúp tôi hoàn thiện luận án này.

Tôi xin trân trọng cảm ơn Ban Giám hiệu Trường Đại học Tây Nguyên, Khoa Nông nghiệp, Phòng Đào tạo Sau đại học và Bộ môn Lâm nghiệp đã luôn quan tâm, tạo điều kiện thuận lợi cho tôi trong suốt quá trình học tập và nghiên cứu.

Tôi cũng xin chân thành cảm ơn các thành viên trong nhóm nghiên cứu RIM – Trường Đại học Tây Nguyên, những người đã hỗ trợ tôi trong việc thu thập số liệu thực địa, chia sẻ kinh nghiệm và đồng hành cùng tôi trong suốt quá trình thực hiện luận án. Đặc biệt, tôi xin trân trọng cảm ơn ThS. Nguyễn Đức Định và ThS. Nguyễn Thế Hiển, hai chuyên gia thực vật, đã tận tình hỗ trợ tôi trong công tác định danh thực vật trong các đợt điều tra thực địa.

Lời cảm ơn sâu sắc xin được gửi tới Lãnh đạo và các cán bộ Vườn Quốc gia Tà Đùng vì sự hỗ trợ nhiệt tình, tạo điều kiện thuận lợi trong quá trình thu thập dữ liệu tại thực địa, góp phần quan trọng vào sự hoàn thành của nghiên cứu này.

Tôi trân trọng sự chia sẻ chuyên môn của các đồng nghiệp và bạn bè, những người đã trao đổi học thuật, khích lệ tôi trong hành trình học tập và nghiên cứu.

Cuối cùng, tôi xin gửi lời cảm ơn sâu sắc tới gia đình – những người là điểm tựa tinh thần vững chắc, luôn ở bên cạnh, động viên và tạo mọi điều kiện tốt nhất để tôi có thể vượt qua thử thách và hoàn thành chặng đường học tập, nghiên cứu của mình.

Trân trọng cảm ơn!

Đắk Lắk, ngày tháng năm 2025

Tác giả

Phan Thị Hằng

MỤC LỤC

MỞ ĐẦU	10
1. Sự cần thiết của nghiên cứu.....	10
2. Mục tiêu nghiên cứu.....	12
3. Phạm vi nghiên cứu.....	12
4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn.....	13
5. Những điểm mới của nghiên cứu.....	14
6. Cấu trúc của luận án.....	14
CHƯƠNG 1: TỔNG QUAN VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU	15
1.1. Thực vật thân gỗ quý hiếm – Khái niệm và ý nghĩa.....	15
1.2. Viễn thám và GIS trong nghiên cứu tài nguyên rừng.....	16
1.2.1. Nguyên lý và ứng dụng cơ bản.....	16
1.2.2. Ảnh Sentinel-2A trong phân tích rừng.....	17
1.2.3. Phân loại ảnh vệ tinh bằng thuật toán phân loại Support Vector Machine (SVM).....	18
1.3. Tổng quan về nghiên cứu đa dạng sinh học của thực vật thân gỗ.....	21
1.3.1. Các chỉ số đa dạng sinh học.....	21
1.3.2. Ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS trong nghiên cứu đa dạng sinh học.....	24
1.4. Sử dụng mô hình phân bố loài (SDMs) để dự báo phân bố tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu và xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học.....	26
1.4.1. Khái niệm về kịch bản biến đổi khí hậu và các biến khí hậu.....	26
1.4.2. Giới thiệu về mô hình SDMs.....	31
1.4.3. Ứng dụng mô hình SDMs trong dự báo phân bố loài và xác định các điểm nóng đa dạng sinh học.....	35
1.5. Thảo luận.....	38
CHƯƠNG 2: ĐỐI TƯỢNG, NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	40
2.1. Đối tượng và địa điểm nghiên cứu.....	40
2.1.1. Đối tượng nghiên cứu.....	40
2.1.2. Địa điểm khu vực nghiên cứu.....	41
2.2. Nội dung nghiên cứu.....	42
2.3. Phương pháp nghiên cứu.....	43
2.3.1. Phương pháp luận.....	43
2.3.2. Phương pháp nghiên cứu cụ thể.....	46
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN	66
3.1. Phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng dựa vào ảnh vệ tinh.....	66

3.1.1. Tiềm xử lý ảnh vệ tinh và tạo mặt nạ rừng.....	66
3.1.2. Phân loại trạng thái rừng và đánh giá kết quả phân loại.	69
3.2. Ứng dụng mô hình SDMs để xác định vùng sinh thái tiềm năng, hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa.	73
3.2.1. Cơ sở dữ liệu để xây dựng mô hình SDMs hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa..	73
3.2.2. Phân tích mức độ đa cộng tuyến của các biến dữ liệu.	75
3.2.3. Mô hình hóa vùng sinh thái tiềm năng của các loài TGQH hỗ trợ khảo sát thực địa.	84
3.3. Tính toán các chỉ số đa dạng sinh học và phân tích tác động của địa hình (độ dốc, độ cao) đến đa dạng sinh học của lâm phần.	90
3.3.1. Tính toán các chỉ số đa dạng sinh học.	90
3.3.2. Phân tích ảnh hưởng của địa hình đến đa dạng thực vật thân gỗ tại VQG Tà Đùng.	97
3.4. Dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.....	103
3.4.1. Cơ sở dữ liệu để dự báo phân bố tiềm năng.	103
3.4.2. Dự báo phân bố tiềm năng của các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.....	104
3.4.3. Dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.....	114
3.5. Xác định điểm hotspots đa dạng sinh học và đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.	130
3.5.1. Xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học.	130
3.5.2. Đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.....	137
CHƯƠNG 4. KẾT LUẬN, TỒN TẠI VÀ KIẾN NGHỊ	142
4.1. Kết luận.....	142
4.2. Tồn tại	144
4.3. Kiến nghị.....	144
DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC ĐÃ CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ	146
TÀI LIỆU THAM KHẢO	147
PHỤ LỤC	161

KÝ HIỆU VIẾT TẮT

Từ viết tắt	Đầy đủ	Nguyên nghĩa
CSDL	Cơ sở dữ liệu	Cơ sở dữ liệu
CR	Critically Endangered	Cực kỳ nguy cấp
D _{1.3}	Diameter Breast Height	Đường kính thân cây tại vị trí ngang ngực
DEM	Digital Elevation Model	Mô hình số hóa độ cao
<i>D</i>	Magalef index	Chỉ số Magalef
<i>D</i>	Gini - Simpson index	Chỉ số gini – Simpson
Elev	Elevation	Độ cao
EN	Endangered	Nguy cấp
EX	Extinct	Tuyệt chủng
EW	Extinct in the Wild	Tuyệt chủng trong tự nhiên
F	Frequency	Tần suất
FAO	Food and Agriculture Organization	Tổ chức nông lương thế giới
GIS	Geographic Information Systems	Hệ thống thông tin địa lý
GPS	Global Poisition system	Hệ thống định vị toàn cầu
<i>H'</i>	Shannon index	Chỉ số Shannon
H	Height	Chiều cao cây (m)
Hotspots	Hotspots	Các điểm nóng
IUCN	The International Union for Conservation of Nature	Liên minh quốc tế về bảo tồn thiên nhiên
<i>IVI</i>	Important Value Index	Chỉ số quan trọng của loài
<i>LC</i>	Least Concern	Ít quan tâm
LULC	Land Use and Land Cover	Sử dụng đất và lớp phủ đất
K	Kappa	Hệ số phân biệt Kappa
Hientrang	Hiện trạng thảm phủ	Hiện trạng thảm phủ rừng
MAE	Mean Absolute Error	Sai số tuyệt đối trung bình
MaxEnt	Maximum Entropy	Entropy cực đại
ML	Machine learning	Học máy
MLC	Maximum Likelihood Classification	Phân loại theo khả năng tối đa
NDVI	Normalist Difference Vegetable Index	Chỉ số khác biệt thực vật chuẩn hóa
NT	Near Threatened	Gần bị đe dọa
OA	Overall Accuracy	Độ chính xác tổng thể
OTC	Ô tiêu chuẩn	Ô tiêu chuẩn
TK	Tiểu khu	Tiểu khu
TGQH	Thân gỗ quý hiếm	Thực vật thân gỗ quý hiếm
PA	Producer's accurary	Độ chính xác người sản xuất
PC%	Percent Contribution	Mức độ đóng góp
PI%	Permutation Importance	Mức độ ảnh hưởng
RDF	Random Forest	Rừng ngẫu nhiên
RCPs	Representative Concentration Pathways	Kịch bản biến đổi khí hậu
RMSE	Root Mean Square Error	Sai số trung phương trung bình
SDMs	Species distribution modelling	Mô hình phân bố loài
SE-2A	Sentinel 2A	Vệ tinh Sentinel 2A

Từ viết tắt	Đầy đủ	Nguyên nghĩa
Soil pH	pH đất	pH đất
Slope	Slope	Độ dốc
SSP	Shared Socioeconomic Pathways	Kịch bản biến đổi khí hậu
SR	Surface Reflectance	Phản xạ bề mặt
SVM	Super Vector Machine	Vector máy hỗ trợ
UA	User's accurary	Độ chính xác người sử dụng
VQG	Vườn quốc gia	Vườn quốc gia
VU	Vulnerable	Sắp nguy cấp

DANH MỤC CÁC BẢNG

Bảng 2.1: Danh mục các loài thân gỗ nguy cấp, quý hiếm tại VQG Tà Đùng	40
Bảng 2.2. Giá trị mức độ chặt chẽ theo chỉ số Kappa.....	52
Bảng 2.3. Số ô mẫu được bố trí ở các đai cao và các cấp độ dốc.....	61
Bảng 2.4. So sánh mô hình SDMs khảo sát thực địa và SDMs theo kịch bản khí hậu	64
Bảng 3.1. Đặc điểm nhận dạng các trạng thái rừng trên ảnh.....	70
Bảng 3.2. Hiệu suất mô hình SVM theo Cost (C) và Gamma (γ)	71
Kết quả đánh giá độ chính xác phân loại trạng thái rừng tại VQG Tà Đùng bằng thuật toán SVM được thể hiện tại Bảng 3.3.	71
Bảng 3.3. Đánh giá độ chính xác từng lớp phủ trạng thái rừng.....	71
Bảng 3.4. Thống kê diện tích lớp phủ trạng thái rừng	72
Bảng 3.5. Mô tả các biến khí hậu tại VQG Tà Đùng	74
Bảng 3.6. Xác định biến quan trọng làm tăng hoặc giảm AUC bằng phương pháp JackKnife	80
Bảng 3.7. Kết quả phân tích sự ảnh hưởng của các biến đến sự phân bố của các loài TGQH	83
Bảng 3.8: Phân vùng tiềm năng phân bố các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng	86
Bảng 3.9. Ghi nhận phân bố của các loài nghiên cứu trong các ô mẫu được dự báo.....	88
Bảng 3.10. Ghi nhận không có sự hiện diện của các loài nghiên cứu	89
Bảng 3.11. Chỉ số quan trọng IVI của nhóm cây gỗ tại VQG Tà Đùng.....	91
Bảng 3.12. Chỉ số quan trọng IVI cho các loài nghiên cứu.....	92
Bảng 3.13. Số lượng điểm ghi nhận 10 loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng	104
Bảng 3.14. Dự báo mức tăng nhiệt độ toàn cầu theo các kịch bản phát thải khí nhà kính trong mô hình HadGEM3-GC31-LL và EC-Earth3-Veg.....	129
Bảng 3.15. Các tiểu khu ưu tiên bảo tồn theo từng loài nghiên cứu	133
Bảng 3.16. Phân tích SWOT trong công tác bảo tồn đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng trong bối cảnh biến đổi khí hậu	137

DANH MỤC CÁC HÌNH ẢNH

Hình 1.1. Mô hình thuật toán SVM)	19
Hình 1.2. Kịch bản biến đổi khí hậu với dự đoán sự tăng lên của nhiệt độ	27
Hình 1.3. Dữ liệu đầu vào của SDMs.....	31
Hình 1.4. Mô hình phân bố SDMs	33
Hình 1.5. Đánh giá hiệu suất mô hình	34
Hình 2.1. Khu vực nghiên cứu VQG Tà Đùng	42
Hình 2.2a. Khung logic nghiên cứu	44
Hình 2.2b. Tiến trình tiếp cận nghiên cứu.....	45
Hình 2.3. Thảo luận lựa chọn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng	47
Hình 2.4. Sơ đồ tiếp cận xây dựng bản đồ thảm phủ rừng	53
Hình 2.5. Sơ đồ hóa quá trình xây dựng mô hình mô hình SDMs, tối ưu hóa quá trình điều tra thực địa.....	57
Hình 2.6. Thảo luận xác định thông tin phân bố, dự kiến tuyến điều tra.....	57
Hình 2.7. Sơ đồ bố trí ô mẫu	59
Hình 2.8. Các ô mẫu được thu thập	59
Hình 2.9. Bản đồ độ cao và độ dốc VQG Tà Đùng.....	61
Hình 2.10. Sơ đồ hóa quá trình phân tích đa dạng sinh học	62
Hình 3.1. Xử lý ảnh vệ tinh SE- 2A của VQG Tà Đùng	67
Hình 3.2. Bản đồ phân tách rừng tại VQG Tà Đùng và diện tích (ha) từng lớp phủ	68
Hình 3.3. Mặt nạ rừng tự nhiên VQG Tà Đùng	69
Hình 3.4. Sơ đồ phân bố các điểm mẫu phân loại.....	69
Hình 3.5. Bản đồ thảm phủ rừng VQG Tà Đùng.....	72
Hình 3.6. Dữ liệu biến địa hình, NDVI, pH đất và hiện trạng thảm phủ rừng.....	73
Hình 3.7. Các biến khí hậu tại VQG Tà Đùng (Nguồn: World Clim 2.1).....	74
Hình 3.8. Vị trí ghi nhận các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng	75
Hình 3.9. Kết quả phân tích tương quan Pearson.....	76
Hình 3.10. Sơ đồ phân cụm thứ bậc (Hierarchical Clustering) các nhóm biến	77
Hình 3.11. Kết quả phân tích PCA	78
Hình 3.12. Bản đồ phân bố tiềm năng của các loài nghiên cứu hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa tại VQG Tà Đùng	85
Hình 3.13. Kết quả đánh giá chất lượng mô hình dự đoán.....	85
Hình 3.14. Bản đồ vị trí thiết lập ô mẫu thực địa tại VQG Tà Đùng	86
Hình 3.15. So sánh IVI giữa các loài nghiên cứu và loài phổ biến tại VQG Tà Đùng.....	93
Hình 3.16. Chỉ số đa dạng sinh học của lâm phần tại VQG Tà Đùng	94
Hình 3.17. Phân cụm đại độ cao theo thành phần loài thực vật thân gỗ	97
Hình 3.18. Phân cụm đại độ dốc theo thành phần loài thực vật thân gỗ (Chỉ số dj– Ward.D2)	97
Hình 3.19. Biểu đồ Shepard của các đại cao	99
Hình 3.20. Phân tích NMDS của các đại cao.....	99
Hình 3.21. Biểu đồ Shepard của các cấp độ dốc	101
Hình 3.22. Phân tích NMDS của các đại độ dốc.....	101

Hình 3.23. Chỉ số đa dạng sinh học theo cấp độ cao (a) và cấp độ dốc (b)	102
Hình 3.24. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trầm hương tại VQG Tà Đùng	105
Hình 3.25. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trám nâu tại VQG Tà Đùng	106
Hình 3.26. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị tại VQG Tà Đùng	106
Hình 3.27. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông nạng tại VQG Tà Đùng	107
Hình 3.28. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu baud tại VQG Tà Đùng	108
Hình 3.29. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt tại VQG Tà Đùng	109
Hình 3.30. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng	109
Hình 3.31. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dẻ langbian tại VQG Tà Đùng	110
Hình 3.32. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông tre tại VQG Tà Đùng	111
Hình 3.33. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Hồng quang tại VQG Tà Đùng	112
Hình 3.34. Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585	115
Hình 3.35. Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585	116
Hình 3.36. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Xá xị theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	116
Hình 3.37. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Trầm hương theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	117
Hình 3.38. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Trám nâu theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	118
Hình 3.39. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Thông nạng theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	119
Hình 3.40. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Dầu baud theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	121
Hình 3.41. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	122
Hình 3.42. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	123
Hình 3.43. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Dẻ langbian theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	124
Hình 3.44. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Thông tre theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	125
Hình 3.45. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Hồng quang theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5)	126
Hình 3.46. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng	132
Hình 3.47. Một số hình ảnh thảo luận đề xuất giải pháp tại VQG Tà Đùng	141

MỞ ĐẦU

1. Sự cần thiết của nghiên cứu.

Suy giảm sinh cảnh và phân bố của các loài thực vật rừng, đặc biệt là các loài thực vật thân gỗ quý hiếm (TGQH), đang trở thành một trong những nguyên nhân chính dẫn đến suy giảm đa dạng sinh học, gây mất cân bằng cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái rừng. Tình trạng này đồng thời ảnh hưởng đến sinh kế của các cộng đồng phụ thuộc vào tài nguyên rừng, đặt ra những thách thức lớn trong công tác quản lý và bảo tồn tài nguyên thiên nhiên (IPBES, 2019). Do đó, việc nghiên cứu và bảo tồn các loài thực vật TGQH là yêu cầu cấp bách, góp phần vào chiến lược phát triển rừng bền vững và bảo đảm an ninh sinh thái tại các vùng trọng điểm.

Trong bối cảnh biến đổi khí hậu ngày càng phức tạp và khó lường, các yếu tố môi trường như nhiệt độ, lượng mưa, độ ẩm và ánh sáng đều ảnh hưởng đến quá trình sinh trưởng, tái sinh và phân bố của thực vật, đặc biệt là các loài TGQH có biên độ sinh thái hẹp dễ bị tổn thương hơn trước sự thay đổi này (Andereg et al., 2020). Vì vậy, dự báo sự dịch chuyển phân bố của các loài TGQH dưới các kịch bản khí hậu khác nhau là cần thiết để xác định các vùng sinh cảnh tiềm năng, đề xuất khu vực ưu tiên bảo tồn và hỗ trợ hoạch định chính sách ứng phó dài hạn.

Không chỉ khí hậu, các yếu tố địa hình như độ cao, độ dốc và hướng phơi cũng ảnh hưởng đến quy luật phân bố của thực vật rừng. Nhiều nghiên cứu đã chứng minh địa hình ảnh hưởng đến sự biến thiên của đa dạng sinh học theo chiều không gian, từ đó chi phối cấu trúc và động thái của quần xã thực vật (Gairola et al., 2008; Hu et al., 2023). Do vậy, việc phân tích sự tương tác giữa điều kiện địa hình và phân bố loài là cơ sở khoa học quan trọng để xây dựng các chiến lược bảo tồn hiệu quả.

Cùng với đó, sự phát triển nhanh chóng của công nghệ số, đặc biệt là viễn thám (RS), hệ thống thông tin địa lý (GIS) và học máy (ML), đã mở ra hướng tiếp cận mới cho nghiên cứu sinh thái và quản lý tài nguyên thiên nhiên. Trong đó, mô hình phân bố loài (SDMs) với thuật toán MaxEnt đã chứng minh ưu thế trong việc xác định vùng phân bố tiềm năng dựa trên mối quan hệ giữa sự hiện diện của loài và các yếu tố môi trường (Araújo et al., 2007). Tuy nhiên, việc ứng dụng SDMs cho các loài TGQH vẫn còn hạn chế, do phạm vi phân bố hẹp, mật độ thấp và độ nhạy cao trước biến đổi môi trường. Chính vì vậy, việc phát triển các mô hình dự báo có độ tin cậy,

tích hợp dữ liệu thực địa và viễn thám, là hướng tiếp cận cần thiết để nâng cao hiệu quả bảo tồn (McClure et al., 2020).

Việc kết hợp SDMs với dữ liệu viễn thám, GIS và điều tra thực địa không chỉ cải thiện độ chính xác trong mô phỏng phân bố, mà còn thúc đẩy nghiên cứu liên ngành giữa sinh thái học, công nghệ số và quản lý tài nguyên rừng. Đây là xu thế khoa học hiện đại, phù hợp với định hướng tăng cường ứng dụng công nghệ trong bảo tồn đa dạng sinh học. Đồng thời, cách tiếp cận này đáp ứng các chiến lược quốc gia như Chiến lược quốc gia về đa dạng sinh học đến năm 2030, tầm nhìn đến năm 2050; Chiến lược phát triển lâm nghiệp Việt Nam đến năm 2030, tầm nhìn đến năm 2050, trong đó đều nhấn mạnh vai trò trung tâm của khoa học – công nghệ trong bảo tồn các loài nguy cấp. Điều này cũng phù hợp với việc triển khai Nghị quyết 57-NQ/TW ngày 22/12/2024 của Bộ Chính trị về lĩnh vực lâm nghiệp.

Trong bối cảnh đó, Vườn quốc gia (VQG) Tà Đùng tỉnh Đắk Nông là khu vực có địa hình phân hóa theo độ cao và có mức độ đa dạng sinh học cao, với trên 1.400 loài thực vật bậc cao trong đó có nhiều loài TGQH có giá trị sinh thái và bảo tồn như: Xá xị (*Cinnamomum balansae*), Dầu baud (*Dipterocarpus baudii*), Trầm hương (*Aquilaria crassna*) hay còn gọi là Gió bầu, Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*), Hồng quang (*Rhodoleia championii*), Thông tre (*Podocarpus neriifolius*) hay còn gọi là Thông tre lá dài và Thông nang (*Dacrycarpus imbricatus*),... (Báo cáo đa dạng sinh học của VQG Tà Đùng, 2022). Tuy nhiên, cho đến nay, khu vực này vẫn thiếu những nghiên cứu tích hợp đa phương pháp giữa dữ liệu thực địa, viễn thám, GIS và học máy nhằm phân tích, dự báo và hỗ trợ công tác bảo tồn loài TGQH. Sự thiếu hụt dữ liệu hệ thống và bản đồ sinh cảnh tiềm năng dẫn đến những hạn chế trong giám sát và quy hoạch bảo tồn, nhất là khi biến đổi khí hậu và suy giảm đa dạng sinh học ngày càng gia tăng.

Từ những lý do nêu trên, nghiên cứu “*Ứng dụng đa phương pháp trong nghiên cứu các loài thực vật TGQH tại VQG Tà Đùng, tỉnh Đắk Nông*” là cấp thiết, có ý nghĩa khoa học và thực tiễn. Kết quả nghiên cứu không chỉ góp phần xây dựng cơ sở dữ liệu định lượng phục vụ công tác bảo tồn tại địa phương, mà còn có thể mở rộng áp dụng cho các hệ sinh thái rừng nhiệt đới tương đồng trong bối cảnh biến đổi khí hậu ngày càng gia tăng.

2. Mục tiêu nghiên cứu.

❖ Mục tiêu tổng quát

Nghiên cứu hướng tới việc cung cấp cơ sở khoa học và thực tiễn cho công tác quản lý, bảo tồn và sử dụng bền vững tài nguyên rừng, đặc biệt là các loài TGQH tại VQG Tà Đùng. Điều này được thực hiện thông qua việc tích hợp dữ liệu thực địa với công nghệ viễn thám, GIS và học máy nhằm phân tích đặc điểm phân bố, đánh giá đa dạng sinh học và dự báo các kịch bản biến đổi khí hậu.

❖ Mục tiêu cụ thể:

- + Phân loại và xác định trạng thái rừng theo mức tác động tại VQG Tà Đùng dựa vào ảnh vệ tinh.
- + Ứng dụng SDMs nhằm hỗ trợ công tác điều tra và khảo sát thực địa.
- + Đánh giá đặc điểm đa dạng sinh học của các lâm phần tại VQG Tà Đùng.
- + Phân tích tác động của kịch bản biến đổi khí hậu đến sự thay đổi phân bố của các loài TGQH, qua đó nhận diện nguy cơ suy giảm đa dạng sinh học trong tương lai.
- + Xác định các vùng ưu tiên về đa dạng sinh học, từ đó đề xuất giải pháp bảo tồn và định hướng quản lý, sử dụng bền vững tài nguyên rừng tại VQG Tà Đùng.

3. Phạm vi nghiên cứu.

- Phạm vi đối tượng

Đối tượng nghiên cứu là 10 loài cây gỗ TGQH trong tổng số 21 loài được thống kê tại VQG Tà Đùng, bao gồm: Xá xị (*Cinnamomum balansae*), Dầu baid (*Dipterocarpus baudii*), Trầm hương (*Aquilaria crassna*), Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*), Hồng quang (*Rhodoleia championii*), Thông tre (*Podocarpus neriifolius*), Thông nàng (*Dacrycarpus imbricatus*), Dẻ langbian (*Quercus langbianensis*), Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*), và Trám nâu (*Canarium littorale*).

- Phạm vi không gian

Nghiên cứu được thực hiện trên địa bàn VQG Tà Đùng, nơi có sự phân bố đặc trưng của các loài được nghiên cứu. Đây cũng là khu vực từng chịu áp lực về sử dụng đất và biến đổi rừng trong quá khứ. Mặc dù hiện nay đã được bảo vệ tốt hơn, song khu vực này vẫn tiềm ẩn nguy cơ bị tác động bởi các hoạt động phát triển kinh tế – xã hội vùng đệm và ảnh hưởng của biến đổi khí hậu

- Phạm vi nội dung

Luận án tập trung chủ yếu vào các vấn đề chính sau:

- + Đánh giá hiện trạng, cấu trúc đa dạng sinh học của lâm phần.
- + Ứng dụng viễn thám, GIS, SDMs và học máy để dự báo phân bố tiềm năng của các loài dưới các kịch bản biến đổi khí hậu.
- + Phân tích các vùng phân bố tiềm năng và ưu tiên làm cơ sở cho bảo tồn và quản lý.

Nghiên cứu không đi sâu vào phân loại hình thái, giải phẫu hay di truyền học của loài, mà chỉ tập trung vào khía cạnh phân bố không gian – thời gian và tác động của các nhân tố môi trường, khí hậu.

- Phạm vi thời gian

Dữ liệu phân tích bao gồm chuỗi số liệu 19 biến khí hậu trung bình giai đoạn 1970–2000, số liệu ảnh viễn thám, GIS và thực địa trong giai đoạn 2022-2024, đồng thời sử dụng các kịch bản biến đổi khí hậu đến năm 2021 và 2100 để dự báo.

4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn.

- Ý nghĩa khoa học

Luận án góp phần hoàn thiện cơ sở lý thuyết và phương pháp luận trong nghiên cứu đa dạng sinh học thông qua việc tích hợp dữ liệu thực địa, ảnh viễn thám, GIS, thuật toán MaxEnt và phân tích thống kê. Việc ứng dụng SDMs không chỉ giúp xác định sinh cảnh tiềm năng và dự báo sự phân bố của các loài dưới tác động của biến đổi khí hậu, mà còn hỗ trợ nhận diện các khu vực ưu tiên cho công tác bảo tồn. Kết quả nghiên cứu góp phần mở rộng khả năng ứng dụng các công cụ mô hình hóa hiện đại vào lĩnh vực bảo tồn thực vật rừng.

- Ý nghĩa thực tiễn

Kết quả nghiên cứu là cơ sở khoa học trong công tác quản lý bảo tồn, giám sát các loài TGQH và hỗ trợ chiến lược quản lý đa dạng sinh học dài hạn tại các khu rừng đặc dụng nói chung và VQG Tà Đùng nói riêng trong bối cảnh biến đổi khí hậu. Hướng tiếp cận tích hợp giữa dữ liệu thực địa, viễn thám và học máy có thể được áp dụng mở rộng cho các hệ sinh thái rừng tự nhiên khác tại Việt Nam, góp phần nâng cao hiệu quả quản lý và sử dụng bền vững tài nguyên rừng.

5. Những điểm mới của nghiên cứu.

Luận án mang lại một số đóng góp mới trong lĩnh vực nghiên cứu sinh thái và bảo tồn các loài thực vật TGQH, cụ thể như sau:

i) Tiếp cận liên ngành tích hợp giữa công nghệ và sinh thái học:

Luận án áp dụng cách tiếp cận đa phương pháp, kết hợp dữ liệu thực địa với các công cụ hiện đại như viễn thám, GIS, học máy và phân tích thống kê nhằm nâng cao độ tin cậy trong phân tích đa dạng sinh học và mô hình hóa phân bố loài TGQH.

ii) Đánh giá hiệu quả ứng dụng mô hình SDMs cho các loài TGQH:

Kết quả nghiên cứu của luận án cho thấy tính khả thi của mô hình SDMs với các loài TGQH có mật độ thấp và nhạy cảm với tác động môi trường trong phạm vi nghiên cứu hẹp như VQG. SDMs thể hiện hiệu quả trong việc hỗ trợ giám sát sinh cảnh, cảnh báo sớm nguy cơ suy giảm và phục vụ quy hoạch bảo tồn các loài TGQH ở quy mô địa phương.

iii) Mô hình hóa tác động của biến đổi khí hậu theo từng loài cụ thể:

Luận án đã xây dựng được các mô hình dự báo phân bố tiềm năng cho 10 loài TGQH theo kịch bản biến đổi khí hậu SSP5-8.5 với các mốc thời gian trong thế kỷ XXI. Kết quả chỉ ra xu hướng thu hẹp sinh cảnh và nguy cơ suy giảm đa dạng sinh học, cung cấp cơ sở khoa học cho các chiến lược bảo tồn thích ứng với biến đổi khí hậu tại địa phương.

6. Cấu trúc của luận án.

Luận án có 150 trang với 20 Bảng và 62 Hình. Gồm có phần Mở đầu (5 trang), Chương 1: Tổng quan vấn đề nghiên cứu (25 trang), Chương 2: Đối tượng, phạm vi, nội dung và phương pháp nghiên cứu (26 trang), Chương 3: Kết quả nghiên cứu và thảo luận (76 trang), Kết luận, tồn tại và kiến nghị (5 trang); Tài liệu tham khảo (13 trang); và Phụ lục.

CHƯƠNG 1: TỔNG QUAN VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

1.1. Thực vật thân gỗ quý hiếm – Khái niệm và ý nghĩa.

Khái niệm

Theo IUCN (2021), thực vật TGQH là nhóm loài có giá trị sinh thái và kinh tế cao (gỗ quý, dược liệu, cây công nghiệp), song đang phải đối mặt với sự suy giảm mạnh về số lượng và nguy cơ tuyệt chủng do khai thác quá mức và thiếu biện pháp bảo vệ hiệu quả. IUCN phân loại tình trạng bảo tồn dựa trên mức độ đe dọa tuyệt chủng thành các cấp: tuyệt chủng (EX – *Extinct*), tuyệt chủng trong tự nhiên (EW – *Extinct in the Wild*), cực kỳ nguy cấp (CR – *Critically Endangered*), nguy cấp (EN – *Endangered*), sắp nguy cấp (VU – *Vulnerable*), gần bị đe dọa (NT – *Near Threatened*) và ít quan tâm (LC – *Least Concern*).

Tại Việt Nam, hệ thống văn bản pháp lý như *Sách đỏ Việt Nam (2007)* và *Nghị định 06/2019/NĐ-CP* (được cập nhật bởi *Nghị định 84/2021/NĐ-CP*) là những căn cứ trong quản lý và bảo tồn loài nguy cấp. Sách đỏ không chỉ liệt kê các loài bản địa có nguy cơ tuyệt chủng mà còn là cơ sở xây dựng chính sách bảo tồn. Đồng thời, việc thực thi *Công ước CITES (2021)* cũng khẳng định cam kết của Việt Nam trong quản lý và kiểm soát buôn bán quốc tế các loài thực vật hoang dã quý hiếm.

Trong phạm vi nghiên cứu này, việc lựa chọn loài TGQH được xác định dựa trên các nhóm tiêu chí chính sau: (i) Cơ sở khoa học và pháp lý: dựa vào *Sách đỏ Việt Nam (2007)*, *Danh lục IUCN (2021)* và *Nghị định 84/2021/NĐ-CP* về quản lý loài nguy cấp, quý hiếm; (ii) Tính đặc thù sinh thái và nguy cơ suy giảm tại VQG Tà Đùng, thể hiện ở phạm vi phân bố hẹp, mật độ quần thể thấp hoặc chịu áp lực tác động trong tương lai; (iii) Tính thực tiễn và khả thi trong bảo tồn, bao gồm khả năng phát hiện trong điều kiện thực địa, hiện trạng sinh cảnh, mức độ đe dọa, mức độ hiểu biết về phân bố loài, cũng như nguồn lực và kinh nghiệm triển khai bảo tồn tại địa phương.

Ý nghĩa

TGQH giữ vai trò thiết yếu cả về sinh thái, kinh tế và văn hóa – xã hội:

Về sinh thái, chúng thường là những loài ưu thế trong cấu trúc rừng, góp phần duy trì cân bằng hệ sinh thái, tạo sinh cảnh cho nhiều loài động – thực vật khác, đồng thời có ý nghĩa trong quá trình tuần hoàn vật chất, điều hòa khí hậu và bảo vệ đất (Brockerhoff et al., 2017).

Về kinh tế, nhiều loài TGQH cung cấp gỗ có giá trị cao, dược liệu quý, hoặc sản phẩm phục vụ công nghiệp và đời sống, góp phần nâng cao thu nhập cho cộng đồng địa phương nếu được khai thác hợp lý (Brockerhoff et al., 2017).

Về văn hóa – xã hội, nhiều loài cây gỗ quý hiếm gắn liền với đời sống tín ngưỡng, phong tục, và bản sắc văn hóa của các dân tộc, đồng thời mang giá trị giáo dục, nghiên cứu và du lịch sinh thái (U.S. Forest Service).

Chính vì vậy, việc nhận diện, bảo tồn và phát triển bền vững TGQH không chỉ có ý nghĩa bảo vệ đa dạng sinh học mà còn góp phần đảm bảo sinh kế lâu dài, giữ gìn tri thức bản địa và thực hiện các cam kết quốc tế về phát triển bền vững và thích ứng biến đổi khí hậu (FAO, 2020).

1.2. Viễn thám và GIS trong nghiên cứu tài nguyên rừng.

1.2.1. Nguyên lý và ứng dụng cơ bản.

Thuật ngữ viễn thám (Remote Sensing) bắt đầu được sử dụng phổ biến từ những năm 1960 và nhanh chóng trở thành một công cụ hữu hiệu trong nhiều lĩnh vực như khoa học Trái đất, nghiên cứu môi trường và quản lý tài nguyên (Lillesand et al., 2014). Về bản chất, viễn thám là phương pháp thu thập thông tin gián tiếp thông qua việc ghi nhận và phân tích bức xạ điện từ hoặc phản xạ năng lượng từ bề mặt Trái đất mà không cần tiếp xúc trực tiếp với đối tượng. Công nghệ này cho phép thu nhận dữ liệu ảnh ở nhiều dải phổ khác nhau, với độ phân giải không gian và thời gian đa dạng, qua đó tạo điều kiện thuận lợi cho việc giám sát biến đổi môi trường, khí hậu, tài nguyên thiên nhiên và đa dạng sinh học (Zhang et al., 2024; Lillesand et al., 2014). Những tiến bộ gần đây, đặc biệt trong dữ liệu viễn thám quang học có độ phân giải cao, đã nâng cao đáng kể chất lượng thông tin và mở rộng phạm vi ứng dụng nghiên cứu (Nguyễn T.T. Hương, 2022).

Bên cạnh đó, hệ thống thông tin địa lý – GIS (Geographic Information System) là một nền tảng công nghệ máy tính hỗ trợ quản lý, lưu trữ, tích hợp, phân tích và hiển thị dữ liệu không gian từ nhiều nguồn khác nhau. Với khả năng xử lý và trực quan hóa dữ liệu địa lý, GIS ngày càng trở thành công cụ thiết yếu trong quy hoạch đô thị, phát triển nông lâm nghiệp, bảo vệ môi trường và bảo tồn tài nguyên thiên nhiên (Nguyễn T.T. Hương, 2022). Khi kết hợp với viễn thám, GIS cho phép không chỉ theo dõi biến động lớp phủ thực vật mà còn phân tích sâu hơn về cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái rừng (Wulder et al., 2004).

Ngày nay, viễn thám và GIS không chỉ được ứng dụng trong nghiên cứu mà còn trở thành công cụ cốt lõi trong quản lý rừng và đa dạng sinh học. Ở cấp độ toàn cầu, FAO đã triển khai nền tảng SEPAL nhằm hỗ trợ các quốc gia giám sát rừng và báo cáo REDD+ dựa trên dữ liệu viễn thám (FAO, 2021). Bên cạnh đó, EU Deforestation Regulation (EUDR, 2023) yêu cầu minh chứng không mất rừng trong chuỗi cung ứng, điều này chỉ khả thi nhờ các hệ thống giám sát dựa trên VT–GIS. Các dịch vụ toàn cầu như NASA FIRMS cung cấp cảnh báo cháy rừng theo thời gian thực, trong khi Global Forest Watch (WRI, Google, ESA, NASA) theo dõi mất rừng, carbon và tác động khí hậu. Tại Việt Nam, Hệ thống theo dõi diễn biến tài nguyên rừng (FRMS) do Tổng cục Lâm nghiệp quản lý đã tích hợp dữ liệu viễn thám – GIS để cập nhật diện tích rừng hằng năm, phục vụ báo cáo quốc gia. Đồng thời, các chương trình REDD+ và chi trả dịch vụ môi trường rừng (PES) cũng dựa nhiều vào dữ liệu viễn thám, GIS để giám sát kết quả và đảm bảo tính minh bạch.

Những ứng dụng trên cho thấy viễn thám và GIS đã trở thành công cụ chiến lược trong quản lý, giám sát và ra quyết định, không chỉ ở tầm nghiên cứu mà còn ở tầm hoạch định chính sách và thực thi quản lý tài nguyên rừng. Tuy nhiên, vẫn còn thiếu các nghiên cứu ứng dụng tích hợp công nghệ với sinh thái học để đánh giá hiệu quả ứng dụng trong việc mô hình hóa phân bố loài, đánh giá tác động của biến đổi khí hậu trong các hệ sinh thái đặc thù như các loài TGQH. Đây chính là khoảng trống mà luận án hướng tới nhằm thử nghiệm các phương pháp tiếp cận phù hợp trong bối cảnh bảo tồn loài tại quy mô địa phương.

1.2.2. Ảnh Sentinel-2A trong phân tích trạng thái rừng.

Trong các nguồn dữ liệu viễn thám, ảnh Sentinel-2A (SE-2A) thuộc Chương trình Copernicus của Cơ quan Vũ trụ châu Âu (ESA) nổi bật nhờ bộ cảm biến 13 dải phổ, bao phủ từ vùng ánh sáng khả kiến đến cận hồng ngoại, với độ phân giải không gian từ 10–60 m. Vệ tinh có chiều rộng dải quét 290 km và chu kỳ lặp lại 5 ngày, nhờ đó cung cấp dữ liệu chi tiết và liên tục về bề mặt Trái đất, đặc biệt hữu ích trong giám sát lớp phủ thực vật, biến động sử dụng đất, quản lý rừng và môi trường (ESA, 2021)

Dữ liệu SE-2A được phân phối theo nhiều cấp độ xử lý khác nhau:

Level-0 và Level-1A: dữ liệu thô, gần như chưa qua xử lý nên ít được sử dụng rộng rãi trong nghiên cứu;

Level-1B: dữ liệu đã được hiệu chỉnh bức xạ nhưng chưa gắn định vị địa lý, mặc dù đã tích hợp mô hình hình học vật lý;

Level-1C: dữ liệu đã được hiệu chỉnh hình học với sự hỗ trợ của mô hình số độ cao (DEM), các giá trị phản xạ chuẩn hóa tới đỉnh khí quyển (TOA) và đi kèm tham số cho phép quy đổi sang bức xạ mặt đất. Ở cấp này, dữ liệu cung cấp các dải phổ với độ phân giải 10 m, 20 m và 60 m, tham chiếu theo hệ tọa độ UTM/WGS84.

Trong nghiên cứu này, dữ liệu SE-2A cấp Level-1C được lựa chọn vì ba lý do chính: (i) truy cập mở, miễn phí và dễ tiếp cận; (ii) độ phân giải 10×10 m phù hợp cho phân tích thảm thực vật; và (iii) hệ thống dải phổ đa dạng, đáp ứng tốt yêu cầu phân tích lớp phủ bề mặt và tài nguyên rừng. Việc sử dụng dữ liệu cấp 1C không chỉ đảm bảo độ tin cậy trong phân loại thảm phủ và xây dựng bản đồ trạng thái rừng mà còn giúp nhà nghiên cứu chủ động trong quy trình xử lý dữ liệu (https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2).

Trong các nguồn dữ liệu viễn thám, ảnh Sentinel-2A thuộc chương trình Copernicus của Cơ quan Vũ trụ châu Âu (ESA) nổi bật nhờ bộ cảm biến 13 dải phổ, bao phủ từ vùng ánh sáng khả kiến đến cận hồng ngoại, với độ phân giải không gian từ 10–60 m. Vệ tinh có chiều rộng dải quét 290 km và chu kỳ lặp lại 5 ngày, cung cấp dữ liệu chi tiết và liên tục về bề mặt Trái đất, đặc biệt hữu ích trong giám sát lớp phủ thực vật, biến động sử dụng đất, quản lý rừng và môi trường (ESA, 2021).

1.2.3. Phân loại ảnh vệ tinh bằng thuật toán phân loại Support Vector Machine (SVM).

Khái quát về phân loại ảnh số

Phân loại ảnh vệ tinh là bước cần thiết trong quá trình xây dựng bản đồ hiện trạng rừng. Về bản chất, đây là quá trình phân tích nhằm xác định và nhóm các đối tượng có đặc điểm quang phổ tương tự, từ đó phân biệt các đặc trưng khác nhau hoặc các lớp sử dụng đất khác nhau mà chúng đại diện. Phương pháp này được gọi là phân loại ảnh. Trong phân loại ảnh số, thông tin về giá trị phổ được sử dụng để nhận diện và phân loại từng pixel riêng lẻ dựa trên đặc điểm quang phổ của nó. Kết quả cuối cùng là tất cả các pixel trên ảnh được gán vào một lớp cụ thể như mặt nước, rừng khộp, rừng thường xanh...(Nguyễn Thị Thanh Hương, 2021). Việc lựa chọn thuật toán phân loại phù hợp có ý nghĩa quyết định đến độ chính xác của kết quả (Adugna et al., 2022).

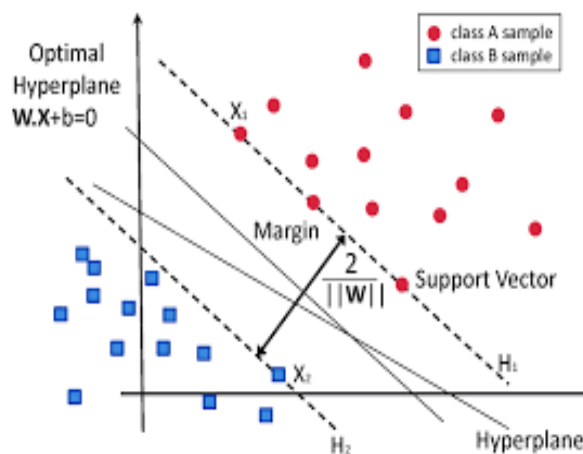
Các phương pháp truyền thống ban đầu, chẳng hạn như Maximum Likelihood Classification (MLC), Iterative Self-Organizing Data Analysis (ISODATA) hay K-

nearest neighbor (kNN), đã đóng vai trò nền tảng trong lĩnh vực phân loại ảnh. Tuy nhiên, các phương pháp này còn nhiều hạn chế khi xử lý dữ liệu phức tạp hoặc đa chiều. Với sự phát triển mạnh mẽ của học máy, các thuật toán hiện đại, đặc biệt là Support Vector Machine (SVM), ngày càng được ứng dụng rộng rãi nhờ khả năng xử lý dữ liệu đa chiều và nâng cao độ chính xác phân loại. Điều này đặc biệt quan trọng trong nghiên cứu lâm nghiệp, nơi dữ liệu thường có tính đa dạng, phức tạp và dễ bị nhiễu (Ka Hei et al., 2024; Nguyễn T.T. Hương, 2022).

Nguyên lý cơ bản của SVM

SVM là một thuật toán học máy có giám sát, chủ yếu được sử dụng trong phân loại và cũng có thể áp dụng cho phân tích hồi quy. Mục tiêu của SVM là tìm một siêu phẳng tối ưu trong không gian đặc trưng để phân tách các lớp dữ liệu một cách rõ ràng. Thuật toán này được giới thiệu bởi Cortes và Vapnik (1995) và đã trở thành nền tảng cho nhiều ứng dụng phân loại và dự đoán trong thực tiễn.

Hình 1.1 minh họa nguyên lý hoạt động của SVM trong bài toán phân loại hai lớp. Trong đó, mỗi điểm dữ liệu được biểu diễn dưới dạng vector và gán nhãn thuộc một trong hai lớp (thường là +1 hoặc -1). Mục tiêu của SVM là xác định siêu phẳng phân tách sao cho khoảng cách đến các điểm gần nhất của mỗi lớp – gọi là “lề” (margin) – là lớn nhất. Việc tối đa hóa lề giúp tăng tính ổn định và khả năng phân biệt giữa hai lớp dữ liệu (NASA, 2021; Mountrakis et al., 2011).



Hình 1.1. Mô hình thuật toán SVM (https://www.researchgate.net/figure/Classification-of-data-by-support-vector-machine-SVM_fig8_304611323)

Thuật toán SVM sử dụng hai cách tiếp cận chính: i) Áp dụng khái niệm lề mềm (soft margin), cho phép một số điểm dữ liệu vi phạm ranh giới phân tách (nằm sai phía hoặc trong vùng biên). Điều này giúp mô hình có thể xử lý dữ liệu nhiễu và tăng

tính linh hoạt trong thực tiễn; ii) Sử dụng ánh xạ phi tuyến (non-linear mapping) để chuyển dữ liệu sang một không gian có số chiều cao hơn, nơi mà dữ liệu trở nên khả phân tuyến tính. Khi đó, một siêu phẳng tuyến tính trong không gian mới sẽ tương ứng với một bề mặt phân tách phi tuyến trong không gian ban đầu (Zhu et al., 2017).

SVM trong phân loại lớp phủ rừng

Tổng quan của Mountrakis và cộng sự (2011) trên hơn 100 công trình đã chỉ ra rằng SVM vượt trội hơn nhiều thuật toán phân loại truyền thống, đặc biệt trong ứng dụng phân loại lớp phủ rừng và đất nông nghiệp từ dữ liệu viễn thám. Các nghiên cứu gần đây cũng tiếp tục khẳng định hiệu quả của SVM trong xử lý tập dữ liệu phức tạp, bao gồm cả dữ liệu nhiễu hoặc khó phân tuyến tính, nhờ khả năng khái quát hóa cao. Điều này cho phép SVM tạo ra các bản đồ thảm phủ rừng có độ tin cậy, góp phần nâng cao hiệu quả giám sát, quy hoạch và quản lý tài nguyên theo hướng bền vững (NASA, 2021).

Tính hiệu quả của phương pháp SVM trong phân loại lớp phủ và tài nguyên rừng tiếp tục được củng cố qua nhiều nghiên cứu gần đây, với sự đa dạng về nguồn dữ liệu và mục tiêu ứng dụng. Micheline và cộng sự (2022) đã chứng minh rằng việc tích hợp dữ liệu siêu phổ và LiDAR trong mô hình SVM, cùng với chiến lược tối ưu hóa siêu tham số, không chỉ cải thiện khả năng phân loại loài cây mà còn nâng cao độ chính xác trong ước tính thể tích và sinh khối rừng – vượt trội so với thuật toán Random Forest (RF) trong cùng điều kiện. Bên cạnh đó, nghiên cứu của Tan và cộng sự (2024) tại VQG Serra da Estrela (Bồ Đào Nha) cho thấy SVM có thể được triển khai hiệu quả trong các ứng dụng bảo tồn và giám sát cháy rừng, khi kết hợp ảnh vệ tinh SE-2A với dữ liệu khảo sát thực địa; kết quả đạt độ chính xác tổng thể 92,75% và hệ số Kappa 0,9, phản ánh độ tin cậy cao của mô hình. Cũng trong bối cảnh dữ liệu đa dạng và môi trường phân loại phức tạp, Lemenkova (2024) đã sử dụng ảnh Landsat để theo dõi biến động thảm phủ và đạt được độ chính xác tổng thể 93%, tiếp tục khẳng định tính ổn định và linh hoạt của SVM trong các tình huống ứng dụng thực tiễn.

Tại Việt Nam, sự quan tâm đối với thuật toán SVM trong lĩnh vực viễn thám, đặc biệt là phân loại thảm phủ rừng, ngày càng gia tăng, phản ánh xu hướng hội nhập với các phương pháp phân tích tiên tiến trên thế giới. Nghiên cứu của Nguyễn Thị Thanh Hương và Đoàn Minh Trung (2020) sử dụng ảnh SE-2A để phân loại 10 loại

thảm phủ tại tỉnh Đắk Nông cho thấy độ chính xác tổng thể đạt 82,9%, vượt trội so với thuật toán RF (78,5%). Kết quả này khẳng định ưu thế rõ rệt của SVM trong điều kiện rừng nhiệt đới có địa hình phức tạp, nơi sự khác biệt quang phổ giữa các lớp phủ thường không rõ ràng. Tiếp nối hướng nghiên cứu này, Đặng Vũ Khắc (2023) đã áp dụng ảnh Landsat 8 OLI để phân loại lớp phủ, đạt độ chính xác tổng thể trên 91% cùng hệ số Kappa 0,9, tiếp tục cho thấy khả năng thích ứng mạnh mẽ của SVM đối với dữ liệu thực tiễn. Gần đây, Trịnh Thu Thủy và Lê Như Nga (2025) đã tiến hành so sánh hệ thống giữa SVM và phương pháp phân loại xác suất tối đa (MLC) trên ảnh Sentinel-2A. Kết quả chỉ ra rằng SVM không chỉ đạt độ chính xác tổng thể cao hơn (83,59% so với 78,36%) mà còn có hệ số Kappa vượt trội (0,815 so với 0,756), khẳng định tính ổn định và độ tin cậy của SVM trong các bài toán phân loại lớp phủ. Những công trình nghiên cứu này tiếp tục củng cố bằng chứng về hiệu quả và tính bền vững của SVM trong phân loại lớp phủ rừng tại Việt Nam.

Tổng quan nghiên cứu cho thấy, việc lựa chọn thuật toán phù hợp sẽ có ý nghĩa hiệu quả trong xây dựng bản đồ hiện trạng rừng từ ảnh vệ tinh, nhất là khi dữ liệu phức tạp và đa chiều. Trong số các thuật toán hiện đại, SVM nổi bật với khả năng xử lý dữ liệu phi tuyến, khái quát hóa tốt và duy trì độ tin cậy trong môi trường nhiễu loạn. Do đó, luận án lựa chọn SVM để phân loại trạng thái rừng tại VQG Tà Đùng, nhằm cung cấp dữ liệu đầu vào cho các phân tích tiếp theo và kiểm chứng hiệu quả của thuật toán trong điều kiện rừng nhiệt đới Việt Nam.

1.3. Tổng quan về nghiên cứu đa dạng sinh học của thực vật thân gỗ.

1.3.1. Các chỉ số đa dạng sinh học.

Các chỉ số đa dạng sinh học đóng vai trò quan trọng trong nghiên cứu sinh thái học, giúp định lượng và theo dõi sự biến đổi của hệ sinh thái theo thời gian và không gian. Kể từ cuối thế kỷ 19, những chỉ số này đã được phát triển và ứng dụng rộng rãi để phản ánh sự phân bố cũng như mức độ phong phú của các loài trong quần xã, dựa trên các mẫu thu thập ngẫu nhiên (Richard, 2009). Nhờ đó, chúng trở thành công cụ nền tảng hỗ trợ việc ra quyết định trong quản lý tài nguyên và bảo tồn thiên nhiên, đặc biệt trong bối cảnh biến đổi khí hậu và suy thoái môi trường ngày càng gia tăng (Wudu et al., 2023).

Về lý thuyết, các chỉ số đa dạng thường dựa trên hai cách tiếp cận chính: (i) phân tích thống kê mật độ tương đối của các loài và (ii) ứng dụng lý thuyết thông tin

để đánh giá cấu trúc quần xã. Cách tiếp cận thứ nhất tập trung vào độ phong phú loài (species richness) và mức độ đồng đều (evenness) giữa các loài (Sabatini et al., 2022); trong khi cách tiếp cận thứ hai sử dụng các chỉ số như Shannon-Wiener (H') và Simpson (D) nhằm phản ánh tổng hợp số lượng loài và sự phân bố của chúng trong quần xã (Shannon, C.E. & W. Wiener, 1949; Simpson, E.H., 1949 và Chen et al., 2022).

Bên cạnh đó, sinh thái học phân biệt ba cấp độ chính của đa dạng sinh học: alpha (α – tại một địa điểm), beta (β – giữa các địa điểm) và gamma (γ – toàn vùng). Tuy là các khái niệm phân tích nhưng chúng thường được lượng hóa bằng các chỉ số cụ thể. Chẳng hạn, đa dạng alpha thường được đo bằng Margalef (d), Shannon-Wiener (H') và Simpson (D); trong khi đa dạng beta có thể sử dụng các chỉ số tương đồng như Jaccard hoặc Sørensen.

Trong khuôn khổ của nghiên cứu này, các chỉ số được sử dụng bao gồm: IVI nhằm đánh giá vai trò sinh thái tương đối của từng loài trong quần xã; chỉ số Margalef (d) để phản ánh số lượng loài (phong phú loài); các chỉ số Shannon-Wiener (H') và Simpson (D) phản ánh tổng hợp cả mức độ phong phú loài và sự phân bố đồng đều của các loài trong quần xã, từ đó cung cấp cái nhìn sâu hơn về cấu trúc đa dạng sinh học và chỉ số loài hiếm (IR) nhằm xác định tỷ lệ và sự hiện diện tương đối của các loài hiếm, góp phần đánh giá giá trị bảo tồn của quần xã. Việc sử dụng các chỉ số này dựa trên khả năng phản ánh đặc trưng sinh thái và giá trị ứng dụng trong giám sát – bảo tồn (Kitikidou et al., 2024).

Trong số đó, chỉ số d được Margalef đề xuất vào năm 1958 được xem là công cụ hữu hiệu để đánh giá phong phú loài tại một khu vực nhất định, cho phép so sánh mức độ đa dạng giữa các hệ sinh thái khác nhau và phân tích ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến phân bố loài. Magurran (2004), cũng đã hệ thống hóa các phương pháp đo lường đa dạng sinh học, trong đó nhấn mạnh vai trò của H' và D trong phân tích tính ổn định và chức năng hệ sinh thái, những yếu tố cốt lõi phục vụ bảo tồn và phát triển bền vững tài nguyên thiên nhiên.

Nhiều nghiên cứu đã làm rõ mối liên hệ giữa các chỉ số đa dạng và điều kiện sinh cảnh. Trong nghiên cứu tại VQG Khangchendzonga (Đông Himalaya, Ấn Độ), Sinha và cộng sự (2018) đã phát hiện chỉ số d có mối tương quan nghịch với độ cao ($R^2 = 0,734$; $p < 0,002$), trong khi D có xu hướng tăng theo độ cao ($R^2 = 0,3395$; $p <$

0,077) và H' giảm dần, cho thấy tác động của địa hình đến cấu trúc quần xã. Kết quả này cho thấy đa dạng loài không chỉ chịu ảnh hưởng bởi số lượng loài mà còn bởi sự phân bố của chúng theo không gian địa lý.

Tương tự, Chen và cộng sự (2022) đã áp dụng các chỉ số như Richness và H' để phân tích sự đa dạng sinh học trong hệ sinh thái rừng tại Trung Quốc, đồng thời nhấn mạnh vai trò khoa học của các chỉ số này trong bảo tồn và quản lý. Mở rộng hướng tiếp cận, Odei và cộng sự (2023) đã ứng dụng phần mềm mã nguồn mở RStudio để phân tích tác động ảnh hưởng của mức độ đa dạng loài và mức độ đồng đều (Evenness) đến trữ lượng sinh khối rừng và kết luận mức độ đồng đều của loài ảnh hưởng đến cấu trúc và chức năng sinh thái. Những kết quả này góp phần cung cấp cơ sở khoa học cho việc xây dựng các chiến lược bảo tồn và phục hồi rừng bền vững trong bối cảnh biến đổi khí hậu toàn cầu.

Tại Việt Nam, việc ứng dụng các chỉ số đa dạng sinh học trong nghiên cứu thực vật rừng đã nhận được sự quan tâm ngày càng cao trong những năm gần đây. Một trong số đó là nghiên cứu của Nguyễn Văn Hành (2013) tại rừng Sơn Trà (Đà Nẵng), trong đó các chỉ số H' , D và d được sử dụng để đánh giá đa dạng loài cây gỗ. Kết quả cho thấy mức độ đa dạng tương đối cao, song có xu hướng suy giảm theo thời gian. Tiếp nối hướng tiếp cận định lượng này, nghiên cứu của Phạm Hồng Tính và Mai Sỹ Tuấn (2016) tại VQG Xuân Thủy đã sử dụng các chỉ số tương tự để phân tích cấu trúc quần xã rừng ngập mặn. Dữ liệu thu được không chỉ phản ánh khả năng phục hồi của hệ sinh thái dưới tác động môi trường và con người, mà còn minh chứng cho tính hữu dụng của các chỉ số đa dạng sinh học như một công cụ khoa học trong đánh giá tính bền vững của hệ sinh thái rừng.

Các nghiên cứu gần đây đã mở rộng phạm vi khảo sát và hệ sinh thái nghiên cứu, mang lại cái nhìn đa chiều hơn về tính đa dạng loài tại các vùng sinh thái. Lê Thái Hùng và cộng sự (2020), khi khảo sát rừng tại huyện A Lưới (Thừa Thiên Huế), ghi nhận giá trị chỉ số H' dao động từ 2,61 đến 3,12, phản ánh mức độ đa dạng trung bình đến cao trong quần xã cây gỗ thuộc họ Dầu – một nhóm loài có giá trị sinh thái, đồng thời cung cấp dữ liệu khoa học định hướng quản lý rừng bền vững. Trong khi đó, nghiên cứu của Dương Trung Hiếu và cộng sự (2020) tại Khu bảo tồn Đồng Sơn – Kỳ Thượng (Quảng Ninh) cho thấy mức độ đa dạng loài còn chịu ảnh hưởng từ điều kiện địa hình và trạng thái rừng. Chỉ số H' tại đây dao động từ 2,97 đến 3,7 trong đó

rừng kín thường xanh sau tác động có mức đa dạng cao hơn so với rừng sau khai thác. Những phát hiện này cho thấy tính đa dạng loài không chỉ phụ thuộc vào trạng thái rừng mà còn chịu chi phối mạnh mẽ bởi yếu tố địa hình và tác động khai thác.

Tiếp nối các nghiên cứu trước, trong giai đoạn 2017–2021, Nguyễn Thị Thanh Hương và cộng sự thực hiện nghiên cứu tại tỉnh Đắk Nông trong khuôn khổ dự án USAID. Với cách tiếp cận tích hợp đa nguồn dữ liệu bao gồm điều tra thực địa, ảnh vệ tinh và mô hình số địa hình (DEM), nghiên cứu đã định lượng đa dạng thực vật thân gỗ thông qua các chỉ số IVI , d , H' và D , đồng thời phân tích mối quan hệ giữa địa hình và phân bố đa dạng loài. Kết quả đã cung cấp bằng chứng khoa học ý nghĩa phục vụ công tác bảo tồn hệ thực vật thân gỗ tại địa phương.

Tổng quan cho thấy các chỉ số đa dạng sinh học như d , H' , D , IVI và IR là những công cụ định lượng phản ánh cấu trúc và chức năng của quần xã. Các chỉ số này đã được phát triển và ứng dụng trong nhiều hệ sinh thái khác nhau trên thế giới, đồng thời ngày càng được chú trọng tại Việt Nam. Tuy nhiên, phần lớn các nghiên cứu hiện nay mới chỉ dừng lại ở việc mô tả sự đa dạng và phân bố loài, trong khi mối quan hệ giữa các chỉ số đa dạng và các yếu tố sinh cảnh (như địa hình, độ cao) vẫn chưa được quan tâm đáng kể. Ngoài ra, chưa có nhiều nghiên cứu tích hợp các chỉ số đa dạng với dữ liệu viễn thám để đánh giá về cấu trúc đa dạng quần xã. Đây là khoảng trống mà luận án này hướng tới, thông qua việc ứng dụng tích hợp giữa điều tra thực địa, dữ liệu ảnh vệ tinh và phân tích định lượng nhằm phân tích đa dạng loài cây gỗ tại VQG Tà Đùng, qua đó cung cấp dữ liệu khoa học phục vụ công tác quản lý và bảo tồn bền vững.

1.3.2. Ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS trong nghiên cứu đa dạng sinh học.

Trong bối cảnh biến đổi khí hậu và suy thoái tài nguyên rừng vẫn đang diễn ra theo thời gian, việc tích hợp công nghệ viễn thám và GIS trong nghiên cứu đa dạng sinh học đang trở thành hướng tiếp cận hiện đại và hiệu quả. Cách tiếp cận này cho phép đánh giá toàn diện sự thay đổi của hệ sinh thái kể cả không gian và thời gian, đặc biệt phù hợp với các hệ sinh thái rừng và quần xã thực vật TGQH (Immitzer et al., 2023). Việc kết hợp giữa dữ liệu ảnh vệ tinh, công cụ GIS và điều tra thực địa không chỉ nâng cao hiệu quả trong giám sát, quản lý tài nguyên mà còn cung cấp nền tảng khoa học hỗ trợ xây dựng các chiến lược bảo tồn bền vững (Soubry et al., 2021). Trong đó, các yếu tố địa hình như

độ cao và độ dốc được xem là biến số sinh thái quan trọng có ảnh hưởng đến cấu trúc quần xã, mức độ đa dạng và sự phân bố loài trong hệ sinh thái rừng. Độ cao chi phối các yếu tố khí hậu như nhiệt độ, độ ẩm, lượng mưa, từ đó tác động đến khả năng thích nghi và phân bố của các loài thực vật (Rahbek, 2005). Trong khi đó, độ dốc ảnh hưởng đến khả năng giữ nước, tốc độ xói mòn và phân bố chất dinh dưỡng trong đất – những yếu tố quyết định mật độ và thành phần loài tại từng vị trí địa hình (Gaston, 2000).

Nhiều nghiên cứu trên thế giới đã chứng minh tiềm năng của viễn thám và GIS trong phân tích đa dạng sinh học, đặc biệt đối với các loài TGQH. Năm 2024, Xing và cộng sự đã cho rằng dữ liệu ảnh vệ tinh có thể cung cấp nguồn thông tin quan trọng trong giám sát sự biến động quần xã, nhưng cách tiếp cận này mới dừng lại ở mức quan sát sự thay đổi tổng thể mà chưa đi sâu vào từng loài cụ thể. Trong khi đó, Vinicius và cộng sự (2025) đã tiến thêm một bước khi tích hợp ảnh SE-2A với dữ liệu thực địa để ước lượng chỉ số đa dạng sinh học, xây dựng bản đồ phân bố loài và phân tích ảnh hưởng của địa hình, cho thấy ưu thế của phương pháp kết hợp dữ liệu đa nguồn. Tương tự, nghiên cứu của He X và cộng sự (2023) tại dãy Himalaya sử dụng mô hình số độ cao (DEM) kết hợp GIS để mô hình hóa phân bố loài, qua đó nhấn mạnh vai trò chi phối của yếu tố địa hình đối với sự thay đổi đa dạng theo độ cao.

Trong một hướng tiếp cận khác, Kumar và cộng sự (2024) đã sử dụng các kỹ thuật phân tích thống kê trong RStudio kết hợp với dữ liệu môi trường trích xuất từ ảnh vệ tinh để đánh giá mức độ phong phú loài theo biến thiên địa hình. Các mô hình hồi quy tổng quát và phân tích đa biến đã chỉ ra mối liên hệ chặt chẽ giữa điều kiện môi trường và đặc tính sinh thái của quần xã. Nhìn chung, những nghiên cứu này cho thấy hiệu quả vượt trội của việc tích hợp công nghệ viễn thám, GIS và phân tích định lượng trong nghiên cứu đa dạng sinh học (Markus et al., 2023).

Tại Việt Nam, việc ứng dụng công nghệ GIS và viễn thám trong nghiên cứu thực vật thân gỗ đang dần khẳng định vai trò cần thiết trong việc hỗ trợ phân tích không gian và xây dựng các chiến lược bảo tồn dựa trên dữ liệu định lượng. Bảo Huy và cộng sự (2014) đã sử dụng GIS để phân tích phân bố các loài thực vật quý hiếm tại Đắc Lắc, từ đó đề xuất giải pháp bảo tồn mang tính địa phương. Hướng tiếp cận này có ưu điểm ở khả năng trực quan hóa phân bố loài, nhưng chưa khai thác sâu dữ liệu phổ từ ảnh vệ tinh. Ở bước phát triển cao hơn, Nguyễn Thị Thanh Hương và Châu Thị Như Quỳnh (2018) đã kết hợp ảnh Landsat 8 với các chỉ số thực vật để phân tích mối liên hệ giữa dữ

liệu viễn thám và chỉ số đa dạng sinh học của thực vật thân gỗ. Kết quả cho thấy tồn tại mối tương quan có ý nghĩa thống kê giữa đặc tính phổ và sự đa dạng loài, mở ra tiềm năng ứng dụng của dữ liệu viễn thám trong dự đoán và giám sát biến động đa dạng sinh học theo không gian – thời gian.

Tiếp nối các hướng nghiên cứu này, giai đoạn 2017–2021, Nguyễn Thị Thanh Hương và cộng sự đã triển khai nghiên cứu tại rừng lá rộng thường xanh tại tỉnh Đắk Nông nhằm định lượng mức độ đa dạng của các loài thực vật thân gỗ. Phương pháp tích hợp ảnh SE-2A, Landsat với điều tra thực địa và phân tích không gian trên ArcGIS, QGIS cùng xử lý thống kê bằng RStudio đã được áp dụng. Nghiên cứu đã xây dựng bản đồ phân bố loài, đồng thời phân tích tác động của yếu tố địa hình đến cấu trúc quần xã. Kết quả không chỉ cung cấp dữ liệu định lượng có giá trị cho quản lý rừng tại địa phương, mà còn góp phần củng cố cơ sở khoa học phục vụ quy hoạch và thích ứng với biến đổi khí hậu.

Mặc dù viễn thám và GIS đã được công nhận là những công cụ hữu hiệu trong nghiên cứu và giám sát đa dạng sinh học, song tại Việt Nam, việc tích hợp các công nghệ này với các phương pháp phân tích định lượng hiện đại vẫn còn tương đối hạn chế, đặc biệt đối với nhóm thực vật TGQH.

Bên cạnh đó, các phân tích về ảnh hưởng của yếu tố địa hình (như độ cao, độ dốc) đến cấu trúc và mức độ đa dạng sinh học còn thiếu tính hệ thống và chưa kết nối giữa dữ liệu sinh thái thực địa với các mô hình không gian. Những khoảng trống này đặt ra yêu cầu cần thiết đối với các nghiên cứu tiếp cận liên ngành, tích hợp giữa dữ liệu viễn thám, GIS, điều tra thực địa và phân tích định lượng nhằm phân tích cấu trúc đa dạng sinh học và các yếu tố chi phối sự phân bố loài.

Trên cơ sở đó, luận án được thực hiện với mục tiêu ứng dụng cách tiếp cận tích hợp nói trên vào nghiên cứu đa dạng sinh học tại khu vực VQG Tà Đùng, qua đó đóng góp cơ sở dữ liệu khoa học phục vụ quản lý và bảo tồn bền vững các loài TGQH tại địa phương.

1.4. Sử dụng mô hình phân bố loài (SDMs) để dự báo phân bố tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu và xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học.

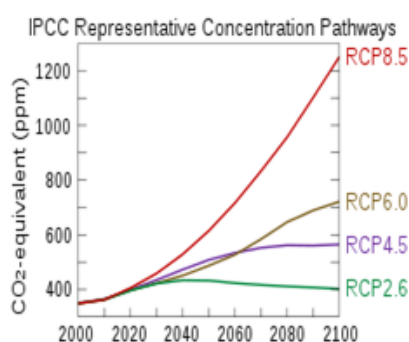
1.4.1. Khái niệm về kịch bản biến đổi khí hậu và các biến khí hậu.

Theo Tổ chức Nông lương Liên hợp quốc (FAO, 2009), khí hậu được xác định thông qua các yếu tố chính như nhiệt độ, độ ẩm, lượng mưa, áp suất khí quyển và bức

xạ mặt trời. Đặc điểm khí hậu của một khu vực chịu ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố khác nhau, bao gồm vị trí địa lý, địa hình, độ cao cũng như sự hiện diện của lớp băng tuyết và các dòng hải lưu gần đó. Việc phân loại khí hậu thường dựa trên các chỉ số định lượng về nhiệt độ và lượng mưa nhằm mô tả sự khác biệt giữa các vùng khí hậu trên thế giới.

Ủy ban Liên chính phủ về Biến đổi Khí hậu (IPCC, 2023) cũng nhấn mạnh rằng biến đổi khí hậu có tác động sâu rộng đến sự phân bố của các loài thực vật, đặc biệt là những loài có phạm vi phân bố hẹp. Vì vậy, việc mô phỏng sự phân bố hiện tại và tiềm năng của các loài trong bối cảnh biến đổi khí hậu đóng vai trò quan trọng trong công tác bảo tồn và quản lý tài nguyên thiên nhiên.

Để đánh giá tác động của biến đổi khí hậu, IPCC đã đề xuất các kịch bản phát thải khí nhà kính, được gọi là Representative Concentration Pathways (RCPs), phản ánh các kịch bản khí hậu khác nhau dựa trên mức độ phát thải khí nhà kính vào khí quyển. Bốn kịch bản chính gồm RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 và RCP8.5 đã được sử dụng để mô hình hóa các kịch bản khí hậu tương lai (Hình 1.2.). Mỗi kịch bản thể hiện một mức độ phát thải khác nhau và các tác động của nhiệt độ đối với hệ thống khí hậu toàn cầu.



Năm	2046–2065	2081–2100
RCP2.6	1,0 (0,4 to 1,6)	1,0 (0.3 to 1.7)
RCP4.5	1,4 (0,9 to 2,0)	1,8 (1,1 to 2,6)
RCP6.0	1,3 (0,8 to 1,8)	2,2 (1,4 to 3,1)
RCP8.5	2,0 (1,4 to 2,6)	3,7 (2,6 to 4,8)

Hình 1.2. Kịch bản biến đổi khí hậu với dự đoán sự tăng lên của nhiệt độ

(<http://www.dcc.gov.vn>, 2023)

Hình 1.2 trình bày các kịch bản RCP trong dự báo biến đổi khí hậu. Theo RCP2.6 – giả định giảm phát thải mạnh – nhiệt độ toàn cầu có thể tăng khoảng 1,0°C vào giữa thế kỷ XXI và duy trì ổn định đến cuối thế kỷ. Trong khi đó, RCP8.5 – kịch bản phát thải cao – dự báo mức tăng lên đến 3,7°C vào cuối thế kỷ. Các kịch bản trung gian như RCP4.5 và RCP6.0 phản ánh mức tăng nhiệt độ vừa phải. Những dự báo này cho thấy tương lai khí hậu phụ thuộc vào hành động hiện tại, đồng thời hỗ trợ mô hình hóa tác động khí hậu và hoạch định chiến lược thích ứng hiệu quả (IPCC, 2023).

Trong nghiên cứu này, các kịch bản biến đổi khí hậu được xây dựng dựa trên hai mô hình khí hậu toàn cầu là EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL, với dữ liệu khí hậu được lấy từ bộ cơ sở WorldClim. Đây là hai trong số các mô hình khí hậu phổ biến và được sử dụng rộng rãi trong cộng đồng khoa học quốc tế. Cả hai mô hình đều tham gia vào Dự án So sánh Mô hình Khí hậu Giai đoạn 6 (CMIP6 – Coupled Model Intercomparison Project Phase 6), một sáng kiến nghiên cứu toàn cầu có quy mô lớn nhằm so sánh, đánh giá và cải thiện hiệu quả mô phỏng khí hậu của các mô hình khí hậu hiện có. Việc EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL được lựa chọn trong nhiều nghiên cứu thuộc CMIP6 cho thấy mức độ tin cậy, tính đại diện cao và khả năng mô phỏng các yếu tố khí hậu phức tạp trong các bối cảnh địa lý và thời gian khác nhau (Dobler et al., 2024).

EC-Earth3-Veg là một mô hình hệ thống khí hậu tích hợp, được phát triển bởi liên danh EC-Earth Consortium. Mô hình này kết hợp các thành phần khí quyển, đại dương, băng biển và đất liền, đồng thời tích hợp mô-đun thảm thực vật động, cho phép mô phỏng tương tác giữa khí hậu và thảm thực vật (<https://ec-earth.org/ec-earth-and-cmip/ec-earth3-and-cmip6>).

HadGEM3-GC31-LL là một mô hình khí hậu toàn cầu thuộc thế hệ thứ ba của dòng mô hình HadGEM, do Trung tâm Khí tượng Met Office của Vương quốc Anh phát triển. Mô hình này tích hợp các thành phần khí quyển, đại dương, băng biển và đất liền; trong đó sử dụng độ phân giải ngang N96 (~135 km) cho khí quyển và đất liền; với đại dương và băng biển sử dụng lưới ORCA1 (~1°). Nhờ có độ phân giải cao và khả năng mô phỏng chi tiết, HadGEM3-GC31-LL được sử dụng rộng rãi trong nghiên cứu dự báo khí hậu và đánh giá tác động của biến đổi khí hậu trên quy mô toàn cầu (<https://ukesm.ac.uk/wp-content/uploads/2022/06>).

Hệ thống Kịch bản Phát triển Kinh tế - Xã hội (Shared Socioeconomic Pathways – SSP) được xây dựng nhằm cung cấp bối cảnh toàn diện hơn cho các nghiên cứu biến đổi khí hậu, bằng cách tích hợp các yếu tố kinh tế, xã hội và nhân khẩu học vào mô phỏng phát thải khí nhà kính và tác động khí hậu (Hausfather & Peters, 2020). Các kịch bản kết hợp giữa SSP và các mức phát thải khí nhà kính, như SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP5-8.5, được sử dụng rộng rãi trong mô hình khí hậu CMIP6 nhằm mô phỏng các tương lai khí hậu khác nhau (<https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC8917170>). Cụ thể như sau:

SSP1-2.6: Kịch bản phát triển bền vững với mức phát thải thấp. Giả định xã hội tiến tới phát triển xanh, giảm bất bình đẳng, sử dụng năng lượng hiệu quả. Mức gia tăng bức xạ là 2.6 W/m^2 vào năm 2100.

SSP2-4.5: Kịch bản trung bình, phản ánh xu hướng hiện tại với chính sách khí hậu ở mức trung bình. Mức bức xạ đạt 4.5 W/m^2 vào năm 2100.

SSP5-8.5: Kịch bản phát thải cao, dựa trên tăng trưởng kinh tế nhanh sử dụng năng lượng hóa thạch. Đây là một trong các kịch bản có tác động khí hậu nghiêm trọng nhất, với bức xạ đạt 8.5 W/m^2 vào năm 2100.

Theo IPCC AR6 Summary for Policymakers, những kịch bản này đều đóng vai trò quan trọng trong nghiên cứu khí hậu (<https://climate-scenarios.canada.ca/>). Vì vậy, hệ thống SSP được xây dựng để sử dụng trong CMIP6 dần thay thế cho hệ thống RCP đã sử dụng trong CMIP5 (Hausfather & Peters, 2020).

RCP8.5 và SSP5-8.5 đều mô tả kịch bản phát thải khí nhà kính rất cao, tuy nhiên SSP5-8.5 được xem là phiên bản mở rộng và hiện đại hơn của RCP8.5, do đã tích hợp thêm các giả định về bối cảnh kinh tế - xã hội như tốc độ tăng trưởng kinh tế, nhu cầu năng lượng và cấu trúc dân số. Vì vậy, nghiên cứu này đã sử dụng mô hình khí hậu được phân tích theo kịch bản phát thải SSP5-8.5 trong các giai đoạn của thế kỷ XXI (2021–2040, 2041–2060, 2061–2080 và 2081–2100).

Kịch bản SSP5-8.5, đại diện cho mức phát thải cao nhất trong bộ CMIP6, được xem là viễn cảnh khí hậu cực đoan nhất có thể xảy ra trong tương lai (Dobler et al., 2024). Việc lựa chọn kịch bản này nhằm mục tiêu đánh giá tác động lớn nhất có thể ảnh hưởng đến đa dạng sinh học thực vật TGQH, từ đó xây dựng các phương án thích ứng có tính toàn diện và chủ động hơn. Cách tiếp cận này đảm bảo rằng nếu có thể đối phó hiệu quả với kịch bản cực đoan nhất, thì các kịch bản nhẹ hơn như SSP2-4.5 cũng sẽ nằm trong khả năng ứng phó, qua đó tăng cường năng lực hoạch định và linh hoạt trong quản lý bảo tồn tài nguyên thiên nhiên.

Theo IPCC (2023), có 19 biến số khí hậu sinh thái, trích xuất từ dữ liệu nhiệt độ và lượng mưa hàng tháng, thường được sử dụng trong nghiên cứu sinh thái và đánh giá tác động của biến đổi khí hậu đến đa dạng sinh học (Bảng 1.1). Các biến này tạo nên bộ dữ liệu sinh khí hậu cần thiết cho mô hình SDMs, giúp phân tích mối liên hệ giữa yếu tố khí hậu và sự hiện diện, phân bố của loài. Phương pháp này là nền tảng để lập bản đồ

phân bố loài theo các kịch bản khí hậu tương lai, qua đó hỗ trợ hiệu quả cho chiến lược bảo tồn và quản lý tài nguyên thiên nhiên.

Bảng 1.1. Mô tả tóm tắt các biến khí hậu

STT	BIO	Biến khí hậu	STT	BIO	Biến khí hậu
1	BIO1	Nhiệt độ trung bình hàng năm	11	BIO11	Nhiệt độ trung bình của quý lạnh nhất
2	BIO2	Phạm vi trung bình ngày	12	BIO12	Lượng mưa hàng năm
3	BIO3	Đẳng nhiệt (BIO2 / BIO7) ($\times 100$)	13	BIO13	Lượng mưa của tháng ẩm ướt nhất
4	BIO4	Nhiệt độ theo mùa (độ lệch chuẩn $\times 100$)	14	BIO14	Lượng mưa của tháng khô hạn nhất
5	BIO5	Nhiệt độ tối đa của tháng ẩm nhất	15	BIO15	Lượng mưa theo mùa
6	BIO6	Nhiệt độ tối thiểu của tháng lạnh nhất	16	BIO16	Lượng mưa của Quý ẩm nhất
7	BIO7	Phạm vi nhiệt độ hàng năm (BIO5-BIO6)	17	BIO17	Lượng mưa của Quý khô nhất
8	BIO8	Nhiệt độ trung bình của Quý ẩm nhất	18	BIO18	Lượng mưa của Quý nóng nhất
9	BIO9	Nhiệt độ trung bình của Quý khô nhất	19	BIO19	Lượng mưa của Quý lạnh nhất
10	BIO10	Nhiệt độ trung bình của Quý nóng nhất;			

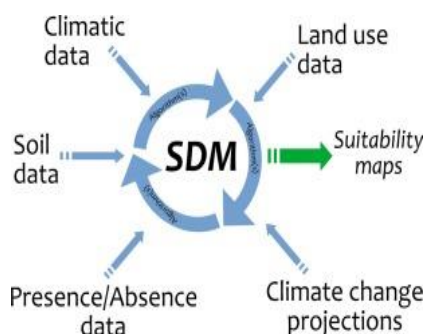
Việc tích hợp những biến số khí hậu này vào mô hình sinh thái không chỉ giúp phân tích các xu hướng biến đổi khí hậu mà còn cung cấp cơ sở khoa học cho các nỗ lực bảo vệ môi trường sống và quản lý bền vững tài nguyên thiên nhiên trong bối cảnh khí hậu đang biến đổi (Thuiller et al., 2009).

Như vậy, phân tích tổng quan cho thấy biến đổi khí hậu là yếu tố ảnh hưởng đến hệ sinh thái và sự phân bố của các loài thực vật, đặc biệt là nhóm thực vật TGQH có phạm vi phân bố hẹp và độ nhạy cảm sinh thái cao. Việc sử dụng các mô hình khí hậu toàn cầu tiên tiến như EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL cùng với kịch bản phát thải SSP5-8.5 trong khuôn khổ CMIP6 không chỉ phản ánh bối cảnh khí hậu cực đoan nhất có thể xảy ra, mà còn cho phép đánh giá rủi ro ở mức cao nhất nhằm xây dựng các phương án thích ứng hiệu quả. Bên cạnh đó, việc tích hợp 19 biến khí hậu sinh thái từ cơ sở dữ liệu WorldClim vào mô hình SDMs là cách tiếp cận khoa học đã được thừa nhận trong các nghiên cứu trên quốc tế, giúp mô phỏng hiệu quả sự phân bố hiện tại và tiềm năng của loài dưới các kịch bản khí hậu tương lai. Trên cơ sở đó, luận án đã lựa chọn các phương pháp và mô hình này nhằm định lượng ảnh hưởng của biến đổi khí hậu đến sự phân bố của thực vật TGQH.

Tuy nhiên, các nghiên cứu hiện nay phần lớn vẫn tập trung vào mô hình hóa khí hậu ở quy mô toàn cầu hoặc vùng rộng, trong khi các phân tích ở cấp độ địa phương – đặc biệt đối với nhóm thực vật TGQH – còn tương đối hạn chế. Khoảng trống này là vấn đề mà luận án đặt ra nhằm giải quyết, với mục tiêu đóng góp thêm dẫn liệu thực chứng, cung cấp thông tin cho công tác bảo tồn thực vật trong bối cảnh biến đổi khí hậu ngày càng gia tăng.

1.4.2. Giới thiệu về mô hình SDMs.

Mô hình SDMs lần đầu tiên được giới thiệu vào khoảng giữa những năm 1980 và đã dần khẳng định vai trò quan trọng trong các nghiên cứu sinh thái và bảo tồn của thế kỷ 21. Hiện nay, SDMs được xem là công cụ hữu hiệu trong việc hỗ trợ hoạch định chiến lược quản lý rừng và bảo tồn đa dạng sinh học, đặc biệt có ý nghĩa trong bối cảnh biến đổi khí hậu ngày càng gia tăng (Franklin, 2010; Elith et al., 2009). Các mô hình này, còn được gọi là mô hình thích nghi sinh thái hay mô hình dự báo môi trường sống, hoạt động dựa trên việc phân tích mối quan hệ giữa sự phân bố của loài và các yếu tố môi trường, từ đó đưa ra dự báo khoa học về phạm vi sinh thái của chúng (Peterson et al., 2001). Với sự phát triển của công nghệ viễn thám, GIS và học máy, SDMs ngày càng được cải tiến và ứng dụng rộng rãi hơn trong nghiên cứu sinh thái học và bảo tồn (Phillips et al., 2008).



Hình 1.3. Dữ liệu đầu vào của SDMs

(https://en.wikipedia.org/wiki/Species_distribution_modelling)

SDMs yêu cầu dữ liệu đầu vào đa dạng (Hình 1.3), bao gồm thông tin về vị trí địa lý của loài, mật độ và mức độ phong phú của quần thể, cùng với các yếu tố môi trường như dữ liệu khí hậu, lớp phủ thực vật, đặc điểm thổ nhưỡng, nhiệt độ và lượng mưa (Phillips et al., 2008).

Quy trình xây dựng SDMs thường có các bước chính sau: (i) thu thập dữ liệu về vị trí xuất hiện của loài; (ii) tổng hợp thông tin về các yếu tố môi trường từ cơ sở dữ liệu không gian tại các khu vực ghi nhận sự xuất hiện của loài; (iii) sử dụng dữ liệu

môi trường để ước tính mối quan hệ và hiệu chỉnh mô hình; và (iv) dự báo phạm vi phân bố tiềm năng của loài dựa trên các mô hình thống kê hoặc thuật toán học máy (Phillips et al., 2008).

Nguồn dữ liệu có thể được thu thập từ các cơ sở dữ liệu sinh học toàn cầu như Global Biodiversity Information Facility (GBIF) và OBIS (Ocean Biogeographic Information System), hoặc từ khảo sát thực địa. Dữ liệu khí hậu có thể được khai thác từ các nguồn như WorldClim và CHELSA; trong khi dữ liệu viễn thám có thể được lấy từ GEE hoặc NASA. Các lớp dữ liệu này được phân tích bằng phương pháp thống kê và thuật toán học máy nhằm dự báo biến động môi trường sống do biến đổi khí hậu, hỗ trợ hiệu quả công tác bảo tồn. RStudio, với hệ sinh thái các gói phần mềm mạnh mẽ, cung cấp nền tảng linh hoạt cho xử lý, phân tích và trực quan hóa dữ liệu, đồng thời tích hợp các thuật toán học máy giúp nâng cao độ chính xác dự báo (Hijmans et al., 2005).

Một số package thường được sử dụng để xây dựng và phân tích SDMs bao gồm:

- + Dismo: Cung cấp các công cụ để phân tích mô hình phân bố loài, hỗ trợ các thuật toán như MaxEnt, hồi quy logistic, mô hình cây quyết định. Ngoài ra, gói này còn cho phép nhập dữ liệu, tạo bản đồ phân bố và đánh giá hiệu suất mô hình (Hijmans et al., 2005).

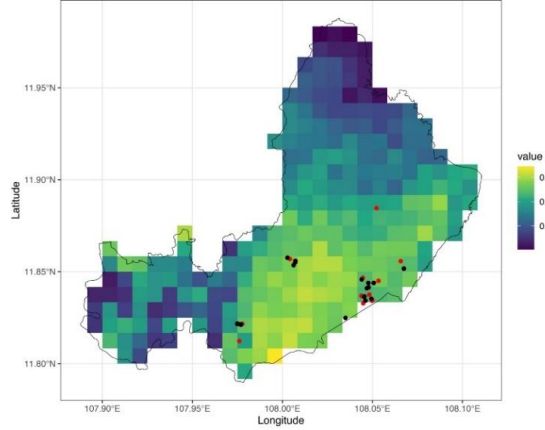
- + Raster: Cho phép thao tác với dữ liệu không gian ở định dạng raster, giúp xử lý các lớp thông tin môi trường như nhiệt độ, độ cao và lượng mưa. Đây là yếu tố quan trọng để cung cấp các biến độc lập trong mô hình phân bố loài (Hijmans et al., 2005).

- + Biomod2: Hỗ trợ việc xây dựng và so sánh nhiều mô hình SDMs khác nhau, bao gồm GAM, GLM, MaxEnt, Random Forests. Điều này giúp các nhà nghiên cứu lựa chọn mô hình có độ chính xác cao nhất cho các dự đoán sinh thái (Araújo et al., 2007).

- + MaxEnt: Đây là một trong những thuật toán phổ biến nhất trong dự đoán phân bố loài. MaxEnt là triển khai thuật toán trong RStudio, hỗ trợ mạnh các phân tích về phân bố loài, dễ dàng tích hợp với các công cụ khác trong hệ sinh thái RStudio (Phillips et al., 2008).

Ngoài ra, các gói như *sf* và *sp* trong RStudio cũng giúp xử lý dữ liệu không gian vector và raster hiệu quả, tăng khả năng tích hợp và phân tích dữ liệu địa lý trong

SDMs (Hijmans et al, 2005). Sự kết hợp giữa thuật toán học máy và dữ liệu không gian trong môi trường RStudio mang lại nền tảng linh hoạt cho nghiên cứu phân bố loài, hỗ trợ thiết thực cho công tác bảo tồn và quản lý tài nguyên thiên nhiên (Hình 1.4).



Hình 1.4. Mô hình phân bố SDMs

Hiệu suất của các mô hình SDMs được đánh giá thông qua chỉ số AUC (Area Under the Curve), một thước đo phổ biến thể hiện khả năng phân biệt giữa các điểm hiện diện và vắng mặt (Phillips et al., 2006). AUC được xác định là diện tích dưới đường cong ROC (Receiver Operating Characteristic), phản ánh mối quan hệ giữa tỷ lệ phát hiện đúng (True Positive Rate – TPR) và tỷ lệ báo động giả (False Positive Rate – FPR) (Phillips et al., 2008).

Về mặt lý thuyết, AUC có thể được xác định bằng tích phân xác định như sau:

$$AUC = \int_0^1 f(x) dx$$

Trong đó: $f(x)$ là hàm biểu diễn TPR theo FPR.

Tuy nhiên, do ROC thường được xây dựng từ các điểm rời rạc trong thực tế, AUC được xấp xỉ bằng phương pháp hình thang (trapezoidal rule), theo công thức:

$$AUC \approx \sum_{i=1}^{n-1} (FPR_{i+1} - FPR_i) \cdot \frac{TPR_{i+1} + TPR_i}{2}$$

Với n là số điểm trên đường cong ROC, các giá trị FPR_i và TPR_i được sắp xếp theo thứ tự tăng dần của FPR. Phương pháp này cho phép đánh giá chính xác hiệu suất mô hình trong việc phân loại giữa hai lớp (ví dụ: có mặt và không có mặt của loài) trên toàn bộ ngưỡng dự đoán. AUC là một giá trị số đo diện tích dưới đường cong ROC, dao động từ 0 đến 1, thể hiện khả năng của mô hình trong việc phân biệt

giữa sự hiện diện và vắng mặt của loài dựa trên các biến môi trường (Porfirio et al., 2014).

Theo White và cộng sự (2023), giá trị AUC là một chỉ số đáng tin cậy để phản ánh hiệu suất tổng thể của mô hình phân loại. Cụ thể như sau:

$AUC = 0,5$: Mô hình không tốt hơn đoán ngẫu nhiên.

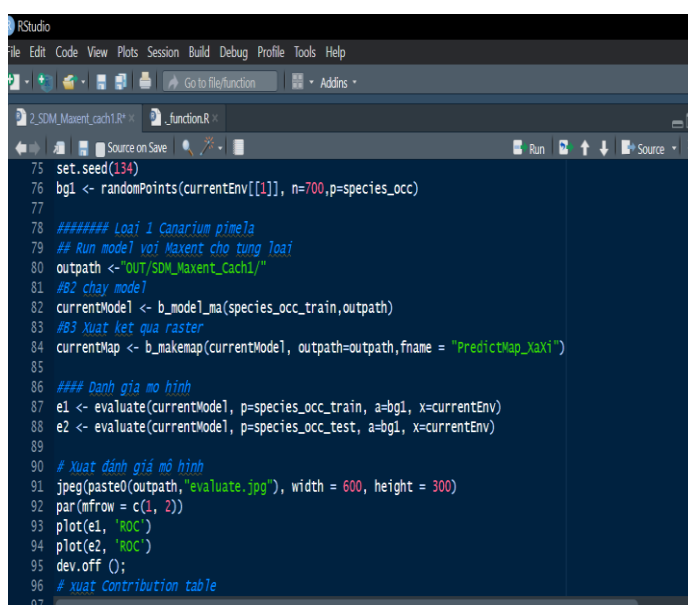
$0,7 \leq AUC < 0,8$: Mô hình có độ chính xác khá.

$0,8 \leq AUC < 0,9$: Mô hình có độ chính xác tốt.

$AUC \geq 0,9$: Mô hình có độ chính xác rất cao.

Ngoài ra, việc đánh giá hiệu suất thường phải đi kèm với khoảng tin cậy (confidence interval – CI), trong đó khoảng tin cậy 95% là mức phổ biến nhằm đảm bảo độ tin cậy trong suy luận thống kê (White et al., 2023).

Dữ liệu đánh giá được chia thành hai phần: 70% dùng để huấn luyện mô hình và 30% còn lại để kiểm định và xác thực (Hình 1.5). Cách phân chia này cho phép đánh giá hiệu quả mô hình và kiểm tra khả năng tổng quát hóa khi áp dụng ở các khu vực sinh thái khác nhau (Elith et al., 2009). Tuy nhiên, trong điều kiện dữ liệu hạn chế, mô hình vẫn có thể xây dựng mà không cần tập kiểm định. Thuật toán MaxEnt vẫn cho kết quả ổn định với số điểm hiện diện tối thiểu từ 2 đến 10, đặc biệt với các loài có phân bố hẹp, nếu được hiệu chỉnh phù hợp và sử dụng các kỹ thuật đánh giá nội tại như cross-validation hoặc Jackknife để lựa chọn biến môi trường có ý nghĩa sinh thái (André et al., 2016 và Bean et al., 2012).

The image shows a screenshot of the RStudio interface. The main window displays R code for model evaluation. The code includes comments in Vietnamese and R commands for setting a seed, randomizing points, running a MaxEnt model, evaluating the model, and plotting the results. The code is as follows:

```
75 set.seed(134)
76 bg1 <- randomPoints(currentEnv[[1]], n=700,p=species_occ)
77
78 ##### Loại 1 Canarium pimela
79 ## Run model với Maxent cho từng loại
80 outpath <- "OUT/SDM_Maxent_Cach1/"
81 ##2 chạy model
82 currentModel <- b_model_ma(species_occ_train,outpath)
83 ##3 Xuất kết quả raster
84 currentMap <- b_makemap(currentModel, outpath=outpath,fname = "PredictMap_xaxi")
85
86 ### Đánh giá mô hình
87 e1 <- evaluate(currentModel, p=species_occ_train, a=bg1, x=currentEnv)
88 e2 <- evaluate(currentModel, p=species_occ_test, a=bg1, x=currentEnv)
89
90 # Xuất đánh giá mô hình
91 jpeg(paste0(outpath,"evaluate.jpg"), width = 600, height = 300)
92 par(mfrow = c(1, 2))
93 plot(e1, "ROC")
94 plot(e2, "ROC")
95 dev.off()
96 # xuất Contribution table
97
```

Hình 1.5. Đánh giá hiệu suất mô hình

Trong quá trình kiểm tra độ chính xác của các mô hình SDMs, kiểm định chéo (cross-validation) đóng vai trò quan trọng, đặc biệt là phương pháp kiểm định chéo khối không gian (spatial block cross-validation). Phương pháp này chia không gian nghiên cứu thành các khối độc lập về mặt địa lý, sau đó tiến hành huấn luyện và kiểm tra mô hình trên từng khối riêng biệt. Cách tiếp cận này giúp giảm thiểu sự tương quan giữa các tập dữ liệu huấn luyện và kiểm định, từ đó cải thiện tính khách quan, độ chính xác và khả năng tổng quát hóa của mô hình (Araújo et al., 2007).

Qua tổng quan các nghiên cứu trên cho thấy, SDMs là công cụ hiệu quả trong dự đoán phân bố loài và đánh giá tác động môi trường, đặc biệt khi tích hợp dữ liệu không gian (khí hậu, thổ nhưỡng, lớp phủ) với các thuật toán học máy trong RStudio. Sử dụng các gói như MaxEnt, Dismo, Raster, Biomod2 cùng các phương pháp đánh giá AUC và cross-validation giúp nâng cao độ chính xác và độ tin cậy của mô hình. Vì vậy, luận án đã áp dụng SDMs để mô phỏng phân bố hiện tại và tiềm năng của thực vật TGQH, phục vụ định hướng bảo tồn thích ứng với biến đổi khí hậu.

1.4.3. Ứng dụng mô hình SDMs trong dự báo phân bố loài và xác định các điểm nóng đa dạng sinh học.

Trong những năm gần đây, các mô hình phân bố sinh cảnh tiềm năng như SDMs đã được ứng dụng rộng rãi và hiệu quả trong sinh thái học nhằm dự đoán khả năng xuất hiện và phân bố của các loài dưới tác động của biến đổi khí hậu. SDMs cho phép tích hợp dữ liệu phân bố địa lý của loài với các biến môi trường (khí hậu, địa hình, thảm phủ, ...), từ đó xây dựng bản đồ sinh cảnh phù hợp, hỗ trợ tối ưu hóa điều tra thực địa và hoạch định chiến lược bảo tồn. Trong số các công cụ thuộc nhóm SDMs, MaxEnt là một trong những thuật toán được sử dụng phổ biến nhờ khả năng mô hình hóa với dữ liệu hiện diện hạn chế. Năm 2024, Zhang và cộng sự đã áp dụng phương pháp này để mô phỏng vùng phân bố tiềm năng của loài *Angelica dahurica* tại Trung Quốc, sử dụng 22 biến môi trường và đạt độ chính xác cao với chỉ số AUC là 0,879. Không chỉ dừng lại ở mô phỏng hiện trạng, nghiên cứu này còn nhấn mạnh vai trò của các yếu tố độ cao và độ dốc trong việc chi phối phân bố loài, kết quả này cũng được củng cố bởi nghiên cứu của He và cộng sự (2023).

Trong một ứng dụng tương tự, Xue và cộng sự (2024) đã kết hợp MaxEnt với dữ liệu thực địa, dữ liệu trực tuyến và các kịch bản biến đổi khí hậu thuộc nhóm SSP để dự báo vùng phân bố tiềm năng của loài cây quý hiếm *Pseudotsuga neoveitchii*.

Việc lồng ghép các yếu tố khí hậu tương lai không chỉ giúp nâng cao tính thực tiễn của mô hình mà còn đóng vai trò định hướng trong xây dựng các chiến lược bảo tồn thích ứng với điều kiện biến đổi môi trường. Những nghiên cứu này cho thấy tiềm năng lớn của MaxEnt không chỉ trong việc mô phỏng hiện trạng mà còn dự báo các kịch bản sinh cảnh trong tương lai hỗ trợ công tác quy hoạch và bảo tồn đa dạng sinh học.

Tại Việt Nam, hướng tiếp cận này cũng đã bước đầu được triển khai nhằm phục vụ nghiên cứu phân bố loài và bảo tồn đa dạng sinh học thích ứng với biến đổi khí hậu. Đinh Tiến Tài và cộng sự (2020) đã ứng dụng MaxEnt để dự báo vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị (*Cinnamomum balansae*) tại khu vực Bắc Trung Bộ và miền Bắc. Với 52 điểm hiện diện cùng 9 biến môi trường, mô hình đạt giá trị AUC = 0,861, cho thấy mức độ tin cậy tương đối cao. Tuy nhiên, nghiên cứu này chủ yếu tập trung vào một loài đặc hữu.

Ở một quy mô rộng hơn, Viện Sinh thái học Miền Nam (2017–2021) đã kết hợp MaxEnt với dữ liệu sinh khí hậu để xây dựng bản đồ phân bố và xác định các điểm nóng (hotspots) đa dạng sinh học của nhiều loài thực vật quý hiếm tại Tây Nguyên và Nam Trung Bộ. Cách tiếp cận này cho thấy ưu điểm khi phân tích trên phạm vi cảnh quan rộng, vừa hỗ trợ quy hoạch bảo tồn, vừa nhận diện được các khu vực ưu tiên giám sát lâu dài.

Gần đây, Đỗ Quang Tùng, Hoàng Văn Sâm và cộng sự (2024) đã phát triển hơn khi sử dụng MaxEnt kết hợp với mô hình phân bố không gian để đánh giá nguy cơ suy giảm môi trường sống của loài cây quý hiếm *Pterocarya tonkinensis*. Kết quả không chỉ dự báo vùng phân bố hiện tại mà còn xác định được các khu vực tiềm năng trong tương lai, bao gồm cả Tây Nam Vân Nam (Trung Quốc) và lãnh thổ Việt Nam, qua đó mở rộng phạm vi ứng dụng của mô hình ra ngoài biên giới quốc gia.

Các kết quả bước đầu của các nghiên cứu đã cho thấy tiềm năng của mô hình SDMs trong nghiên cứu và bảo tồn thực vật tại Việt Nam. Việc tích hợp dữ liệu viễn thám với các công cụ GIS và những thuật toán học máy hiện đại như MaxEnt ngày càng cho thấy vai trò quan trọng trong nghiên cứu sinh thái không gian và bảo tồn đa dạng sinh học. Năm 2019, Wang và cộng sự, khi nghiên cứu loài cỏ sinh quý hiếm *Davidia involucrata* Baill tại Trung Quốc, đã chứng minh tiềm năng của cách tiếp cận này. Sử dụng 63 điểm phân bố và 19 biến sinh khí hậu từ WorldClim, nhóm tác giả đã xây dựng

mô hình MaxEnt với độ chính xác rất cao ($AUC > 0,9$), đồng thời dự báo sinh cảnh thích hợp của loài sẽ bị thu hẹp mạnh dưới tác động của biến đổi khí hậu. Nghiên cứu này cho thấy MaxEnt không chỉ mô phỏng hiện trạng phân bố mà còn có giá trị lớn trong dự báo kịch bản tương lai.

Ở một hướng tiếp cận khác, Choe và cộng sự (2021) đã mở rộng ứng dụng SDMs khi kết hợp với dữ liệu viễn thám MODIS để ước tính sự phong phú tiềm năng của các loài trên toàn bán đảo Triều Tiên. Kết quả đạt hệ số tương quan Pearson = 0,98, phản ánh độ chính xác rất cao, đồng thời chứng minh tính hữu dụng của phương pháp này trong bối cảnh thiếu dữ liệu thực địa. Nhờ đó, nhóm tác giả đã xác định được các khu vực có giá trị sinh học cao, đóng vai trò như các điểm nóng (hotspots) cần ưu tiên bảo tồn.

So sánh hai nghiên cứu có thể thấy, Wang và cộng sự (2019) nhấn mạnh khả năng dự báo biến đổi sinh cảnh loài dưới các kịch bản khí hậu, trong khi Choe và cộng sự (2021) tập trung vào ước lượng sự phong phú đa loài trên phạm vi không gian rộng và dữ liệu hạn chế. Như vậy, dù tiếp cận theo những hướng khác nhau, cả hai đều khẳng định ưu thế của việc tích hợp dữ liệu viễn thám, GIS và học máy trong nghiên cứu bảo tồn.

Tại Việt Nam, một số nghiên cứu đã bước đầu tích hợp viễn thám và dữ liệu thực địa nhằm phân tích đa dạng loài và mối liên hệ với đặc điểm địa hình. Nguyễn Thị Thanh Hương và cộng sự (2017–2021) đã tích hợp ảnh SE-2A và Landsat với hệ thống GIS và công cụ phân tích RStudio để tính toán các chỉ số đa dạng sinh học tại rừng lá rộng thường xanh ở tỉnh Đắk Nông. Đồng thời, nghiên cứu cũng làm rõ ảnh hưởng của các yếu tố địa hình đối với cấu trúc quần xã thực vật, qua đó góp phần cung cấp dữ liệu khoa học cho việc quản lý và bảo tồn rừng trong điều kiện địa hình phức tạp ở khu vực Tây Nguyên.

Phát triển hướng tiếp cận này, Trần Quang Bảo và cộng sự (2022) đã sử dụng kết hợp dữ liệu Sentinel-2, Sentinel-1 với mô hình số độ cao (DEM) để đánh giá biến động rừng và phân tích mối tương quan giữa địa hình và sự thay đổi lớp phủ tại huyện Đắk Glong, tỉnh Đắk Nông. So với nghiên cứu trước, công trình này nhấn mạnh hơn vai trò của dữ liệu radar và ảnh đa thời gian trong giám sát động thái rừng.

Các công cụ phân tích hiện đại như RStudio, vốn được ứng dụng rộng rãi trong nghiên cứu quốc tế để lượng hóa mối quan hệ giữa các biến sinh thái và phân bố loài

(Kumar et al., 2024; Kass et al., 2025) nhưng vẫn hạn chế tại Việt Nam. Bên cạnh đó, mặc dù các mô hình SDMs đã chứng minh hiệu quả trong việc xác định các điểm nóng (hotspots) đa dạng sinh học trên cơ sở tích hợp không gian – thời gian (Elith et al., 2009; Markus et al., 2023), song cách tiếp cận này vẫn chưa được phổ biến rộng rãi trong nghiên cứu ở Việt Nam.

Trong bối cảnh biến đổi khí hậu ngày càng diễn biến phức tạp, việc dự báo và mô phỏng phân bố loài trở thành một công cụ cần thiết phục vụ công tác bảo tồn đa dạng sinh học. Tổng hợp các nghiên cứu trong và ngoài nước cho thấy, mô hình SDMs khi được tích hợp với dữ liệu thực địa, ảnh viễn thám, GIS và các công cụ phân tích thống kê hiện đại, đã chứng minh hiệu quả trong việc: (i) xác định các khu vực phân bố tiềm năng, (ii) dự báo tác động của biến đổi khí hậu lên sinh cảnh, và (iii) nhận diện các điểm nóng về đa dạng sinh học để ưu tiên bảo vệ. Trong số các thuật toán được sử dụng để xây dựng mô hình SDMs, MaxEnt được đánh giá là công cụ hiệu quả, đặc biệt khi xử lý dữ liệu hiện trường còn hạn chế, cho phép mô phỏng phân bố loài với độ tin cậy.

Tuy nhiên, tổng quan tài liệu cho thấy vẫn tồn tại một số khoảng trống nghiên cứu. Tại Việt Nam, việc ứng dụng SDMs chủ yếu mới dừng lại ở mức độ mô phỏng phân bố hiện tại mà chưa tích hợp đầy đủ các kịch bản khí hậu tương lai để dự báo xu hướng biến đổi không gian phân bố loài trong dài hạn. Số lượng các nghiên cứu tập trung vào các loài thực vật TGQH - nhóm có vai trò sinh thái, bảo tồn vẫn còn hạn chế.

Xuất phát từ những khoảng trống đó, luận án này sử dụng SDMs (với thuật toán MaxEnt) kết hợp với dữ liệu viễn thám, GIS và các kịch bản biến đổi khí hậu để mô phỏng và dự báo phân bố của các loài thực vật TGQH theo không gian và thời gian, từ đó cung cấp cơ sở khoa học cho việc bảo tồn loài hiệu quả và bền vững.

1.5. Thảo luận

Trong bối cảnh suy giảm đa dạng sinh học đang diễn ra trên phạm vi toàn cầu, nhiều nghiên cứu đã cho thấy hiệu quả của việc tích hợp dữ liệu thực địa, viễn thám, GIS và mô hình SDMs trong mô phỏng phân bố loài, xác định sinh cảnh tiềm năng hỗ trợ công tác bảo tồn. Các công cụ này hữu ích đối với nhóm thực vật TGQH, vốn có phạm vi phân bố hẹp và nhạy cảm với các biến động môi trường. Tuy nhiên, tổng

quan tài liệu cho thấy vẫn còn tồn tại những khoảng trống nghiên cứu cần được quan tâm:

+ *Về nội dung và phạm vi nghiên cứu*

Số lượng nghiên cứu ứng dụng tích hợp SDMs, viễn thám, GIS và thuật toán MaxEnt cho các loài thực vật TGQH vẫn còn hạn chế, đặc biệt ở các khu rừng nhiệt đới như Việt Nam. Việc kết hợp giữa dữ liệu thực địa và công nghệ không gian để phân tích đa dạng sinh học vẫn còn rất khiêm tốn. VQG Tà Đùng – khu vực chuyển tiếp sinh thái giữa Tây Nguyên và Nam Bộ, địa hình có sự phân hóa theo độ cao, giàu loài quý hiếm và đặc hữu – đến nay vẫn chưa có nghiên cứu toàn diện tích hợp đa dữ liệu như dữ liệu thực địa, viễn thám, GIS, mô hình dự báo như MaxEnt và kịch bản khí hậu để xác định phân bố tiềm năng và điểm nóng đa dạng sinh học cho các loài TGQH.

+ *Về phương pháp và cách tiếp cận*

Phương pháp điều tra truyền thống tuy cung cấp dữ liệu chi tiết nhưng bị giới hạn về không gian, thời gian và chi phí. Trong khi đó, MaxEnt đã được chứng minh hiệu quả trong việc mô hình hóa với dữ liệu hiện diện hạn chế. Tuy nhiên, tại Việt Nam, việc ứng dụng MaxEnt cho các loài thực vật TGQH còn ít. Nhiều nghiên cứu chưa khai thác đầy đủ dữ liệu khí hậu tương lai và chưa phân tích ảnh hưởng của yếu tố địa hình (độ cao, độ dốc) đến cấu trúc và phân bố loài. Đồng thời, Việc sử dụng SDMs như một công cụ hỗ trợ điều tra thực địa nhằm tối ưu hóa nguồn lực hiện cũng chưa được khai thác hiệu quả.

Từ những khoảng trống nêu trên, luận án này định hướng phát triển một cách tiếp cận tích hợp giữa dữ liệu thực địa, viễn thám, GIS, MaxEnt, RStudio và GEE nhằm nghiên cứu các loài thực vật TGQH tại VQG Tà Đùng. Đây là một hướng tiếp cận cần thiết và tiềm năng, góp phần nâng cao hiệu quả dự báo phân bố loài, hỗ trợ công tác bảo tồn và quản lý hệ sinh thái trong bối cảnh biến đổi khí hậu.

CHƯƠNG 2: ĐỐI TƯỢNG, NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng và địa điểm nghiên cứu.

2.1.1. Đối tượng nghiên cứu.

Trong tổng số 21 loài thân gỗ quý hiếm được ghi nhận tại VQG Tà Đùng (Báo cáo Đa dạng sinh học VQG Tà Đùng, 2022, chi tiết tên loài được liệt kê trong Bảng 2.1), nghiên cứu đã lựa chọn 10 loài tiêu biểu để phân tích. Việc lựa chọn thực hiện trên cơ sở cân nhắc cả yếu tố khoa học và thực tiễn, với các tiêu chí cụ thể như sau: i) Giá trị bảo tồn: Các loài được lựa chọn đều được xếp hạng trong Danh lục Đỏ IUCN (2021) và Sách Đỏ Việt Nam (2007), thể hiện ý nghĩa nổi bật về bảo tồn; ii) Vai trò sinh thái: Đây là những loài giữ có ý nghĩa trong hệ sinh thái rừng nhiệt đới thường xanh, vừa tham gia cấu trúc tầng tán rừng, vừa duy trì chức năng sinh thái, góp phần ổn định và bảo tồn đa dạng sinh học; iii) Giá trị kinh tế – văn hóa: Nhiều loài có giá trị sử dụng cao (gỗ quý, tinh dầu, nhựa thơm...), gắn với sinh kế và văn hóa địa phương; chính vì vậy, chúng từng chịu áp lực khai thác trong quá khứ và vẫn tiềm ẩn nguy cơ bị tác động trong tương lai; iv) Tính sẵn có của dữ liệu: Thông tin phân bố của các loài được thu thập từ cả điều tra thực địa và tư liệu thứ cấp, đảm bảo độ tin cậy cho việc phân tích và mô hình hóa; Sự ưu tiên trong quản lý: Trong quá trình tham vấn, cán bộ quản lý tại VQG Tà Đùng xác nhận rằng các loài này là đối tượng ưu tiên trong công tác bảo tồn, phù hợp với định hướng quản lý tài nguyên rừng tại địa phương. Đặc biệt, việc phân tích 10 loài này không chỉ giúp nhận diện hiện trạng phân bố mà còn cho phép dự báo dưới các kịch bản biến đổi khí hậu, từ đó cung cấp cơ sở khoa học phục vụ quy hoạch bảo tồn và phục hồi rừng bền vững.

Danh sách 10 loài nghiên cứu như sau: Xá xị (*Cinnamomum balansae*), Dầu baud (*Dipterocarpus baudii*), Trầm hương hay còn gọi là Gió bầu (*Aquilaria crassna*), Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*), Hồng quang (*Rhodoleia championii*), Thông tre hay còn gọi là thông tre lá dài (*Podocarpus neriifolius*), Thông nang (*Dacrycarpus imbricatus*), Dẻ langbian (*Quercus langbianensis*), Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*) và Trám nâu (*Canarium littorale*).

Bảng 2.1: Danh mục các loài thân gỗ nguy cấp, quý hiếm tại VQG Tà Đùng

STT	Tên Việt	Tên khoa học	IUCN	SĐVN	NĐ84
1	Gội đỏ	<i>Aglaia dasyclada</i>	VU		
2	Gội nếp	<i>Aglaia spectabilis</i>	LC	VU	

STT	Tên Việt	Tên khoa học	IUCN	SĐVN	ND84
3	Chò đãi	<i>Annamocarya sinensis</i>		EN	
4	Cà ổi gai nhiều	<i>Castanopsis ferox</i>		VU	
5	Xá xị	<i>Cinnamomum balansae</i>	EN	VU	IIA
6	Dầu baud	<i>Dipterocarpus baudii</i>	VU		
7	Dầu hasselt	<i>Dipterocarpus hasseltii</i>	EN		
8	Dầu ke	<i>Dipterocarpus kerrii</i>	EN		
9	Huỳnh đường	<i>Dysoxylum loureiri</i>		VU	
10	Côm lá bàng	<i>Elaeocarpus apiculatus</i>	VU		
11	Tấu mặt quỷ	<i>Hopea mollissima</i>	EN		
12	Dẻ quả vát	<i>Lithocarpus truncatus</i>	LC	VU	
13	Dẻ đá nhung	<i>Lithocarpus vestitus</i>		EN	
14	Dẻ langbian	<i>Quercus langbianensis</i>	NT	VU	
15	Sồi ba cạnh	<i>Trigonobalanus verticillata</i>	NT	EN	
16	Dầu mít	<i>Dipterocarpus costatus</i>	EN	EN	
17	Thông nạng	<i>Dacrycarpus imbricatus</i>	LC	LC	
18	Trám nâu	<i>Canarium littorale</i>	VU	VU	
19	Trầm hương	<i>Aquilaria crassna</i>	CR	CR	
20	Thông tre	<i>Podocarpus neriifolius</i>	LC	LC	
21	Hồng quang	<i>Rhodoleia championii</i>	LC	LC	

(Nguồn: Báo cáo đa dạng sinh học VQG Tà Đùng, năm 2022)

Ghi chú: Loài nghiên cứu là loài được in đậm

2.1.2. Địa điểm khu vực nghiên cứu.

VQG Tà Đùng nằm trên địa phận hành chính của xã Đắc Som, huyện Đắc G'Long, tỉnh Đắc Nông, thuộc khu vực Tây Nguyên (nay là VQG Tà Đùng, tỉnh Lâm Đồng). Tọa độ địa lý của VQG Tà Đùng trải dài từ 11°47'27" đến 11°59'20" vĩ độ Bắc và 107°53'10" đến 108°06'32" kinh độ Đông (Hình 2.1).

Ranh giới bao gồm:

- + Phía Bắc: Giáp với Công ty lâm nghiệp Đắc R'Măng, huyện Đắc Glong, tỉnh Đắc Nông và BQL rừng phòng hộ Phi Liêng, xã Phi Liêng, tỉnh Lâm Đồng;
- + Phía Nam: Giáp với xã Đinh Trang Thượng, tỉnh Lâm Đồng;
- + Phía Đông: Giáp với BQL rừng Lán Tranh (tỉnh Lâm Đồng) và xã Đa K'Nàng, tỉnh Lâm Đồng;
- + Phía Tây: Giáp Viện Khoa học lâm nghiệp Nam Trung Bộ - Tây Nguyên và xã Đắc Som, tỉnh Lâm Đồng.

- + Xây dựng cơ sở dữ liệu đầu vào cho các mô hình dự báo tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu.

- + Mô phỏng phân bố tiềm năng của các loài TGQH tại VQG Tà Đùng.

- + Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của các loài TGQH dưới các kịch bản khí hậu khác nhau trong giai đoạn từ 2021–2100.

(v) Xác định điểm hotspots đa dạng sinh học và đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

- + Xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học của các loài TGQH.

- + Đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

2.3. Phương pháp nghiên cứu.

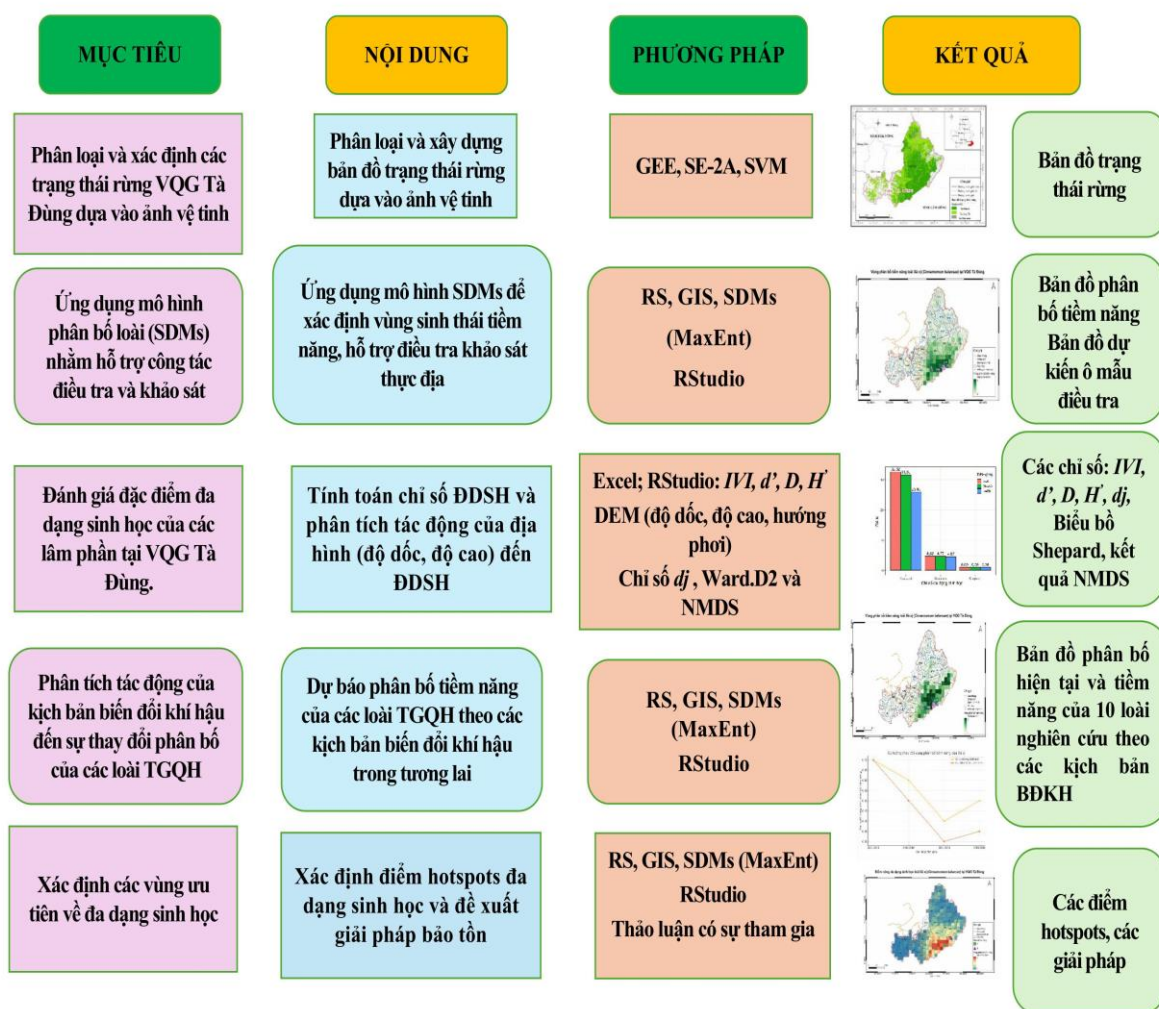
2.3.1. Phương pháp luận.

Nghiên cứu này được triển khai trên nền tảng tiếp cận hệ thống và tích hợp đa phương pháp, nhằm phân tích đặc điểm phân bố, mức độ đa dạng sinh học và đề xuất định hướng bảo tồn các loài thực vật TGQH tại VQG Tà Đùng trong bối cảnh biến đổi khí hậu. Cách tiếp cận này cho phép kết nối dữ liệu thực địa với công nghệ viễn thám – GIS và các phương pháp phân tích thống kê – mô hình hóa, từ đó vừa phản ánh khách quan sự thay đổi không gian – thời gian, vừa nâng cao giá trị ứng dụng của kết quả nghiên cứu.

Dữ liệu viễn thám (ảnh Sentinel-2A và chỉ số NDVI), với khả năng bao phủ rộng và cập nhật liên tục, được sử dụng để phân loại trạng thái rừng thông qua thuật toán SVM. Hệ thống GIS đóng vai trò tích hợp các lớp dữ liệu không gian – bao gồm ảnh viễn thám, bản đồ địa hình, khí hậu, đất và dữ liệu thực địa – để tổ chức, phân tích và trực quan hóa thông tin. Nhờ đó, quá trình mô hình hóa phân bố loài, xác định vùng sinh thái tiềm năng và đánh giá đa dạng sinh học được triển khai trên nền tảng dữ liệu đáng tin cậy và có kiểm chứng.

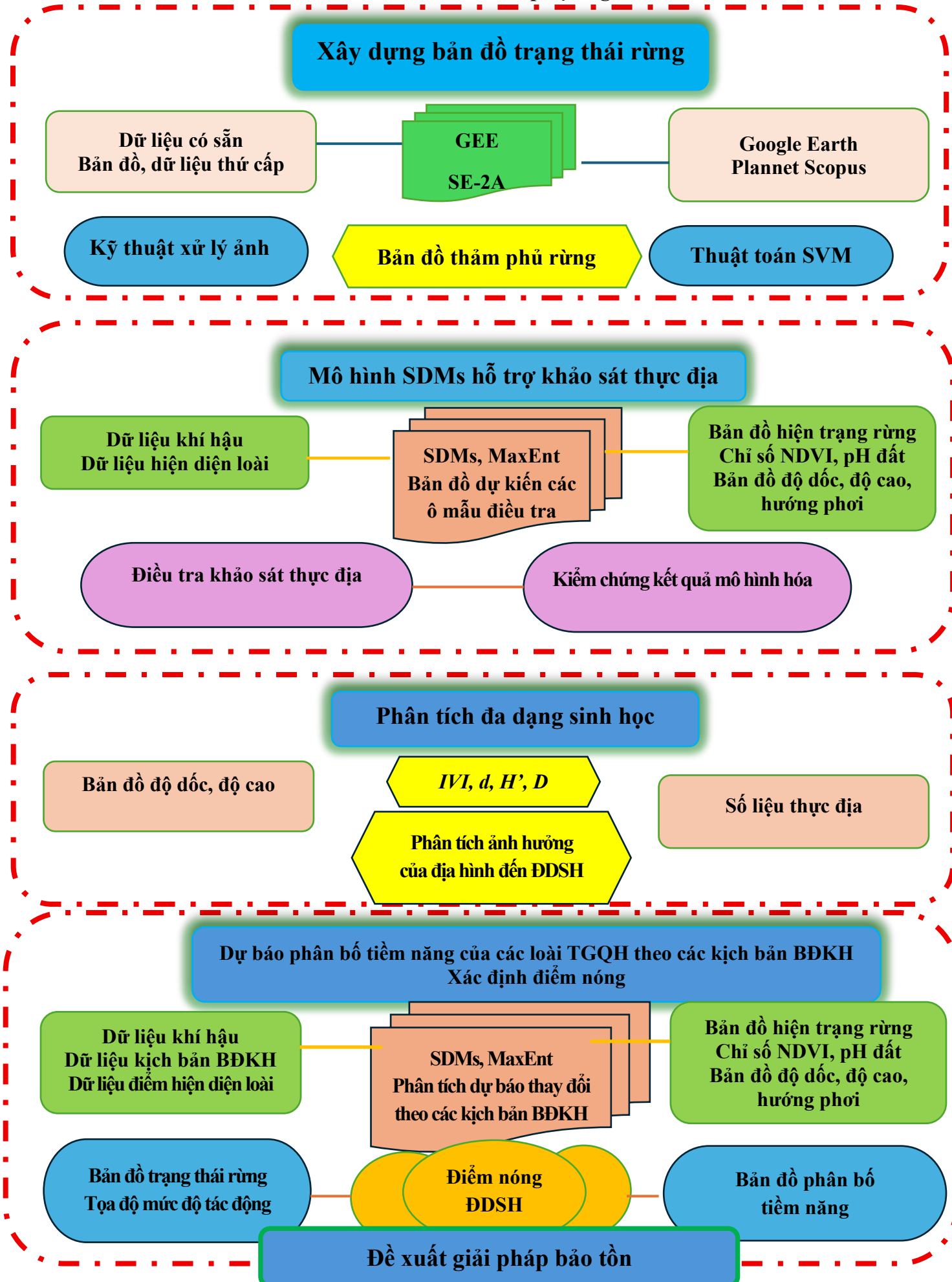
Trên cơ sở đó, nghiên cứu tập trung vào mô hình hóa phân bố loài bằng SDMs dựa trên các yếu tố khí hậu, địa hình, sinh cảnh và thực địa; đồng thời xác định các điểm nóng đa dạng sinh học (hotspots) có ý nghĩa ưu tiên bảo tồn trong điều kiện khí hậu biến đổi. Việc kết hợp linh hoạt giữa các phần mềm mã nguồn mở (như QGIS, R, GEE) và thương mại (như ArcGIS) được định hướng như một giải pháp kỹ thuật nhằm tối ưu hóa quy trình xử lý dữ liệu, mô hình hóa, trực quan hóa và nâng cao khả năng ứng dụng thực tiễn.

Cách tiếp cận này tạo nên một mạch nghiên cứu thống nhất, từ thu thập và tích hợp dữ liệu đến mô hình hóa và dự báo, bảo đảm tính khoa học chặt chẽ và khả năng giải trình cao. Hình 2.2a thể hiện khung logic phương pháp, làm rõ mối liên kết giữa mục tiêu nghiên cứu, nội dung triển khai, phương pháp sử dụng và kết quả đầu ra. Trong khi Hình 2.2b trình bày cụ thể tiến trình tiếp cận nghiên cứu theo từng giai đoạn, từ phân tích ảnh viễn thám đến mô hình hóa phân bố loài và đánh giá đa dạng sinh học, phân tích tác động của kịch bản biến đổi khí hậu đến sự thay đổi phân bố loài TGQH, xác định các điểm hotspots và đề xuất giải pháp bảo tồn. Hai sơ đồ này đóng vai trò tổng quan hóa phương pháp luận tiếp cận của luận án, đồng thời cho thấy tính tích hợp và hệ thống xuyên suốt toàn bộ quá trình nghiên cứu.



Hình 2.2a. Khung logic nghiên cứu

Hình 2.2b. Tiến trình tiếp cận nghiên cứu



2.3.2. Phương pháp nghiên cứu cụ thể.

2.3.2.1. Cơ sở lựa chọn đối tượng nghiên cứu.

Quy trình lựa chọn đối tượng nghiên cứu được triển khai như sau: từ danh sách 21 loài cây gỗ quý hiếm ghi nhận tại VQG Tà Đùng (Báo cáo đa dạng sinh học, 2022), nghiên cứu áp dụng kết hợp Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) và Participatory Rural Appraisal (PRA) để tổng hợp, phân tích và đối chiếu các tiêu chí lựa chọn, bảo đảm tính khách quan và khoa học (Esmail et al., 2018).

Năm nhóm tiêu chí chính được xem xét gồm:

(i) Cơ sở khoa học và pháp lý – căn cứ vào hệ thống phân loại mức độ đe dọa trong Sách đỏ Việt Nam (2007), Danh lục Đỏ IUCN (2021) và Nghị định 84/2021/NĐ-CP, nhằm bảo đảm ý nghĩa bảo tồn;

(ii) Tính đặc thù sinh thái và nguy cơ suy giảm – xem xét phạm vi phân bố hẹp, mật độ quần thể thấp hoặc chịu tác động từ biến đổi khí hậu và hoạt động của con người;

iii) Giá trị kinh tế – văn hóa – ưu tiên các loài có giá trị sử dụng (gỗ quý, tinh dầu, nhựa thơm) gắn với sinh kế và văn hóa cộng đồng, thường chịu áp lực khai thác;

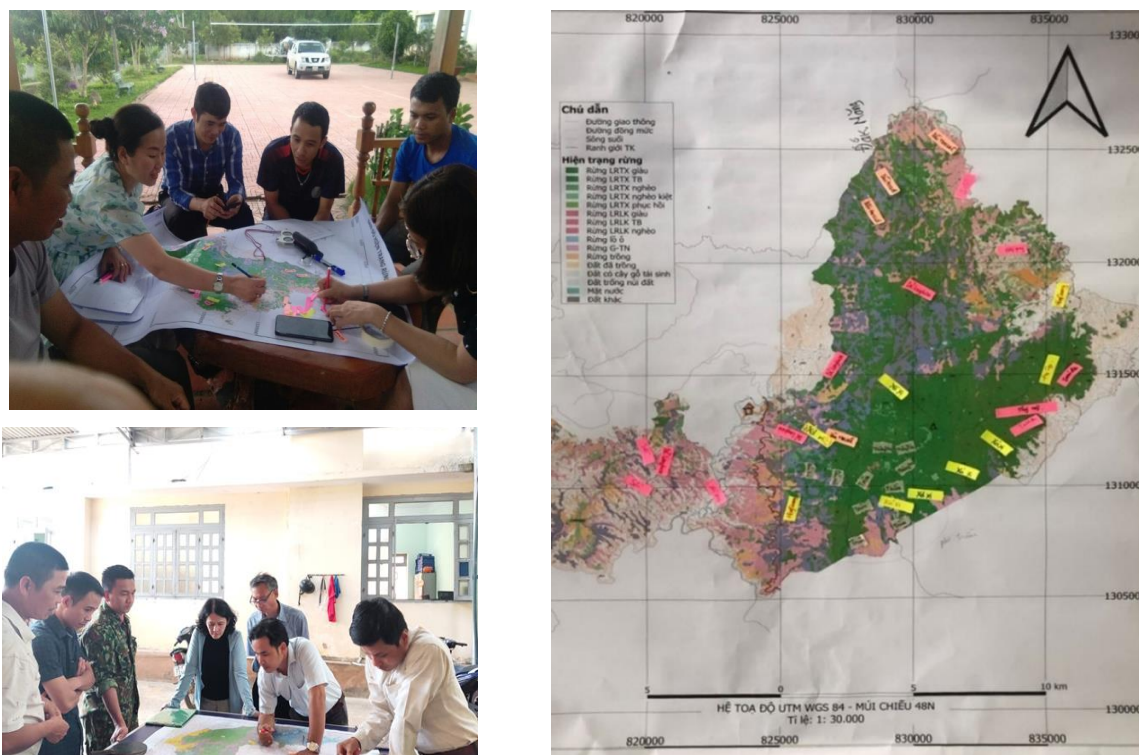
(iv) Tính sẵn có và độ tin cậy của dữ liệu – dựa trên thông tin từ điều tra thực địa, báo cáo đa dạng sinh học, bảo đảm nền tảng dữ liệu cho phân tích và mô hình hóa;

(v) Sự ưu tiên trong quản lý – xác định thông qua tham vấn 10 cán bộ kỹ thuật và quản lý tại VQG Tà Đùng, phản ánh mức độ cấp thiết trong bảo tồn cũng như khả năng ứng dụng kết quả nghiên cứu vào thực tiễn quản lý.

Các ý kiến tham vấn được lượng hóa bằng MCDA và phân tích theo các yếu tố: khả năng phát hiện và tiếp cận loài ngoài thực địa, hiện trạng sinh cảnh, mức độ đe dọa, sự hiểu biết về phân bố, cùng với nguồn lực và kinh nghiệm quản lý tại địa phương. Kết quả tổng hợp giúp đối chiếu, thống nhất và sàng lọc ra các loài đáp ứng tốt nhất bộ tiêu chí.

Thông qua quy trình này (Hình 2.3), từ 21 loài ban đầu, luận án xác định được 10 loài tiêu biểu vừa có ý nghĩa bảo tồn, vừa khả thi trong nghiên cứu. Một số loài tuy hiện chỉ được xếp ở mức “sắp bị đe dọa” hoặc “nguy cơ thấp” theo phân loại quốc tế, nhưng do ghi nhận sự suy giảm ngoài thực địa và được địa phương đánh giá có

nguy cơ cao trong tương lai, vẫn được đưa vào phân tích. Việc lựa chọn này củng cố tính khách quan và cơ sở khoa học của nghiên cứu.



Hình 2.3. Thảo luận lựa chọn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

2.3.2.2. Phát triển cơ sở dữ liệu.

Cơ sở dữ liệu được sử dụng trong nghiên cứu bao gồm dữ liệu không gian và phi không gian được thu thập từ nguồn dữ liệu thứ cấp và sơ cấp, gồm có:

i) Dữ liệu bản đồ số có sẵn

Bao gồm các bản đồ chuyên đề liên quan đến VQG Tà Đùng như bản đồ hiện trạng rừng, bản đồ địa hình... được thu thập từ VQG Tà Đùng (2021) và được cập nhật vào năm 2024 (Phụ lục 16) dựa trên kết quả của đề tài nghiên cứu khoa học cấp tỉnh: "*Nghiên cứu các loài chèo phân bố tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, xác định giá trị và đề ra các giải pháp bảo tồn, phát triển có hiệu quả*". Các bản đồ này có định dạng số (shapefile, raster) và được xử lý, tích hợp vào hệ thống GIS nhằm hỗ trợ phân tích không gian và xây dựng mô hình SDMs.

ii) Dữ liệu khí hậu và kịch bản biến đổi khí hậu:

Khí hậu hiện tại: sử dụng bộ dữ liệu 19 biến khí hậu trung bình giai đoạn 1970–2000 từ WorldClim v2.1 (Hijmans et al., 2005).

Kịch bản biến đổi khí hậu: sử dụng kịch bản SSP5–8.5 với độ phân giải 30s, từ hai mô hình khí hậu toàn cầu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL thuộc chương trình CMIP6 (WorldClim).

iii) Dữ liệu viễn thám và chỉ số viễn thám

Ảnh vệ tinh: tập hợp các cảnh ảnh SE-2A (2022) từ nền tảng GEE, được cắt theo ranh giới VQG Tà Đùng để phục vụ phân loại và lập bản đồ trạng thái rừng.

Chỉ số thực vật NDVI (Normalized Difference Vegetation Index): tính toán từ ảnh SE-2A, dùng để mô tả tình trạng thực vật và mức độ che phủ tán rừng.

(iv) Dữ liệu địa hình và đất

Địa hình: độ cao, độ dốc và hướng phơi được trích xuất từ mô hình số độ cao (DEM) trên nền tảng GEE.

Đất: dữ liệu pH đất được lấy từ cơ sở SoilGrids (ISRIC) trên GEE, phát triển dựa trên mô hình học máy từ dữ liệu thực địa toàn cầu.

(v) Dữ liệu thực địa

Nguồn sơ cấp (2022–2024):

65 ô mẫu điều tra thực địa; 428 điểm ghi nhận sự xuất hiện của loài.

Các thông số điều tra, ghi nhận: tọa độ, ánh sáng, nhiệt độ, độ ẩm, đường kính thân cây ($D_{1.3}$), chiều cao cây (H), mức độ tác động.

Nguồn thứ cấp:

35 ô mẫu và 90 điểm ghi nhận từ dự án PEER (2017–2021).

66 điểm ghi nhận từ đề tài cấp Bộ B2019-TTN-02 (2019–2021) tại VQG Tà Đùng.

2.3.2.3. Phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng dựa vào ảnh vệ tinh.

- Thu thập và tiền xử lý ảnh vệ tinh

Trong nghiên cứu này, dữ liệu SE-2A năm 2022 được thu thập cho toàn bộ ranh giới VQG Tà Đùng, bao gồm hai giai đoạn: mùa khô (01/01–30/04/2022) và mùa mưa (01/05–31/12/2022) để tăng cường độ chính xác phân loại (Nguyen et al., 2020). Do đặc thù vùng nghiên cứu thường xuyên bị mây che phủ, tổng cộng 17 cảnh ảnh SE-2A đã được sử dụng để bảo đảm đủ dữ liệu bù mây và tạo ảnh tổ hợp (composite) đại diện cho từng mùa. Dữ liệu đầu vào là bộ Level-2A (Surface Reflectance) do Copernicus/USGS cung cấp trên GEE, đã được hiệu chỉnh khí quyển bằng thuật toán Sen2Cor, hiệu chỉnh hình học dựa trên DEM và đăng ký không gian

theo hệ tham chiếu toàn cầu, với sai số hình học <0,5 pixel. (<https://sentinels.copernicus.eu>).

Để loại bỏ ảnh hưởng mây và bóng mây, nghiên cứu áp dụng thuật toán mặt nạ mây theo điểm ảnh (cloud & shadow mask) dựa trên S2 Cloud Probability kết hợp với lớp QA. Các cảnh có tỷ lệ mây che phủ toàn cảnh >30% được loại bỏ; một số cảnh mây cao vẫn được giữ lại nếu sau khi mask còn đủ vùng không bị che phủ. Toàn bộ dữ liệu sau tiền xử lý được tổ hợp bằng phương pháp trung vị (median composite) để giảm ảnh hưởng ngoại lai, qua đó tạo ảnh đại diện cho từng mùa. (<https://gisgeography.com/sentinel-2-bands-combinations>).

Trong nghiên cứu này, sáu băng phổ chính được lựa chọn để phục vụ phân loại bao gồm B2 (Blue), B3 (Green), B4 (Red), B8 (NIR), B11 (SWIR-1) và B12 (SWIR-2). Đây là các băng được sử dụng phổ biến do phản ánh tốt đặc tính sinh lý – sinh thái của thảm thực vật và điều kiện bề mặt (Gao et al., 2024). Các băng 20m (SWIR) được nội suy về 10m để đồng nhất độ phân giải với các băng VNIR/NIR. Bên cạnh đó, để tăng cường khả năng phân biệt giữa các lớp thảm phủ, chỉ số NDVI đã được tích hợp. Chỉ số NDVI được xác định dựa trên sự khác biệt phản xạ giữa dải cận hồng ngoại (Near Infrared -NIR) và dải ánh sáng đỏ (RED), trong đó thực vật phản xạ mạnh ánh sáng VNIR và hấp thụ mạnh ánh sáng đỏ RED (Soubry et al., 2021). Công thức dùng tính chỉ số NDVI như sau:

$$NDVI=(NIR-RED)/(NIR+RED) = (B8-B4)/(B8+B4) \quad (2.1)$$

Ngoài ra, các biến địa hình (độ cao, độ dốc) từ DEM cũng được tích hợp để nâng cao khả năng phân loại trong điều kiện địa hình phức tạp.

Tất cả dữ liệu được chuẩn hóa và quy chiếu về hệ tọa độ UTM Zone 48N, WGS84, đảm bảo đồng bộ trong toàn bộ quá trình xử lý và phân tích.

- Tạo mặt nạ rừng và xây dựng dữ liệu mẫu phân loại

+ Tạo mặt nạ rừng

Bước đầu tiên của nghiên cứu là tạo mặt nạ rừng (forest mask) nhằm tách riêng rừng tự nhiên ra khỏi các loại đất khác như rừng trồng, đất nông nghiệp, khu dân cư, đất trống,... Việc xây dựng mặt nạ được thực hiện bằng phân loại có giám sát nhị phân (rừng/không rừng) dựa trên các vùng huấn luyện được khoanh vẽ trực tiếp trên ảnh nền có độ phân giải cao, ảnh vệ tinh đã tiền xử lý và kinh nghiệm giải đoán. Các vùng mẫu được gán nhãn thành hai lớp: có rừng (1) và không rừng (0).

Mô hình SVM được huấn luyện trên tập dữ liệu mẫu, sau đó áp dụng để phân loại toàn bộ khu vực nghiên cứu, tạo ra bản đồ nhị phân rừng/không rừng. Kết quả được hậu xử lý (lọc đa số, lấp lỗ nhỏ) nhằm giảm nhiễu và tăng tính liên tục. Sau cùng, bản đồ mặt nạ rừng được sử dụng để cắt ảnh vệ tinh (subset), chỉ giữ lại phần diện tích rừng tự nhiên. Đây là đầu vào quan trọng cho bước phân loại tiếp theo để xác định mức độ tác động của rừng.

+ Thu thập bộ dữ liệu mẫu để phân loại theo mức độ tác động

Sau khi xây dựng mặt nạ rừng, nghiên cứu lựa chọn 600 điểm mẫu đại diện cho các trạng thái khác nhau của rừng tự nhiên trong khu vực nghiên cứu.

Quy trình thu thập mẫu được tiến hành qua các bước sau: Trước hết, ảnh SE-2A sau hiệu chỉnh được giải đoán trực quan dựa trên khóa giải đoán, kinh nghiệm chuyên gia và được kết hợp đối chiếu với bản đồ hiện trạng rừng VQG Tà Đùng cùng ảnh độ phân giải cao (Google Earth, PlanetScope) để nhận diện lớp phủ trạng thái rừng. Các trạng thái rừng theo mức độ tác động (rừng ít bị tác động, rừng bị tác động trung bình; rừng bị tác động mạnh) được phân biệt dựa trên các tổ hợp phổ RGB (B4-B3-B2) và giả màu (B8-B4-B3) (Nguyễn Thị Thanh Hương, 2022). Tiếp theo, 600 điểm mẫu được chọn ngẫu nhiên với khoảng cách $\geq 200\text{m}$, (Lillesand et al., 2014). Cuối cùng, khảo sát thực địa được tiến hành nhằm kiểm chứng kết quả phân loại và thu thập dữ liệu sinh thái (độ tàn che, cấu trúc tầng, thành phần loài cây gỗ). Dựa trên ảnh vệ tinh độ phân giải cao kết hợp với dữ liệu điều tra thực địa và kiến thức chuyên gia, các điểm mẫu được gán nhãn theo ba mức tác động chính: (i) ít hoặc không tác động, (ii) tác động trung bình, và (iii) tác động mạnh. Cụ thể như sau:

Rừng bị tác động ít: Có độ tàn che trung bình từ 0,6–0,8, cấu trúc lâm phần ổn định với 3–5 tầng phân biệt rõ ràng, số lượng cây gỗ có đường kính lớn ($D_{1.3} \geq 40\text{ cm}$) khá nhiều, hầu như không có dấu vết khai thác hoặc xâm hại đáng kể.

Rừng bị tác động trung bình: Cấu trúc lâm phần tương đối ổn định nhưng các chỉ tiêu lâm học thấp hơn so với rừng ít bị tác động; độ tàn che khoảng 0,5–0,6, số lượng cây gỗ lớn ít hơn; xuất hiện rải rác các dấu vết tác động như gốc chặt hoặc lõi mòn nhỏ.

Rừng bị tác động mạnh: Cấu trúc tầng bị phá vỡ, độ tàn che phổ biến chỉ 0,3–0,4; số lượng cây gỗ lớn rất ít, thay vào đó là cây nhỏ tái sinh thứ sinh; dây leo và lò

ô chiếm ưu thế, che phủ >25% diện tích ô mẫu; nhiều dấu vết tác động như gốc chặt cũ.

Toàn bộ quy trình xây dựng và xử lý dữ liệu mẫu được thực hiện thông qua nền tảng GEE và thực địa.

- ***Phân loại ảnh viễn thám bằng thuật toán SVM***

Trong nghiên cứu này, thuật toán SVM được lựa chọn nhờ khả năng xử lý hiệu quả các tập dữ liệu phổ biến có tính chất phi tuyến và đa chiều (Nguyễn Thị Thanh Hương, 2022; Cortes & Vapnik, 1995). SVM với hàm kernel Radial Basis Function (RBF) được triển khai trong môi trường RStudio, cho phép phân tách biên quyết định tối ưu giữa các lớp phổ.

Hai tham số chính của mô hình – Cost (C) và Gamma (γ) – được tối ưu hóa để nâng cao độ chính xác phân loại (Kavzoglu et al., 2009). Quá trình hiệu chỉnh tham số được tiến hành bằng cách kết hợp kỹ thuật thẩm định chéo 10 lần (10-fold cross-validation) với phương pháp Grid Search, nhằm xác định tổ hợp tham số tối ưu. Việc huấn luyện mô hình được lặp lại bằng vòng lặp thủ công với vòng lặp thủ công `for (i in 1:10) {}` nhằm đảm bảo tính lặp lại và kiểm soát quy trình huấn luyện (<https://rpubs.com/markloessi/506713>).

Tập dữ liệu điểm mẫu được chia theo tỷ lệ 65:35, trong đó 65% số điểm được sử dụng làm dữ liệu huấn luyện (*training data*), còn 35% điểm mẫu độc lập được dùng để kiểm định (*validation data*). Cách tiếp cận này bảo đảm khả năng đánh giá khách quan hiệu quả phân loại của mô hình.

- ***Đánh giá chất lượng phân loại và thành lập bản đồ***

Theo Congalton and Green (1999) bảng ma trận là phương pháp hiệu quả nhất để đánh giá độ chính xác. Bảng ma trận là sai số giữa các pixel đã được phân loại và pixel trên thực tế, ma trận sai số là kết quả thống kê. Kết quả đánh giá dựa trên các chỉ tiêu độ chính xác chung (Overall accuracy), độ chính xác người sản xuất (Producer accuracy) và độ chính xác người sử dụng (User accuracy) và hệ số Kappa.

+ Độ chính xác toàn bộ (Overall Accuracy): là tỷ số giữa tổng số của tất cả các pixel được phân loại đúng so với tổng số tất cả các pixel được phân loại:

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{N} \times 100 \quad (2.2)$$

+ Độ chính xác người sử dụng UA (User's accuracy): Tỷ số pixel được phân loại chính xác so với tổng số pixel theo hàng, được hiểu là tỉ lệ số mẫu phân loại đúng của 1

loại LULC so với tổng số mẫu thực địa (mẫu thực tế) của loại LULC đó.

$$U_a = \frac{X_{ii}}{X_{i+}} \times 100 \quad (2.3)$$

+ Độ chính xác người sản xuất Pa (Producer's accuracy): số pixel được phân loại chính xác so với tổng số pixel theo cột gọi là Producer's accuracy (Pa), được hiểu là tỉ lệ số mẫu phân loại đúng của 1 loại LULC so với tổng số mẫu kết quả phân loại (mẫu dự đoán) của loại LULC đó.

$$P_a = \frac{X_{ii}}{X_{+i}} \times 100 \quad (2.4)$$

- Ngoài ra, việc đánh giá mức độ quan hệ giữa thực tế và kết quả phân loại còn dựa vào chỉ số Kappa (Bảng 2.2). Hệ số Kappa nằm trong phạm vi từ 0 đến 1 và biểu thị sự giảm theo tỷ lệ về sai số được thực hiện bằng một yếu tố phân loại hoàn toàn ngẫu nhiên.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad (2.5)$$

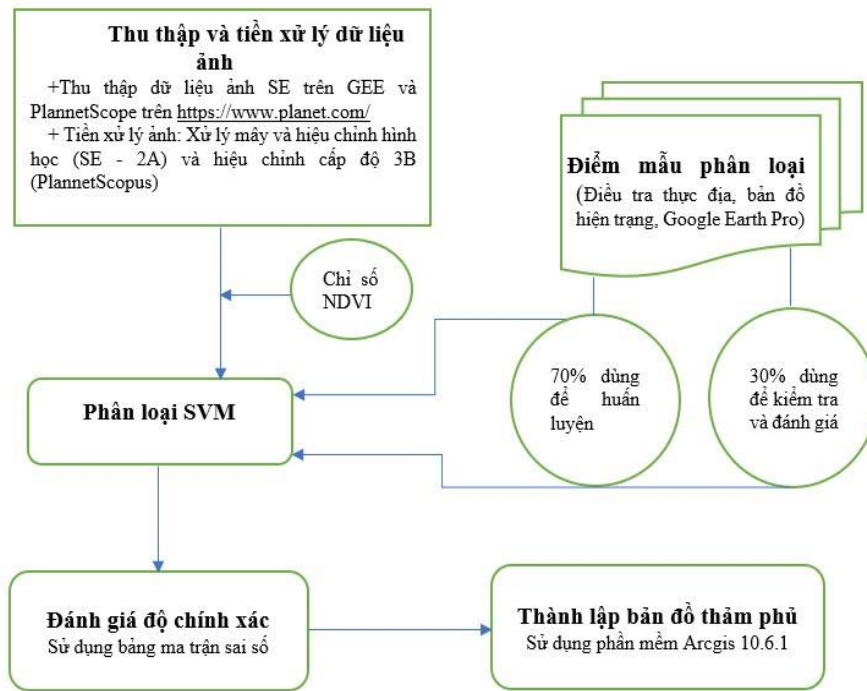
Trong đó: N là tổng số pixel lấy mẫu; r là số lớp đối tượng phân loại; X_{ii} là số pixel đúng trong lớp thứ i ($i = 1, 2, \dots, r$); X_{i+} là tổng pixel lớp thứ i của mẫu (loại thực tế/tổng giá trị theo hàng); X_{+i} là tổng pixel của lớp thứ i sau phân loại (loại giải đoán/tổng giá trị theo cột).

Bảng 2.2. Giá trị mức độ chặt chẽ theo chỉ số Kappa

Giá trị K	Mức độ phân biệt
Below 0.00	Thấp
0,00 – 0,20	Nhẹ
0,21 – 0,40	Vừa
0,41 – 0,60	Tương đối chặt
0,61 – 0,80	Chặt
0,81 – 1,00	Rất chặt

(Nguồn: Trích theo Nguyễn Thị Thanh Hương, 2022)

+ Thành lập bản đồ trạng thái rừng: Sử dụng phần mềm ArcGIS/QGIS để biên tập bản đồ. Phương pháp xử lý và phân loại SVM được sơ đồ ở Hình 2.4



Hình 2.4. Sơ đồ tiếp cận xây dựng bản đồ thảm phủ rừng

2.3.2.4. Ứng dụng mô hình SDMs để xác định vùng sinh thái tiềm năng, hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa.

Mô hình SDMs được áp dụng nhằm dự báo vùng sinh thái tiềm năng cho sự xuất hiện của các loài nghiên cứu, qua đó tối ưu hóa quá trình điều tra thực địa, giảm chi phí và nguồn lực bằng cách tập trung vào những khu vực có xác suất hiện diện cao.

- Dữ liệu đầu vào để xây dựng mô hình SDMs hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa.

Mô hình được xây dựng từ hai nhóm dữ liệu chính:

Dữ liệu thực địa: Bao gồm 156 điểm hiện diện được kế thừa từ các nghiên cứu trước (90 điểm từ dự án PEER và 66 điểm từ đề tài cấp Bộ B2019-TTN-02), được định vị bằng GPS và chuẩn hóa phục vụ mô hình MaxEnt (Phillips et al., 2008).

Dữ liệu môi trường: gồm 25 biến được chuẩn hóa về độ phân giải 30s (~1 km), bao gồm: (i) 19 biến khí hậu trung bình giai đoạn 1970–2000 được tải từ WorldClim 2.1; (ii) 3 biến địa hình từ mô hình DEM (độ cao, độ dốc, hướng phơi); (iii) 1 biến hiện trạng thảm phủ rừng (Phụ lục 16); và (iv) 2 biến NDVI và pH đất được tải và xử lý trên GEE.

Tất cả các lớp dữ liệu trên được tham chiếu hệ tọa độ UTM WGS 84, Zone 48.

- Phân tích mức độ cộng tuyến giữa các biến đầu vào

Trước khi xây dựng mô hình SDMs, các biến môi trường được xử lý nhằm giảm

đa cộng tuyến và giữ lại những yếu tố sinh thái quan trọng (Dormann et al., 2013). Đầu tiên, nghiên cứu kết hợp phân tích tương quan Pearson để loại bỏ hiện tượng đa cộng tuyến, sàng lọc các biến có hệ số tương quan cao ($|r| > 0,85$) và phân tích thành phần chính (PCA) để rút gọn dữ liệu và lựa chọn tập biến đại diện có ý nghĩa sinh thái (Jolliffe et al., 2016; Schober et al., 2018). Sau đó, mức độ đóng góp của các biến được đánh giá bằng phương pháp Jackknife, qua hai bước: (i) chạy mô hình với từng biến riêng lẻ để xác định khả năng dự báo độc lập và (ii) loại bỏ từng biến để kiểm tra mức suy giảm hiệu suất, qua đó nhận diện biến quan trọng. Quy trình được thực hiện trên RStudio với các gói chuyên biệt, đảm bảo nâng cao khả năng khái quát hóa của mô hình.

- Xây dựng mô hình SDMs hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa

Thiết lập mô hình:

Để định hướng khảo sát thực địa và xác định các khu vực tiềm năng có khả năng xuất hiện loài, nghiên cứu áp dụng mô hình SDMs với thuật toán MaxEnt. MaxEnt được lựa chọn nhờ khả năng xử lý dữ liệu chỉ có điểm hiện diện và đảm bảo hiệu quả trong điều kiện số lượng mẫu hạn chế (Phillips et al., 2008).

Bộ dữ liệu đầu vào gồm 156 điểm hiện diện loài. Dữ liệu được chia thành hai tập: 70% (109 điểm) cho huấn luyện và 30% (47 điểm) cho kiểm định, theo phương pháp chia ngẫu nhiên (Mousazade et al., 2019). Mô hình được thiết lập với 700 vòng lặp và áp dụng xác thực chéo k-fold ($k = 10$) nhằm giảm sai lệch và nâng cao độ tin cậy (Zang et al., 2024).

Đánh giá hiệu suất mô hình:

Hiệu quả dự báo của mô hình được đánh giá thông qua chỉ số AUC. AUC được xác định là diện tích dưới đường cong ROC phản ánh mối quan hệ giữa tỷ lệ phát hiện đúng (True Positive Rate – TPR) và tỷ lệ báo động giả (False Positive Rate – FPR) (Phillips et al., 2008).

Về mặt lý thuyết, AUC có thể được xác định bằng tích phân xác định như sau:

$$AUC = \int_0^1 f(x) dx \quad (2.6)$$

Trong đó: $f(x)$ là hàm biểu diễn TPR theo FPR.

Tuy nhiên, do ROC thường được xây dựng từ các điểm rời rạc trong thực tế, AUC được xấp xỉ bằng phương pháp hình thang (trapezoidal rule), theo công thức:

$$AUC \approx \sum_{i=1}^{n-1} (FPR_{i+1} - FPR_i) \cdot \frac{TPR_{i+1} + TPR_i}{2} \quad (2.7)$$

Với n là số điểm trên đường cong ROC, các giá trị FPR_i và TPR_i được sắp xếp theo thứ tự tăng dần của FPR. AUC là một giá trị dao động từ 0 đến 1, thể hiện khả năng của mô hình trong việc phân biệt giữa sự hiện diện và vắng mặt của loài dựa trên các biến môi trường (Porfirio et al., 2014).

Mô hình được đánh giá là đáng tin cậy khi cả tập huấn luyện và kiểm định đều đạt $AUC \geq 0,7$ với khoảng tin cậy 95%, phản ánh khả năng phân biệt rõ giữa các vị trí có và không có loài (Phillips et al., 2008). Theo thang phân loại phổ biến, AUC từ 0,7–0,9 cho thấy mô hình có độ chính xác tốt, còn $AUC > 0,9$ thể hiện độ chính xác rất cao (White et al., 2023).

Xây dựng bản đồ vùng sinh thái tiềm năng hỗ trợ điều tra thực địa:

Khi ứng dụng MaxEnt để xây dựng mô hình phân bố tiềm năng phục vụ điều tra thực địa, việc xác định ngưỡng dự đoán là bước cần thiết nhằm nâng cao độ chính xác và tính ứng dụng của mô hình. Nghiên cứu áp dụng ngưỡng xác suất trong khoảng 0,21–0,89, qua đó loại bỏ các khu vực có xác suất rất thấp ($< 0,21$) và hạn chế sai lệch do tập trung quá mức vào các vùng có xác suất cực cao ($> 0,89$) (Liu et al., 2005). Trên cơ sở đó, bản đồ phân bố sinh thái tiềm năng hỗ trợ thực địa được phân thành bốn mức độ phù hợp: Không phù hợp: $< 0,21$; Phù hợp thấp: 0,21–0,44; Phù hợp trung bình: 0,44–0,67; Phù hợp cao: 0,67–0,89.

Cách phân chia này vừa đảm bảo tính bao quát trong xác định vùng phân bố tiềm năng, vừa hỗ trợ thiết kế tuyến khảo sát thực địa hiệu quả.

Quy trình triển khai mô hình:

Quá trình xây dựng và phân tích mô hình MaxEnt được thực hiện trên nền tảng RStudio, kết hợp với phần mềm ArcGIS và/hoặc QGIS để xử lý, hiệu chỉnh và biên tập bản đồ. Các thư viện chính trong RStudio gồm: `openxlsx`, `raster`, `sf`, `dismo`, `rJava`, `RColorBrewer`, `tidyverse`, `ggpubr` và tệp hàm tùy chỉnh `source("function.R")`. Tóm tắt quy trình phân tích gồm các bước:

i) *Tiền xử lý dữ liệu:* Dữ liệu đầu vào được nhập từ tệp CSV thông qua `openxlsx`. Dữ liệu không gian được chuẩn hóa dưới hai định dạng: vector (`sf`) và raster (`raster`). Danh sách các ô mẫu và điểm hiện diện của loài được xử lý, lọc và tổ chức bằng các hàm từ `tidyverse` (ví dụ như `dplyr`, `ggplot2`, ...).

ii) *Xây dựng mô hình SDMs*: Mô hình MaxEnt được thực hiện bằng gói `dismo`, hoạt động trên nền Java. Dữ liệu đầu vào gồm các điểm hiện diện thực địa và tập hợp biến môi trường raster đã xử lý.

iii) *Đánh giá mô hình*: Hiệu suất được đánh giá thông qua chỉ số AUC, tính toán trực tiếp bằng công cụ trong `dismo`.

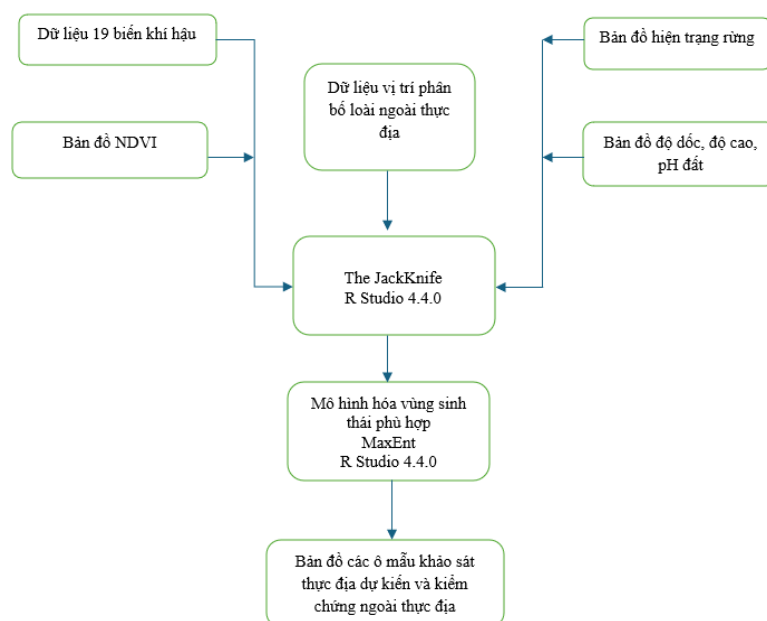
iv) *Xuất dữ liệu và trực quan hóa kết quả*: Kết quả mô hình được xuất dưới các định dạng không gian phổ biến (shape file - shp) bằng `sf`. Dữ liệu đầu ra được trực quan hóa thông qua bản đồ và biểu đồ sử dụng `ggpubr` và `RColorBrewer`, thể hiện vùng phân bố sinh thái tiềm năng của các loài nghiên cứu.

Biên tập bản đồ: Các bản đồ phân bố cuối cùng được xử lý, hiệu chỉnh và biên tập bằng ArcGIS và QGIS để phục vụ trình bày và phân tích.

- Kiểm chứng kết quả xây dựng mô hình SDMs thông qua khảo sát thực địa

Kết quả dự báo của mô hình SDMs được kiểm chứng bằng khảo sát thực địa tại cả những điểm dự báo “có” và “không có” sự hiện diện loài. Trong khoảng xác suất từ 0,44–0,89 (đại diện cho vùng có khả năng hiện diện cao), các ô mẫu được bố trí ngẫu nhiên và tọa độ trung tâm được trích xuất bằng phần mềm QGIS. Ngoài ra, nghiên cứu cũng khảo sát tại một số vị trí có xác suất hiện diện thấp ($<0,21$). Do giới hạn về thời gian và nguồn lực, nghiên cứu không thể kiểm chứng toàn bộ các điểm có xác suất rất thấp; thay vào đó, 35 tọa độ trung tâm được chọn ngẫu nhiên để đảm bảo tính đại diện. Tại các điểm này, việc khảo sát thực địa được mở rộng trong bán kính 300 m theo bốn hướng chính (Đông, Tây, Nam, Bắc) nhằm tăng độ tin cậy của quá trình kiểm chứng (Austin & Heyligers, 1989).

Tóm tắt quá trình xây dựng mô hình SDMs, tối ưu hóa quá trình điều tra thực địa được thể hiện tại Hình 2.5



Hình 2.5. Sơ đồ hóa quá trình xây dựng mô hình mô hình SDMs, tối ưu hóa quá trình điều tra thực địa

2.3.3.5. Thiết lập ô mẫu, thu thập dữ liệu thực địa.

Trước khi tiến hành khảo sát, phương pháp PRA được áp dụng thông qua thảo luận nhóm với cán bộ VQG Tà Đùng và cộng đồng địa phương nhằm thu thập thông tin sơ bộ về phạm vi phân bố của các loài nghiên cứu (Hình 2.6). Thông tin này được kết hợp với kết quả mô hình SDMs và bản đồ trạng thái rừng để định hướng vị trí bố trí ô mẫu, đảm bảo tính đại diện và hiệu quả khảo sát.



Hình 2.6. Thảo luận xác định thông tin phân bố, dự kiến tuyến điều tra
Thiết lập ô mẫu

Để đảm bảo tương thích không gian giữa dữ liệu viễn thám và điều tra thực địa, các ô tiêu chuẩn (OTC) được thiết lập kích thước 30×30 m (tương ứng cụm $3 \times$

3 pixel ảnh SE-2A). Kích thước này giúp giảm nhiễu cục bộ, hiệu ứng biên và phù hợp với quy mô khảo sát, từ đó nâng cao độ tin cậy khi tích hợp dữ liệu viễn thám vào GIS (Nguyễn T.T. Hương, 2022; Kindt & Coe, 2005; Plourde & Congalton, 2003).

Mỗi OTC tiếp tục được chia thành 9 ô đơn vị (10×10 m), giúp thuận lợi cho việc đo đếm và thu thập số liệu tầng cây gỗ lớn (Hình 2.7). Vị trí các OTC được xác định dựa trên kết quả bản đồ mô hình SDMs hỗ trợ khảo sát thực địa, qua đó bảo đảm tính đại diện và khách quan trong quá trình lấy mẫu (Hình 2.7).

Sau khi thiết lập OTC đầu tiên, các OTC tiếp theo được bố trí theo bốn hướng (Đông, Tây, Nam, Bắc), cách nhau 50 m. Nếu tại OTC ghi nhận sự hiện diện loài cây gỗ quý hiếm, hệ thống OTC tiếp tục mở rộng cho đến khi không phát hiện thêm loài mục tiêu (Netto et al., 2017; Henrys et al., 2024). Cách tiếp cận này giúp giảm số lượng ô “rỗng” và nâng cao hiệu quả khảo sát. Tuy nhiên, do đặc điểm phân bố hẹp và mật độ thấp của loài thực vật TGQH tại khu vực nghiên cứu, chỉ có 4 OTC đáp ứng điều kiện mở rộng, phản ánh hạn chế nhất định của phương pháp trong bối cảnh loài phân tán.

Tổng cộng 100 OTC (30×30 m) được sử dụng trong nghiên cứu, gồm 65 ô mới điều tra và 35 ô kế thừa từ các nghiên cứu trước (Hình 2.8). Các OTC được bố trí dọc theo tuyến điều tra địa hình từ chân núi lên các đai cao hơn, theo phương pháp bán định hướng (Gillison & Brewer, 1985; Whittaker, 1967).

Nội dung điều tra tại OTC

Trong mỗi OTC, toàn bộ cây gỗ có $D_{1.3} \geq 6$ cm được ghi nhận vào phiếu điều tra (Phụ lục 15), với các chỉ tiêu: tên loài, đường kính ($D_{1.3}$), chiều cao, phẩm chất, mức độ tác động và các yếu tố sinh thái liên quan. Ngoài ra, các thông tin môi trường như độ dốc, độ ẩm, pH đất cũng được đo đạc.

Các thiết bị sử dụng bao gồm: GPS Garmin 65 để định vị, Sunto (PM5/1520) và máy đo laser Nikon Forestry Pro để đo chiều cao, khoảng cách, độ dốc; thước dây để đo $D_{1.3}$ và chiều cao cây nhỏ; dây lập OTC; cùng thiết bị đo ẩm và pH đất VT-05.

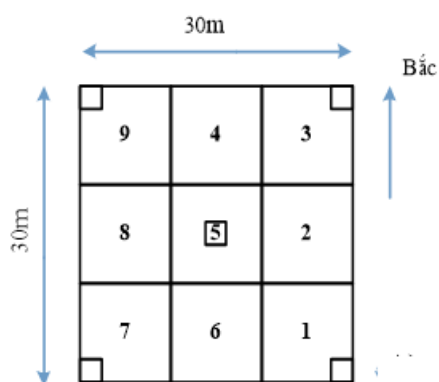
Dữ liệu thu thập từ thực địa được nhập vào Excel và xử lý thành các lớp dữ liệu: tọa độ phân bố, đặc điểm sinh thái, điều kiện địa hình và mức độ tác động.

Định danh thực vật

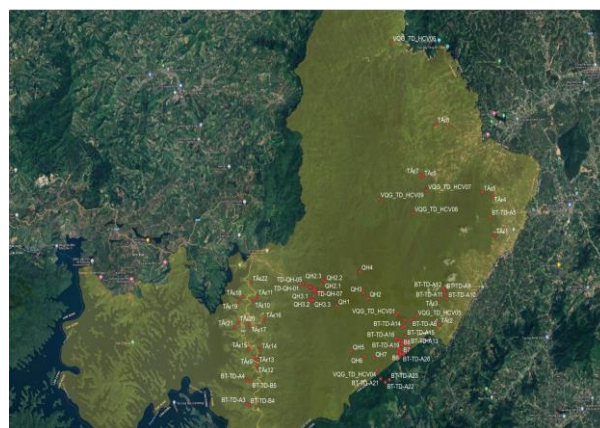
Để đảm bảo tính chính xác, việc định danh loài được thực hiện trực tiếp tại

hiện trường dưới sự hỗ trợ của các chuyên gia thực vật học. Việc nhận dạng dựa trên các đặc điểm hình thái như lá, hoa, quả (nếu có), và thân (Bridson & Forman, 1992). Các tài liệu đối chiếu gồm: Flore Générale de l'Indochine, Flore du Cambodge, du Laos et du Vietnam, Cây cỏ Việt Nam, Flora Malesiana, và Flora of Thailand. Tên khoa học được chuẩn hóa theo hệ thống quốc tế mới nhất (World Flora Online; The World Checklist of Vascular Plants).

Các cây có $D_{1.3} \geq 6$ cm sẽ được điều tra theo mẫu phiếu điều tra (Phụ lục 15) đã được chuẩn bị trước, bao gồm các chỉ tiêu: tên loài, $D_{1.3}$, chiều cao, phẩm chất, mức độ tác động và các yếu tố sinh thái liên quan. Đây là lớp cây gỗ trưởng thành, đóng vai trò trực tiếp trong cấu trúc và chức năng sinh thái của rừng, đồng thời phản ánh rõ đặc điểm của quần xã thực vật.



Hình 2.7. Sơ đồ bố trí ô mẫu



Hình 2.8. Các ô mẫu được thu thập

2.3.2.6. Tính toán chỉ số đa dạng sinh học và phân tích ảnh hưởng của địa hình (độ cao, độ dốc) đến đa dạng sinh học của lâm phần.

- Tính toán các chỉ số đa dạng sinh học

Để đánh giá đa dạng loài tại khu vực nghiên cứu, năm chỉ số sinh thái được sử dụng gồm: chỉ số quan trọng (IVI), Margalef (d), Shannon–Wiener (H'), Simpson (D) và chỉ số loài hiếm (IR). Các chỉ số này được áp dụng trong nghiên cứu đa dạng sinh học nhằm phản ánh sự phong phú, phân bố và tần suất xuất hiện của loài trong quần xã (Magurran, 2004).

Chỉ số quan trọng IVI được tính theo công thức của Cur-tis và McInstosh (1950).

$$IVI = RD + RF + RBA \quad (2.8)$$

Trong đó: RD (Relative Density) là mật độ tương đối của loài (%), RF (Relative Frequency) là tần số tương đối của loài (%), RBA (Relative Basal Area) là tiết diện ngang tương đối của loài (%).

- Chỉ số phong phú loài Margalef (d) được sử dụng để định lượng sự phong phú loài tại khu vực nghiên cứu. Chỉ số d được tính bằng công thức:

$$d = (S-1)/\ln N \quad (2.9)$$

Trong đó: S là số lượng loài, N là tổng số cá thể trong ô mẫu.

- Chỉ số Shannon – Wiener (H') là chỉ số đa dạng được sử dụng phổ biến, tính đến cả sự phong phú và sự cân bằng của các loài hiện diện trong quần xã.

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i (\ln p_i) \text{ hay } H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (2.10)$$

Trong đó: s là số lượng loài; P_i là tỉ lệ cá thể của loài i so với lượng cá thể toàn bộ mẫu ($p_i = n_i/N$); N là tổng cá thể trong toàn bộ mẫu; N_i là số lượng cá thể loài i

- Chỉ số Simpson (D) được sử dụng để tính đa dạng tại khu vực nghiên cứu.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (2.11)$$

Trong đó: p_i là tỉ lệ loài i trên tổng số các cá thể ($p_i = n_i/N$); S là tổng số loài

- Chỉ số loài hiếm (The rarity index- IR): được tính theo công thức:

$$IR = \left(1 - \frac{n}{N}\right) \times 100 \quad (2.12)$$

Trong đó: N là tổng số ô quan sát; n là số ô có loài tìm thấy, chỉ số IR dao động từ 0–100 và được phân loại như sau: $78 < IR \leq 95$: hiếm (R); $95 < IR \leq 97$: rất hiếm (MR); $IR > 97$: cực kỳ hiếm (RR) (Guarino & Napolitano, 2006; trích dẫn từ Blana, 1980).

Các chỉ số đa dạng sinh học được tính toán dựa trên số liệu thu thập từ điều tra thực địa và sử dụng gói phân tích Vegan trong phần mềm thống kê RStudio.

- Phân tích ảnh hưởng của địa hình đến đa dạng sinh học

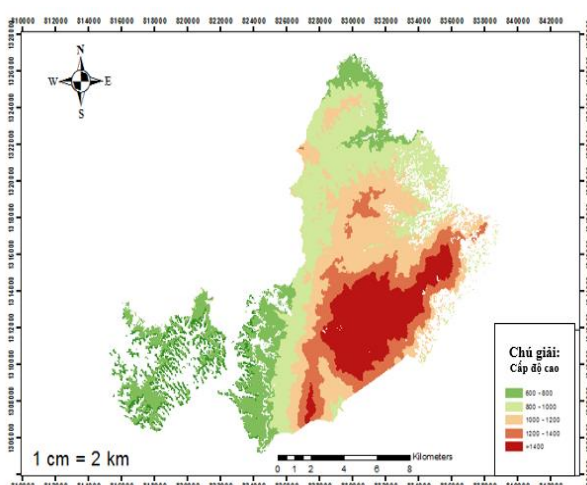
+ Phân cấp dữ liệu địa hình.

Nghiên cứu xem xét hai yếu tố địa hình chính là độ cao và độ dốc, với dữ liệu được trích xuất từ mô hình số độ cao (DEM) độ phân giải 30×30 m, xử lý trên nền tảng ArcGIS (hệ tọa độ UTM WGS84, zone 48N). Theo Báo cáo đa dạng sinh học VQG Tà Đùng (2022), khu vực này gồm ba dạng địa hình: núi cao (1700–1982 m), núi trung bình (700–1700 m) và núi thấp (600–700 m). Trên cơ sở đó, nghiên cứu phân thành sáu khoảng độ cao (<600 m; 600–800 m; 800–1000 m; 1000–1200 m; 1200–1400 m; >1400 m) và bốn nhóm độ dốc (<15°, 15–20°, 20–25°, >25°). Do không có ô mẫu dưới 600 m, khoảng này không được đưa vào phân tích.

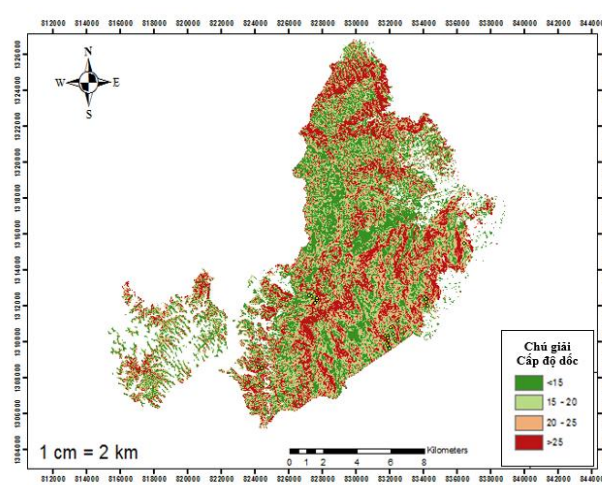
Phân bố ô mẫu theo các cấp độ cao và độ dốc được thống kê trong Bảng 2.3 và minh họa ở Hình 2.9a, b.

Bảng 2.3. Số ô mẫu được bố trí ở các đai cao và các cấp độ dốc

Độ cao	Số ô mẫu	Độ dốc	Số ô mẫu
H2: 600_800m	18	S1: <15°	39
H3: 800_1000m	20	S2: 15-20°	23
H4: 1000_1200m	23	S3: 20-25°	21
H5: 1200_1400m	29	S4: >25°	17
H6 >1400m	10		



Hình 2.9a. Bản đồ độ cao



Hình 2.9b. Bản đồ độ dốc

Hình 2.9. Bản đồ độ cao và độ dốc VQG Tà Đùng

+ Phương pháp phân tích

Để đánh giá ảnh hưởng của địa hình đến sự thay đổi thành phần loài cây gỗ, nghiên cứu sử dụng chỉ số khoảng cách Jaccard, phân cụm Ward.D2 và phân tích đa chiều phi định lượng (NMDS).

Chỉ số Jaccard (d_j) phản ánh mức độ sai biệt về thành phần loài giữa các nhóm, dựa trên sự hiện diện/vắng mặt loài, với giá trị từ 0 (tương đồng hoàn toàn) đến 1 (khác biệt tuyệt đối) (Jaccard, 1901).

Chỉ số khoảng cách Jaccard được xác định theo công thức:

$$d_j = \frac{(b+c) \times 100}{(a+b+c)} \quad (2.13)$$

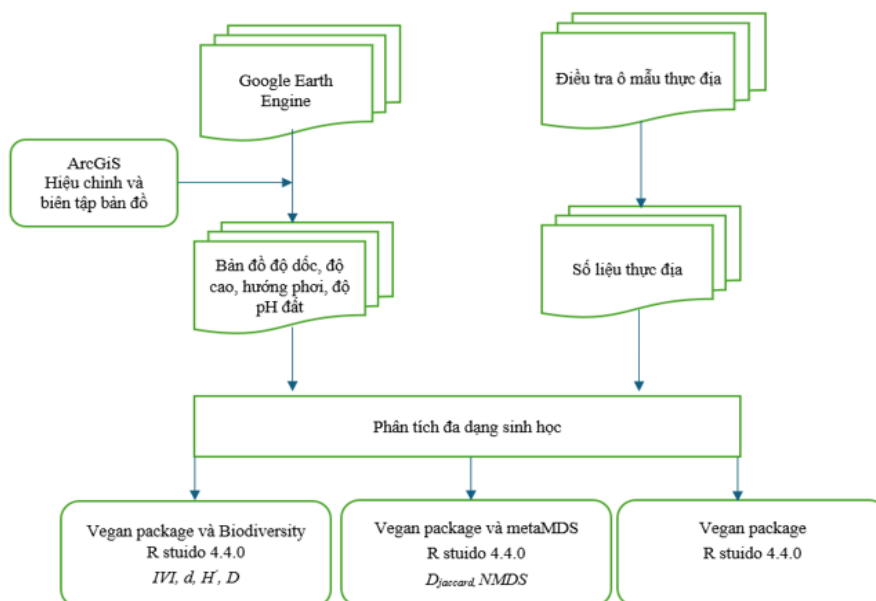
Trong đó: a là số lượng loài hiện diện chung cho cả hai mẫu; b là số lượng loài chỉ hiện diện trong mẫu đầu tiên; c là số lượng loài chỉ hiện diện trong mẫu thứ hai.

Phân cụm Ward.D2 được áp dụng nhằm nhóm các đai độ cao và độ dốc có thành phần loài tương đồng, bằng cách tối thiểu hóa tổng phương sai nội nhóm (WSS), tạo

sự đồng nhất trong từng cụm và sự khác biệt rõ giữa các cụm (Murtagh & Legendre, 2014; Oksanen et al., 2020).

NMDS được sử dụng để trực quan hóa sự biến động thành phần loài giữa các ô mẫu trên cơ sở ma trận khoảng cách Jaccard, đặc biệt phù hợp với dữ liệu phi tuyến tính hoặc không tuân theo phân phối chuẩn (Oksanen et al., 2017).

Toàn bộ quá trình xử lý số liệu được thực hiện trên RStudio với gói *vegan*. Tóm tắt quá trình phân tích đa dạng sinh học được thể hiện tại Hình 2.10



Hình 2.10. Sơ đồ hóa quá trình phân tích đa dạng sinh học

2.3.2.7. Dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

- Mô phỏng phân bố tiềm năng của các loài nghiên cứu theo các kịch bản biến đổi khí hậu

Thuật toán MaxEnt được lựa chọn để xây dựng mô hình dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH trong bối cảnh biến đổi khí hậu. Đây là phương pháp được sử dụng rộng rãi trong các nghiên cứu dự báo phân bố loài nhờ khả năng xử lý dữ liệu hiện diện một cách hiệu quả và cho độ tin cậy cao (Phillips et al., 2008).

* *Dữ liệu đầu vào*

Dữ liệu thực địa: Tổng cộng 584 điểm hiện diện được định vị bằng GPS và tích hợp vào cơ sở dữ liệu GIS (428 điểm thu thập mới kết hợp với 156 điểm từ các nghiên cứu trước).

Dữ liệu môi trường: 10 biến sinh thái được chọn lọc thông qua phân tích

Jackknife, gồm: nhiệt độ trung bình năm (Bio01), độ ẩm nhiệt (Bio03), biến thiên nhiệt độ theo mùa (Bio04), lượng mưa trung bình năm (Bio12), lượng mưa quý ẩm nhất (Bio16), NDVI, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao và pH đất.

Dữ liệu khí hậu tương lai: Luận án sử dụng hai mô hình khí hậu toàn cầu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL thuộc CMIP6, theo kịch bản phát thải cao SSP5-8.5, cho bốn giai đoạn: 2021–2040, 2041–2060, 2061–2080 và 2081–2100. Hai mô hình này được lựa chọn vì có hiệu suất cao trong mô phỏng khí hậu Đông Nam Á và đã được ứng dụng rộng rãi trong các nghiên cứu tác động khí hậu (O'Neill et al., 2016). Đồng thời, Phạm Hùng và cộng sự (2024) cũng khẳng định tính phù hợp của chúng trong mô phỏng lượng mưa và nhiệt độ tại lưu vực thượng nguồn sông Đồng Nai – khu vực bao gồm VQG Tà Đùng.

Việc ưu tiên kịch bản cực đoan SSP5-8.5 nhằm mục tiêu đánh giá mức độ tổn thương lớn nhất có thể xảy ra đối với sinh cảnh và các loài TGQH, từ đó xây dựng các giải pháp thích ứng mang tính phòng ngừa. Các kịch bản nhẹ hơn (SSP1-2.6, SSP2-4.5) không được sử dụng trong nghiên cứu này do chưa phản ánh đầy đủ rủi ro trong điều kiện khí hậu tương lai (Hausfather & Peters, 2020).

** Thiết lập và đánh giá mô hình*

Mô hình được triển khai trong RStudio với 700 vòng lặp, áp dụng phương pháp xác thực chéo k-fold ($k = 10$). Dữ liệu hiện diện được chia theo tỷ lệ 70:30 (408 điểm huấn luyện, 176 điểm kiểm định) (Mousazade et al., 2019). Hiệu suất được đánh giá bằng chỉ số AUC và khoảng tin cậy, trong đó mô hình được coi là đáng tin cậy khi $AUC \geq 0,7$ và khoảng tin cậy 95% (Phillips et al., 2008).

** Phân loại vùng phân bố tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu*

Trong phân tích tác động của biến đổi khí hậu đến phân bố loài, mô hình SDMs sử dụng thuật toán MaxEnt cung cấp một dải liên tục các giá trị xác suất từ 0 đến 1, phản ánh mức độ phù hợp sinh cảnh tại từng vị trí không gian (Liu et al., 2005).

Khác với ứng dụng khảo sát thực địa, nơi cần thiết lập ngưỡng từ 0,21 - 0,89 để tối ưu hóa việc xác định vị trí có sự xuất hiện loài, việc phân tích các kịch bản biến đổi khí hậu phải giữ nguyên toàn bộ phổ giá trị này nhằm đánh giá một cách toàn diện xu hướng thay đổi sinh cảnh trong tương lai. Trên cơ sở đó, vùng phân bố tiềm năng được phân loại thành bốn mức độ phù hợp sinh thái: không phù hợp ($< 0,25$), phù hợp thấp (0,25–0,5), phù hợp trung bình (0,5–0,75) và phù hợp cao (0,75–1).

Các phần mềm ArcGIS và QGIS được sử dụng để hiệu chỉnh bản đồ và thực hiện

các phân tích không gian chi tiết.

Để làm rõ sự khác biệt giữa hai hướng tiếp cận mô hình hóa phân bố loài, Bảng 2.4 trình bày sự so sánh về mục đích sử dụng, nguồn dữ liệu và phương pháp giữa mô hình SDMs hỗ trợ khảo sát thực địa và mô hình dự báo phân bố loài theo các kịch bản biến đổi khí hậu.

Bảng 2.4. So sánh mô hình SDMs khảo sát thực địa và SDMs theo kịch bản biến đổi khí hậu

Tiêu chí	SDMs hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa	SDMs theo các kịch bản biến đổi khí hậu
<i>Mục đích sử dụng</i>	Hỗ trợ xác định vùng phân bố tiềm năng hiện tại, từ đó định hướng khảo sát thực địa hiệu quả	Mô phỏng sự thay đổi phân bố loài trong tương lai theo kịch bản khí hậu
<i>Dữ liệu môi trường</i>	10 biến sinh thái Bio01, Bio03, Bio04, Bio12, Bio16, NDVI, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao và pH đất	10 biến sinh thái Bio01, Bio03, Bio04, Bio12, Bio16, NDVI, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao và pH đất
<i>Dữ liệu thực địa</i>	156 điểm kế thừa từ các nghiên cứu trước	584 điểm bao gồm 428 điểm thu thập mới kết hợp với 156 điểm từ các nghiên cứu trước
<i>Dữ liệu khí hậu tương lai</i>	Không sử dụng	Hai mô hình khí hậu toàn cầu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL thuộc CMIP6, theo kịch bản phát thải cao SSP5-8.5 trong giai đoạn 2021-2100
<i>Phương pháp</i>	Mô hình SDMs với thuật toán MaxEnt trong R Hiệu suất đánh giá bằng AUC ($\geq 0,7$) và khoảng tin cậy 95%	Mô hình SDMs với thuật toán MaxEnt trong R Hiệu suất đánh giá bằng AUC ($\geq 0,7$) và khoảng tin cậy 95%

2.3.2.8. Xác định điểm hotspots đa dạng sinh học và đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

- *Xác định các điểm hotspots về đa dạng sinh học:*

Các điểm hotspots đa dạng sinh học được xác định thông qua phân tích chồng lớp (overlay analysis) giữa bản đồ phân bố tiềm năng của loài, dữ liệu hiện trạng thảm phủ rừng, trạng thái rừng và mức độ tác động của con người (Nguyễn T.T. Hương, 2022; Myers et al., 2000). Bản đồ hiện trạng thảm phủ rừng và trạng thái rừng đóng vai trò lớp nền để đối chiếu với kết quả khảo sát thực địa, từ đó nhận diện những khu vực có biến đổi về cấu trúc sinh thái.

Dữ liệu về mức độ tác động của con người được thu thập bằng phương pháp kết hợp quan sát trực tiếp và thảo luận có sự tham gia của người dân cùng cán bộ VQG Tà Đùng, nhằm tích hợp tri thức bản địa và kinh nghiệm quản lý thực tiễn (Cẩm nang ngành Lâm nghiệp, 2006). Mức độ tác động tại các ô mẫu điều tra được phân thành bốn cấp:

Cấp 1 – Không bị tác động: Rừng nguyên vẹn, chưa có dấu hiệu can thiệp, thảm thực vật ổn định, tầng tán khép kín.

Cấp 2 – Tác động thấp: Xuất hiện can thiệp nhẹ như lối đi nhỏ, hái lượm lâm sản phụ, song chưa làm thay đổi cấu trúc sinh cảnh; mật độ cây và độ che phủ vẫn duy trì cao.

Cấp 3 – Tác động trung bình: Rừng có biểu hiện suy giảm cấu trúc với tầng tán thưa, nhiều khoảng trống, sự xuất hiện của loài xâm lấn, và đường mòn lớn.

Cấp 4 – Tác động cao: Khu vực có mật độ cây thấp, xuất hiện rừng nghèo kiệt hoặc đất trống, kèm theo dấu hiệu cháy rừng hoặc hoạt động nhân sinh mạnh.

Những khu vực vừa có khả năng xuất hiện loài cao (giá trị độ phù hợp sinh thái $\geq 0,5$) vừa chịu áp lực tác động ở mức 3 (trung bình) hoặc mức 4 (cao) được xác định là điểm nóng đa dạng sinh học, đồng thời là khu vực cần được ưu tiên quản lý và bảo tồn (Myers et al., 2000).

Quy trình xử lý và phân tích dữ liệu không gian được thực hiện chủ yếu trên RStudio, kết hợp với phần mềm ArcGIS và QGIS để biên tập và hiệu chỉnh bản đồ. Các thư viện chính sử dụng gồm: *raster*, *sf*, *dismo*, *rJava*, *tidyverse*, *ggpubr*, *rColorBrewer*, và *source("function.R")*.

- Đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Trên cơ sở kết quả nghiên cứu, luận án đã tổng hợp dữ liệu, đánh giá thực trạng và tiến hành thảo luận với Ban Quản lý cùng cán bộ kỹ thuật VQG Tà Đùng để đề xuất các giải pháp bảo tồn và phát triển bền vững các loài thực vật TGQH. Các giải pháp này được xây dựng dựa trên sự kết hợp giữa bằng chứng khoa học và kinh nghiệm thực tiễn địa phương, nhằm đảm bảo tính khả thi và phù hợp với điều kiện sinh thái – xã hội của khu vực nghiên cứu.

CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng dựa vào ảnh vệ tinh.

3.1.1. Tiền xử lý ảnh vệ tinh và tạo mặt nạ rừng.

Trong nghiên cứu này, dữ liệu viễn thám được sử dụng để xây dựng bản đồ phân loại mức độ tác động rừng tại VQG Tà Đùng, cung cấp cơ sở dữ liệu không gian phục vụ phân tích mô hình phân bố loài (Xu et al., 2023).

3.1.1.1. Tiền xử lý ảnh vệ tinh.

Sau khi loại bỏ các cảnh có mây che phủ trên 30% và áp dụng thuật toán mặt nạ mây – bóng mây, tổng cộng 17 cảnh ảnh Sentinel-2A được chọn để tổ hợp dữ liệu. Phương pháp tổ hợp trung vị (median composite) đã giúp làm giảm ảnh hưởng của giá trị ngoại lai, giúp bề mặt phản xạ phổ ổn định và “mượt” hơn.

Kết quả cho thấy, dữ liệu sau tiền xử lý đạt chất lượng cao, với tỷ lệ diện tích bị che phủ mây còn lại <5% và phân bố chủ yếu ở các đỉnh núi cao. Sai số hình học sau khi hiệu chỉnh và đồng bộ hóa các cảnh ảnh nhỏ hơn 0,5 pixel, đáp ứng yêu cầu cho các phân tích phân loại và mô hình hóa tiếp theo.

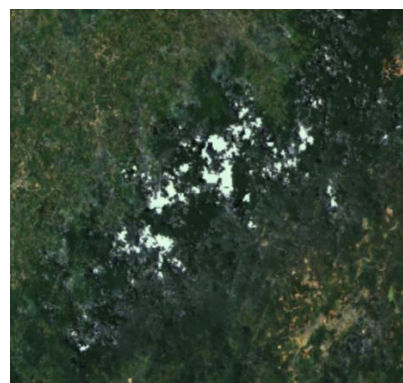
Đối với dữ liệu phổ, sáu băng chính (B2, B3, B4, B8, B11, B12) đã được tái tạo đồng nhất ở độ phân giải 10 m, tạo điều kiện thuận lợi cho việc phân loại chi tiết đối tượng rừng và các lớp thảm phủ khác. Chỉ số NDVI được tính toán cho cả hai mùa, thể hiện rõ sự khác biệt phản xạ giữa thảm thực vật và các đối tượng không có thực vật.

Ngoài ra, dữ liệu địa hình từ DEM (độ cao, độ dốc) được tích hợp, giúp mô tả tốt hơn sự biến đổi không gian trong điều kiện địa hình phức tạp của Tà Đùng. Các lớp dữ liệu này góp phần quan trọng trong việc nâng cao độ tin cậy của phân tích không gian (Gao et al., 2024) và hỗ trợ giải thích các kết quả phân bố thực vật trong các bước phân tích sau.

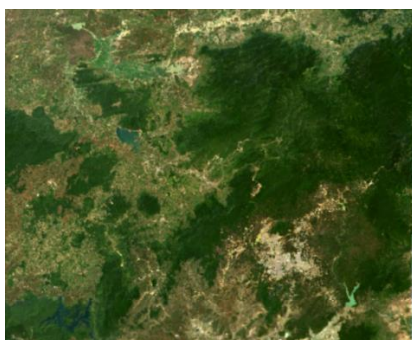
Dữ liệu ảnh viễn thám được tổng hợp theo từng mùa nghiên cứu. Kết quả xử lý bằng phương pháp lấy giá trị trung bình cho thấy các tập ảnh đại diện thu được có độ ổn định phổ cao và mức nhiễu thấp hơn đáng kể so với ảnh gốc. Hình 3.1 minh họa sự khác biệt giữa ảnh trước và sau xử lý, qua đó thể hiện rõ hiệu quả của bước tổ hợp trung bình trong việc nâng cao chất lượng dữ liệu đầu vào cho các phân tích tiếp theo.



Một cảnh ảnh có mây



Một cảnh ảnh đã loại bỏ vùng đám mây



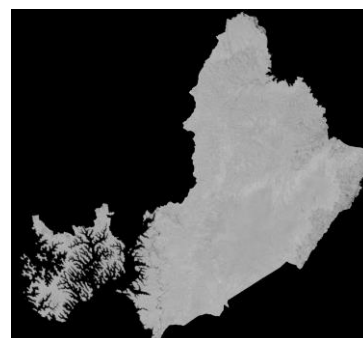
Ảnh giá trị trung bình



Ảnh giá trị trung bình và cắt theo ranh giới



Ảnh DEM



Ảnh NDVI

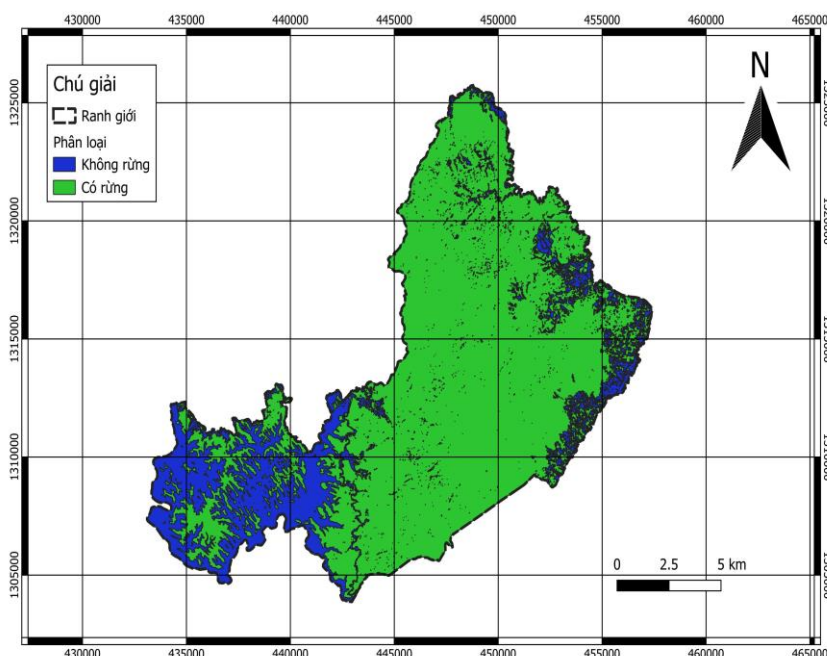
Hình 3.1. Xử lý ảnh vệ tinh SE- 2A của VQG Tà Đùng

3.1.1.2. Kết quả xây dựng mặt nạ rừng để phân tách rừng tự nhiên.

Việc tách rừng tự nhiên ra khỏi các loại hình sử dụng đất khác là bước quan trọng trong nghiên cứu, bởi các loài cây gỗ quý hiếm, đối tượng chính của luận án, chủ yếu phân bố trong hệ sinh thái rừng tự nhiên. Nếu không loại bỏ các khu vực khác như rừng trồng, đất nông nghiệp, khu dân cư hay đất trống, kết quả phân loại và dự báo phân bố loài có thể bị nhiễu và dẫn tới sai lệch trong đánh giá sinh thái. Do đó, lớp mặt nạ rừng tự nhiên đóng vai trò như một bộ lọc không gian, giúp khoanh vùng phạm vi sinh cảnh tiềm năng, đồng thời nâng cao độ tin cậy cho các phân tích tiếp theo.

Kết quả phân loại nhị phân (rừng/không rừng) cho thấy diện tích rừng tự nhiên được tách biệt rõ ràng với các loại hình khác như rừng trồng, đất nông nghiệp, khu

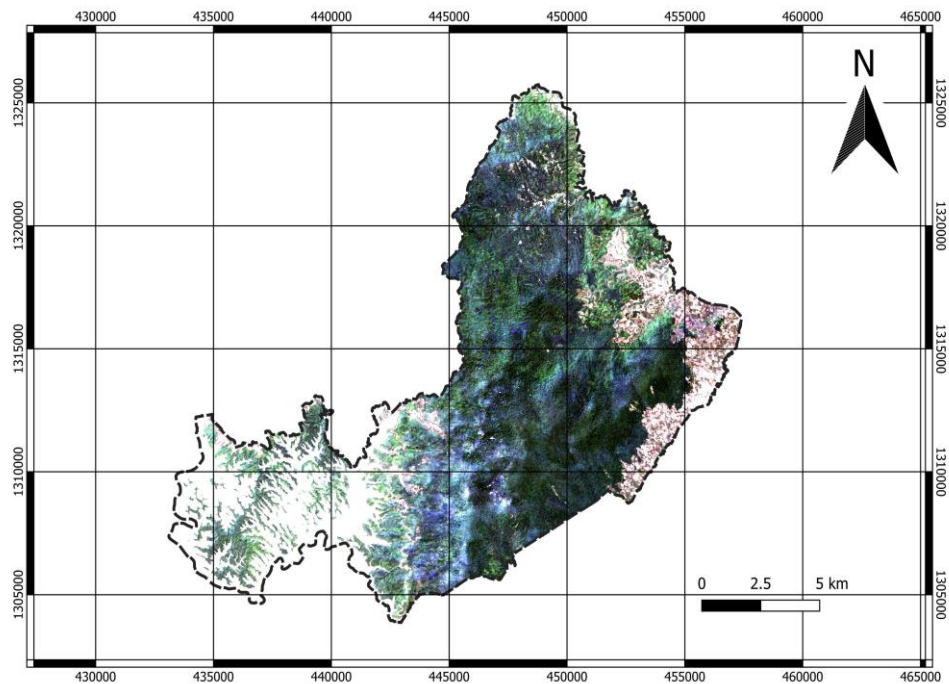
dân cư và đất trồng. Sau bước hậu xử lý (lọc đa số, lấp lỗ nhỏ), bản đồ mặt nạ rừng có tính liên tục cao, hạn chế được hiện tượng nhiều lỗm đốm thường gặp trong phân loại ảnh viễn thám. Hình 3.2 và Hình 3.3 minh họa kết quả phân tách khu vực thành 2 lớp phủ riêng biệt là có rừng tự nhiên (rừng) và không có rừng tự nhiên (không rừng). Dựa trên kết quả này, thống kê diện tích cho thấy tổng diện tích tự nhiên tại VQG Tà Đùng là 21.977,42 ha, trong đó diện tích rừng tự nhiên chiếm 17.261,97 ha (78,54%), còn lại diện tích không có rừng tự nhiên chiếm 4.715,45 ha (21,46%). Đây là lớp dữ liệu đầu vào cần thiết để xây dựng bộ mẫu phân loại và phục vụ cho các phân tích tiếp theo.



STT	LULC	SE-2A	
		Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)
1	Có rừng	17.261,97	78,54
2	Không rừng	4.715,45	21,46
	Tổng cộng	21.977,42	100

Hình 3.2. Bản đồ phân tách rừng tại VQG Tà Đùng và diện tích (ha) từng lớp phủ

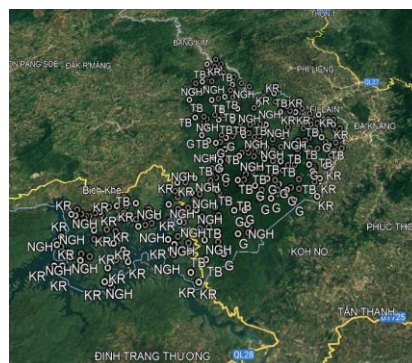
Với tỷ lệ rừng chiếm 78,54%, phần lớn diện tích rừng ở trung tâm và phía Đông Bắc tạo nên sinh cảnh ổn định, thuận lợi cho sự tồn tại và phát triển của nhiều nhóm loài, đặc biệt là các loài TGQH. Ngược lại, ở các khu vực ven rừng và phía Tây, nơi đất không có rừng còn chiếm tỷ lệ đáng kể, sự phân bố của nhiều loài quý hiếm bị thu hẹp và chịu rủi ro cao hơn do áp lực khai thác và biến đổi sinh cảnh. Điều này cho thấy việc bảo vệ các vùng có rừng và phục hồi diện tích không rừng có ý nghĩa đối với duy trì quần thể và mở rộng sinh cảnh của nhóm loài TGQH.



3.1.2. Phân loại, đánh giá kết quả phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng

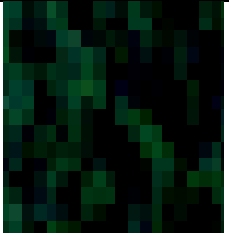
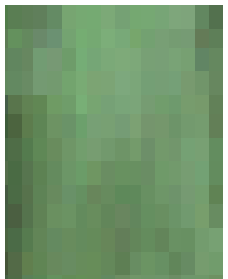
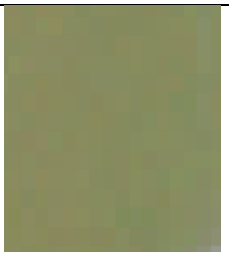
3.1.2.1. Xây dựng bộ mẫu giải đoán.

Tổng cộng 600 điểm mẫu (Hình 3.4) đã được thu thập và sử dụng trong quá trình phân loại trạng thái rừng, bao gồm ba lớp: rừng bị tác động ít, rừng bị tác động trung bình và rừng bị tác động mạnh. Trong đó, 390 điểm (65%) được dùng làm dữ liệu huấn luyện cho thuật toán phân loại SVM, và 210 điểm còn lại (35%) được sử dụng để kiểm định độ chính xác của mô hình. Dữ liệu được phân chia theo phương pháp ngẫu nhiên có kiểm soát, đảm bảo sự phân bố đồng đều và đại diện cho từng lớp thảm phủ trong phạm vi nghiên cứu (Rana et al., 2021). Hình 3.4 minh họa vị trí một số khu vực lấy mẫu, trong khi Bảng 3.1 tóm tắt kết quả đối chiếu điểm mẫu thực địa với đặc trưng trên các loại ảnh.



Hình 3.4. Sơ đồ phân bố các điểm mẫu phân loại

Bảng 3.1. Đặc điểm nhận dạng các trạng thái rừng trên ảnh

STT	Lớp phủ	Trạng thái rừng	Mô tả	SE-2A	PlanetScope	Google Earth
1	Có rừng	Rừng bị tác động ít	Màu xanh đậm, đồng nhất; tán rừng dày, phủ kín và liên mạch. Mức độ gỗ ghề cao do tán cây tự nhiên xen tầng			
2		Rừng bị tác động trung bình	Màu xanh nhạt xen lẫn nâu; xuất hiện các khoảng trống nhỏ. Mức độ gỗ ghề trung bình do có sự đứt gãy nhẹ trong tán			
3		Rừng bị tác động mạnh	Màu xanh nhạt pha nâu nhạt; tán rừng không liên tục, nhiều vùng trống rõ rệt. Mức độ gỗ ghề thấp, bề mặt tương đối phẳng do mất lớp tán cao, rừng bị phân mảnh			
4	Không rừng		Màu nâu vàng đồng đều, không có đặc điểm thực vật nổi bật. Bề mặt bằng phẳng hoặc ít gỗ ghề, đặc trưng cho đất trống, nông nghiệp			

Chú thích:

Rừng bị tác động ít: Là các diện tích rừng có độ tàn che khoảng 0,6-0,8; cấu trúc khá ổn định với 3-5 tầng phân biệt rõ; số lượng cây có đường kính lớn nhiều.

Rừng bị tác động trung bình: Là các diện tích có cấu trúc tương đối ổn định, cũng tương tự như rừng bị tác động ít song các chỉ tiêu khác đều thấp hơn, như độ tàn che quan sát khoảng từ 0,5-0,6.

Rừng bị tác động mạnh: Là các diện tích có dây leo nhiều, cấu trúc bị phá vỡ, rất ít cây có đường kính lớn, thường xen với lỗ ô, độ tàn che phổ biến 0,3-0,4.

Đất khác: Các diện tích như đất nông nghiệp, đất trống, mặt nước, đất có rừng trồng chưa thành rừng.

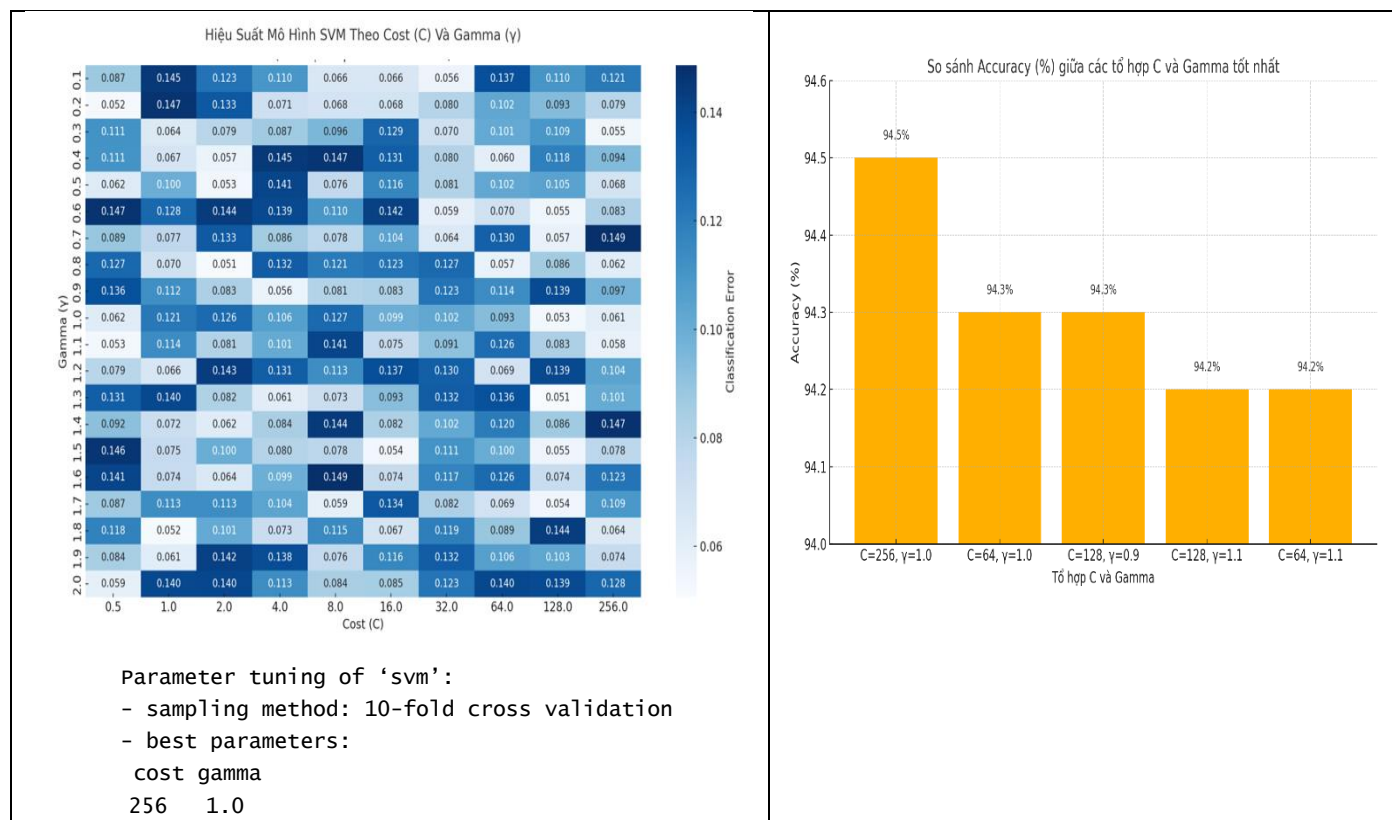
3.1.2.2. Phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng theo các mức độ tác động

Dưới mặt nạ rừng tự nhiên, quá trình phân loại các trạng thái rừng theo các mức độ tác động được thực hiện. Sử dụng mô hình SVM được huấn luyện nhiều lần thông qua kỹ thuật thẩm định chéo 10 lần (10-fold cross-validation), kết hợp với Grid Search để đánh giá tất cả tổ hợp của các giá trị:

Cost (C): $\{2^{-1}, 2^0, 2^1, \dots, 2^8\}$ tương đương $\{0.5, 1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256\}$

Gamma (γ): từ 0,1 đến 2 với bước nhảy 0,1

Kết quả, tổ hợp tốt nhất đạt được tại $C = 2^8 = 256$ và $\gamma = 1$, với Classification Error = 0,055, tương đương độ chính xác 94,5%. (Bảng 3.2).



Bảng 3.2. Hiệu suất mô hình SVM theo Cost (C) và Gamma (γ)

Kết quả đánh giá độ chính xác phân loại trạng thái rừng tại VQG Tà Đùng bằng thuật toán SVM được thể hiện tại Bảng 3.3.

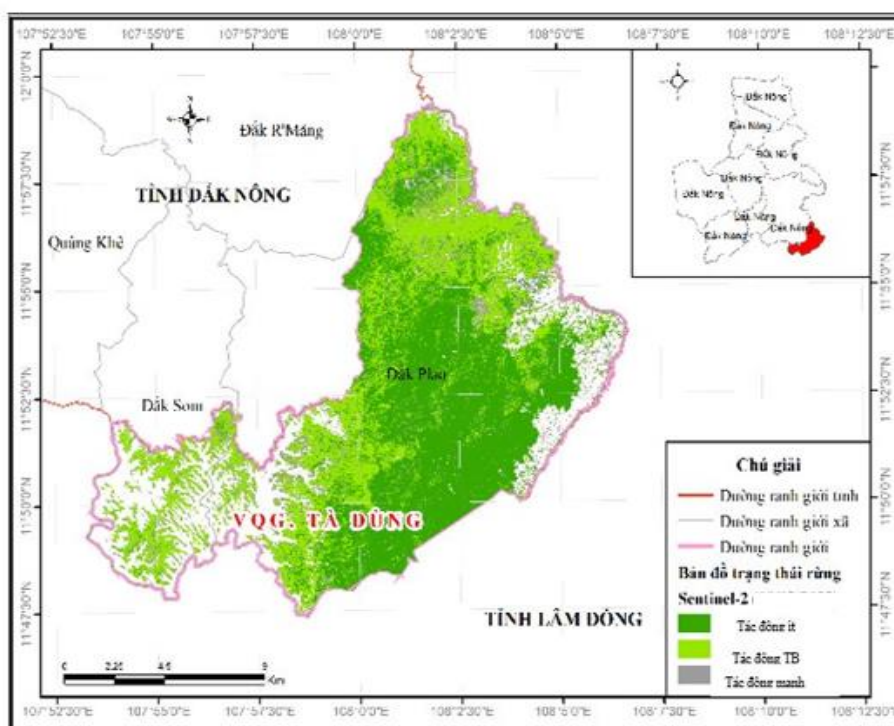
Bảng 3.3. Đánh giá độ chính xác từng lớp phủ trạng thái rừng

SE-2A	Rừng bị TĐ ít	Rừng bị TĐ TB	Rừng bị TĐ mạnh	Tổng	User's Accuracy (%)
Rừng bị TĐ ít	92	3	5	100	92,0
Rừng bị TĐ TB	3	50	7	60	83,3
Rừng bị TĐ mạnh	5	8	37	50	74,0
Tổng	100	61	49	210	
Producer's Accuracy (%)	92,0	82,0	75,5	Overall Accuracy: 85,24% Kappa Coefficient: 0,76	

Kết quả phân loại trạng thái rừng từ ảnh SE-2A cho thấy độ chính xác tổng thể (OA) đạt 85,24%, với hệ số Kappa = 0,76, phản ánh độ chính xác phân loại đạt được khá cao. Trong ba lớp phân loại, lớp “Rừng bị tác động mạnh” có độ chính xác thấp hơn so với hai lớp còn lại. Nguyên nhân chủ yếu xuất phát từ sự biến động lớn về đặc trưng quang phổ trong cùng một lớp, khiến mô hình khó nhận diện được các tín hiệu ổn định (Nguyễn T.T. Huong, 2011). Điều này cũng cho thấy sự phức tạp của việc

phân biệt các trạng thái rừng khi mức độ tác động tạo ra các dạng cảnh quan đa dạng và chông lán quang phổ.

Từ kết quả phân loại trên, bản đồ thảm phủ đã được biên tập như Hình 3.5 và thống kê diện tích của các loại thảm phủ được trình bày trong Bảng 3.4.



Hình 3.5. Bản đồ thảm phủ rừng VQG Tà Đùng

Bảng 3.4. Thống kê diện tích lớp phủ trạng thái rừng

STT	Phân loại thảm phủ rừng	SE-2A	
		Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)
1	Rừng bị tác động ít	10.629,72	62%
2	Rừng bị tác động trung bình	3.520,88	20%
3	Rừng bị tác động mạnh	3.111,37	18%
	Tổng cộng	17.261,97	100%

Kết quả phân loại trạng thái dưới mặt nạ rừng cho thấy trong tổng diện tích rừng tự nhiên với 17.261,97 ha, rừng ít bị tác động chiếm 62%, rừng bị tác động trung bình chiếm 20% và rừng bị tác động mạnh chiếm 18%. Phân bố không gian cho thấy rừng ít bị tác động tập trung chủ yếu tại khu vực lõi của VQG, phản ánh tính nguyên vẹn cao hơn, trong khi các diện tích rừng bị tác động mạnh thường xuất hiện ở vùng rìa rừng hoặc các khu vực tiếp giáp với đất nông nghiệp, nơi chịu áp lực lớn hơn từ

hoạt động của con người.

Bản đồ trạng thái rừng phân theo mức độ tác động (ít tác động, tác động trung bình, tác động mạnh) trong kết quả này được sử dụng trong phân tích chồng lớp nhằm xác định các điểm hotspots về đa dạng sinh học; trong khi đó bản đồ hiện trạng thảm phủ rừng (Phụ lục 16) kế thừa từ nghiên cứu của Nguyễn Thị Thanh Hương và cộng sự (2024) được sử dụng như lớp dữ liệu đầu vào để xây dựng mô hình SDMs.

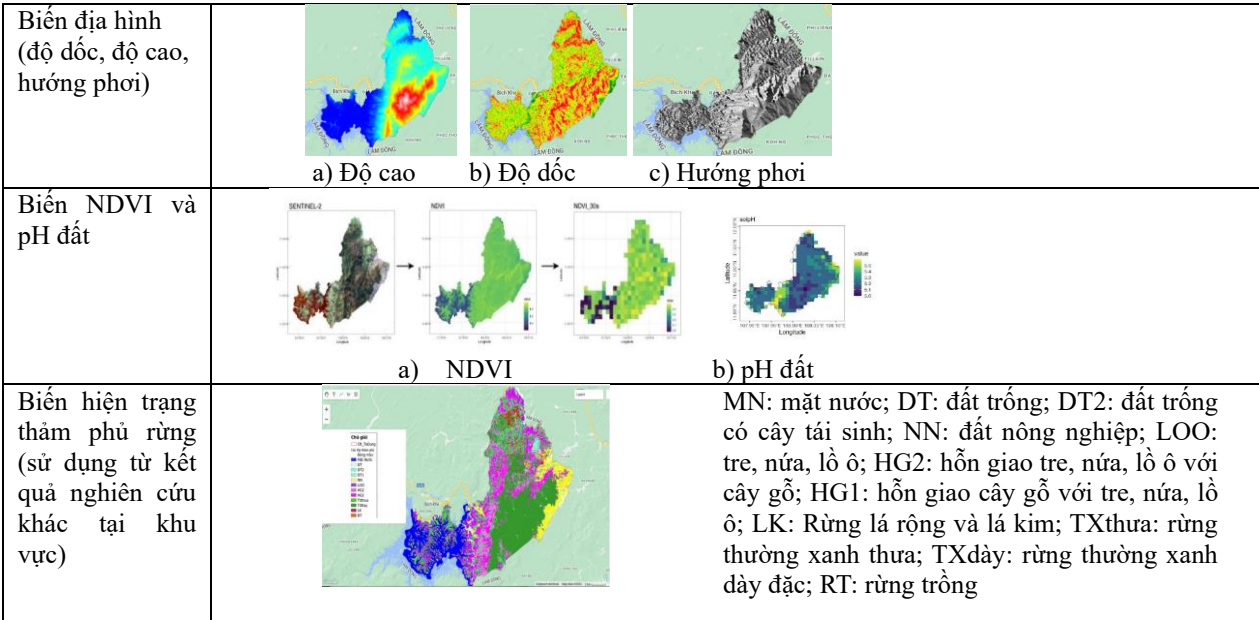
3.2. Ứng dụng mô hình SDMs để xác định vùng sinh thái tiềm năng, hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa.

3.2.1. Xây dựng cơ sở dữ liệu đầu vào phục vụ mô hình hóa SDMs.

3.2.1.1. Biến sinh thái và khí hậu.

- Biến sinh thái

Tổng cộng 6 lớp dữ liệu sinh thái được sử dụng, bao gồm: độ dốc, độ cao, hướng phơi, chỉ số NDVI, pH đất và hiện trạng thảm phủ rừng. Các lớp dữ liệu này đã được chuẩn hóa, xử lý và quy chiếu về cùng hệ tọa độ để đảm bảo tính đồng bộ khi tích hợp vào mô hình SDMs cho các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng. Kết quả xử lý và phân bố không gian của các biến được thể hiện trong Hình 3.6.



Hình 3.6. Dữ liệu biến địa hình, NDVI, pH đất và hiện trạng thảm phủ rừng

- Biến khí hậu

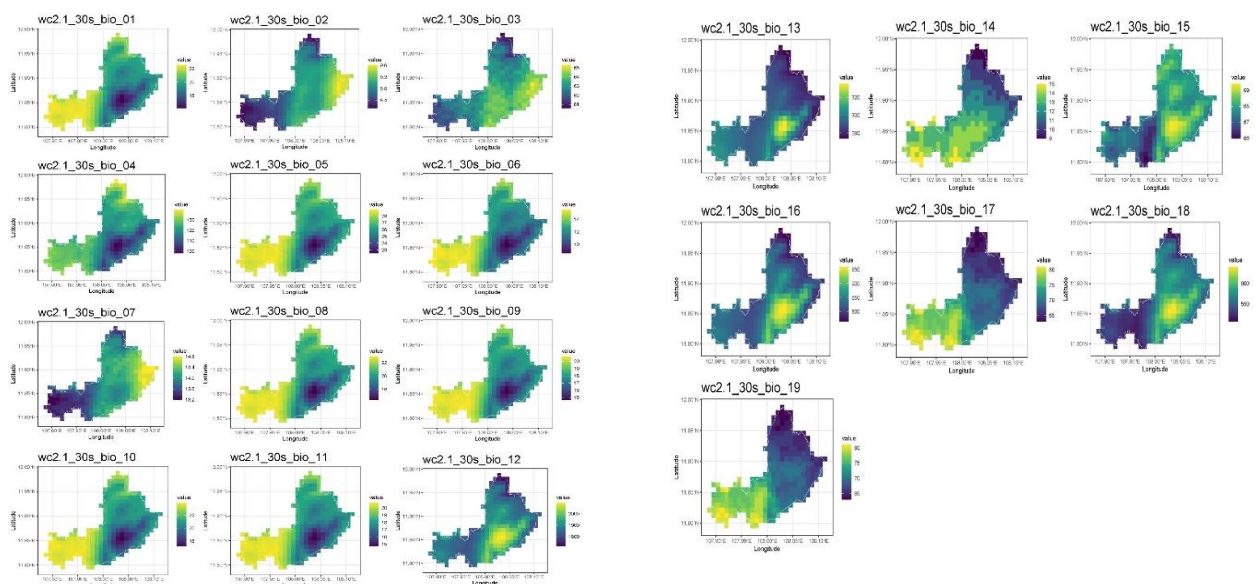
Bộ dữ liệu khí hậu bao gồm 19 biến chuẩn hóa (Bio01–Bio19), phản ánh các đặc trưng về nhiệt độ và lượng mưa theo tháng, quý và trung bình năm. Đây là những biến chính thường được sử dụng trong các nghiên cứu dự báo phân bố loài. Chi tiết từng biến khí hậu được trình bày trong Bảng 3.5 và phân bố không gian được minh

họa tại Hình 3.7.

Bảng 3.5. Mô tả các biến khí hậu tại VQG Tà Đùng

Biến	Đơn vị	Thấp nhất	Cao nhất	Biến khí hậu
Bio01	°C	16,0	22,5	Nhiệt độ trung bình hàng năm
Bio02	°C	8,1	9,6	Phạm vi trung bình ngày
Bio03	%	60,5	65,3	Độ ẩm nhiệt
Bio04	°C	98,0	140,0	Nhiệt độ theo mùa
Bio05	°C	22,5	28,9	Nhiệt độ tối đa của tháng ẩm nhất
Bio06	°C	8,6	15,5	Nhiệt độ tối thiểu của tháng lạnh nhất
Bio07	°C	13,2	14,8	Phạm vi nhiệt độ hàng năm
Bio08	°C	16,4	22,9	Nhiệt độ trung bình của quý ẩm nhất
Bio09	°C	14,7	20,6	Nhiệt độ trung bình của quý khô nhất
Bio10	°C	17,2	23,9	Nhiệt độ trung bình của quý nóng nhất
Bio11	°C	14,7	20,6	Nhiệt độ trung bình của quý lạnh nhất
Bio12	Mm	1715	2093	Lượng mưa hàng năm
Bio13	Mm	274	335	Lượng mưa của tháng ẩm nhất
Bio14	Mm	9	15	Lượng mưa của tháng khô nhất
Bio15	%	66	69,3	Lượng mưa theo mùa
Bio16	Mm	764	960	Lượng mưa của quý ẩm nhất
Bio17	Mm	63	81	Lượng mưa của quý khô nhất
Bio18	Mm	508	640	Lượng mưa của quý nóng nhất
Bio19	Mm	63	81	Lượng mưa của quý lạnh nhất

(Nguồn: World Clim 2.1)

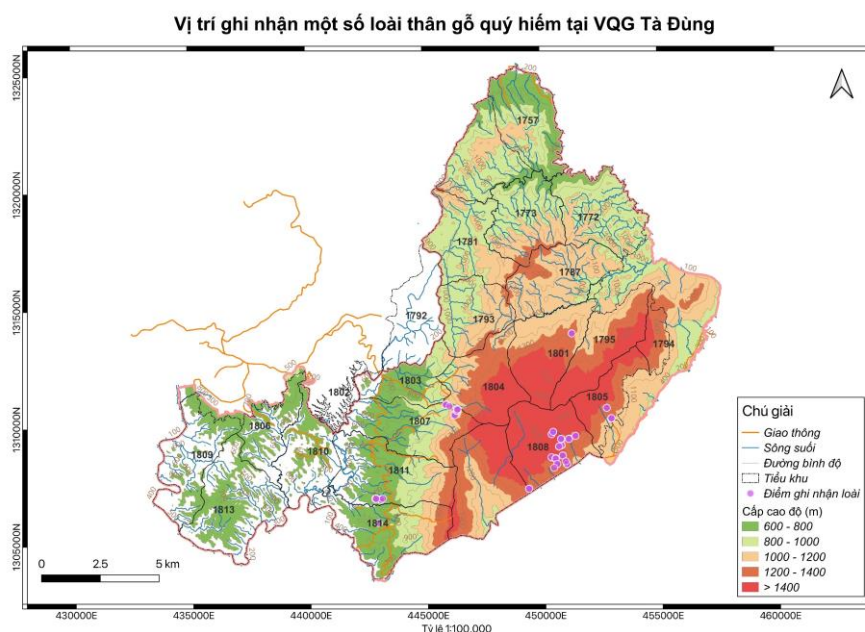


Hình 3.7. Các biến khí hậu tại VQG Tà Đùng (Nguồn: World Clim 2.1)

3.2.1.2. Dữ liệu về điểm hiện diện của các loài nghiên cứu.

Để định hướng khảo sát thực địa, nghiên cứu đã ứng dụng mô hình SDMs với

thuật toán MaxEnt như một bước tiền khảo sát nhằm thiết kế hệ thống ô mẫu một cách hiệu quả và tiết kiệm nguồn lực. Bộ dữ liệu đầu vào gồm 156 điểm hiện diện của các loài nghiên cứu, được sử dụng từ dự án PEER và đề tài cấp Bộ B2019-TTN-02. Các điểm này phân bố trên nhiều dạng sinh cảnh khác nhau trong ranh giới VQG Tà Đùng, phản ánh tính đại diện cho sự đa dạng điều kiện sinh thái của khu vực. Tập dữ liệu này đóng vai trò nền tảng cho việc huấn luyện mô hình MaxEnt, từ đó xây dựng bản đồ dự báo vùng phân bố tiềm năng. Phân bố không gian của các điểm hiện diện được thể hiện tại Hình 3.8.



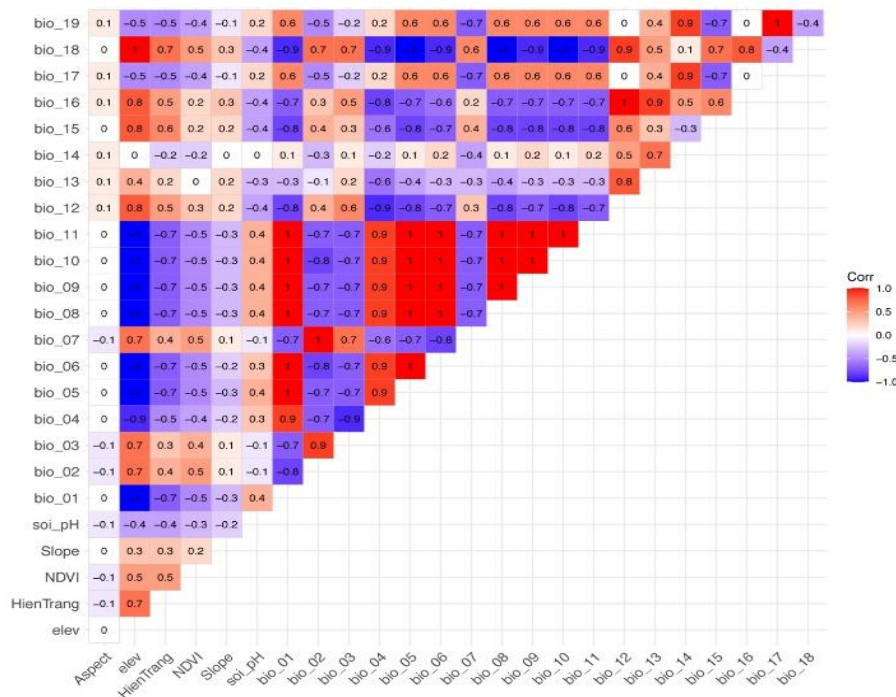
Hình 3.8. Vị trí ghi nhận các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

3.2.2. Phân tích mức độ đa cộng tuyến của các biến dữ liệu.

Trong nghiên cứu này, phân tích tương quan Pearson được sử dụng để sàng lọc các biến có hệ số tương quan cao ($|r| > 0,85$), trong khi phân cụm thứ bậc (Hierarchical Clustering) được sử dụng để nhóm các biến có mối tương quan lại với nhau và phân tích thành phần chính (PCA) được áp dụng để lựa chọn tập biến đại diện có ý nghĩa sinh thái.

3.2.2.1. Phân tích tương quan Pearson

Kết quả phân tích chi tiết tương quan Pearson được trình bày trong Hình 3.9



Hình 3.9. Kết quả phân tích tương quan Pearson

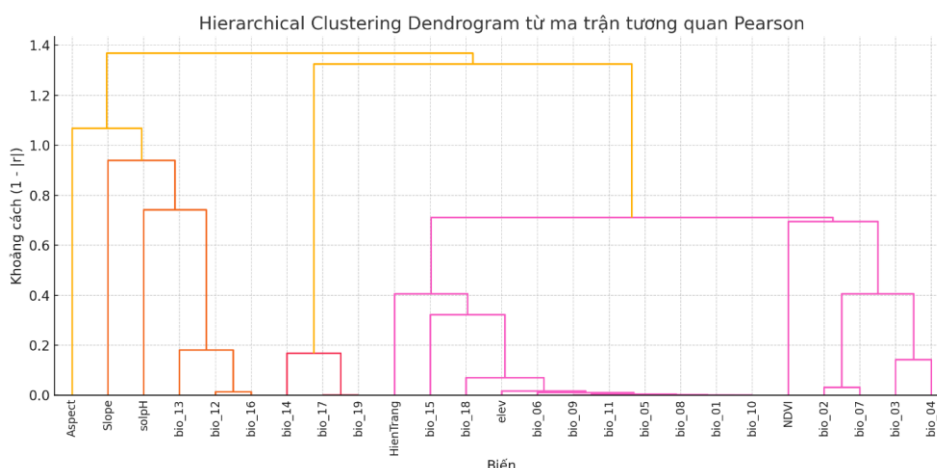
Ghi chú: Bio01: Nhiệt độ trung bình hàng năm; Bio02: Phạm vi trung bình ngày; Bio03: Đẳng nhiệt (độ đẳng nhiệt); Bio04: Nhiệt độ theo mùa; Bio05: Nhiệt độ tối đa của tháng ấm nhất; Bio06: Nhiệt độ tối thiểu của tháng lạnh nhất; Bio07: Phạm vi nhiệt độ hàng năm; Bio08: Nhiệt độ trung bình của quý ấm nhất; Bio09: Nhiệt độ trung bình của quý khô nhất; Bio10: Nhiệt độ trung bình của quý nóng nhất; Bio11: Nhiệt độ trung bình của quý lạnh nhất; Bio12: Lượng mưa hàng năm; Bio13: Lượng mưa của tháng ẩm ướt nhất; Bio14: Lượng mưa của tháng khô hạn nhất; Bio15: Lượng mưa theo mùa; Bio16: Lượng mưa của quý ấm nhất; Bio17: Lượng mưa của quý khô nhất; Bio18: Lượng mưa của Quý nóng nhất; Bio19: Lượng mưa của quý lạnh nhất; Aspect: Hướng phơi; elev: Độ cao; Slope: Độ dốc; Hientrang: Loại hình thảm phủ; soil-pH: pH đất; NDVI; chỉ số thực vật NDVI.

Ma trận tương quan Pearson phản ánh mức độ liên hệ tuyến tính giữa từng cặp biến, với hệ số r dao động từ -1 (nghịch biến hoàn toàn) đến +1 (thuận biến hoàn toàn), trong khi $r = 0$ biểu thị không có tương quan.

Kết quả phân tích tương quan tại Hình 3.9 cho thấy các biến khí hậu (các biến “Bio”) có xu hướng tương quan mạnh với nhau; nhiều cặp biến đạt hệ số tương quan tuyệt đối lớn hơn 0,7, phản ánh sự đồng biến rõ rệt giữa các yếu tố nhiệt độ và lượng mưa. Ví dụ, Bio08 và Bio10 có tương quan thuận rất cao ($r \rightarrow +1$), trong khi Bio12 và Bio04 thể hiện mối tương quan nghịch mạnh ($r \approx -0,9$). Trái lại, các biến địa hình – sinh thái như độ cao (Elev), độ dốc (Slope), NDVI, và pH đất (Soil pH) nhìn chung có mối tương quan yếu đến trung bình với nhóm biến khí hậu, cho thấy chúng cung cấp thông tin bổ sung độc lập cho mô hình. Một số quan hệ như: NDVI có tương quan trung bình với lớp hiện trạng thảm phủ rừng ($r \approx 0,5$); độ cao (Elev) có tương quan thuận với Bio16 ($r = 0,8$) và nghịch với Bio17 ($r \approx -0,5$), phản ánh ảnh hưởng của địa hình đến phân bố lượng mưa; pH đất có tương quan rất thấp hoặc nghịch nhẹ với các

biến khí hậu như Bio02 và Bio03.

Các mối quan hệ trên đều đạt mức ý nghĩa thống kê $p < 0,05$, đảm bảo độ tin cậy của kết quả. Trên cơ sở này, những biến có tương quan cao ($|r| > 0,85$) được gộp nhóm nhằm giảm thiểu hiện tượng đa cộng tuyến. Tuy nhiên, vì Pearson chỉ phản ánh mối liên hệ tuyến tính từng cặp, nên nghiên cứu tiếp tục sử dụng phân tích phân cụm thứ bậc nhằm xác định các nhóm biến có mối liên hệ chặt chẽ. Kết quả thể hiện ở sơ đồ Hình 3.10.



Hình 3.10. Sơ đồ phân cụm thứ bậc (Hierarchical Clustering) các nhóm biến

Kết quả phân cụm thứ bậc cho thấy sự phân hóa giữa các nhóm biến môi trường và được chia thành ba nhóm chính dựa trên mức độ tương quan giữa chúng như sau:

+ Nhóm 1 bao gồm các biến nhiệt độ như Bio_01, Bio_05, Bio_06, Bio_08, Bio_09, Bio_10, Bio_11, HienTrang và elev là những biến liên quan đến nhiệt độ trung bình, cực đại, cực tiểu và mùa nóng. Hệ số tương quan nội nhóm khá cao với $|r| > 0,85$ cho thấy các biến này mang thông tin sinh thái gần như tương tự nhau. Trong bối cảnh xây dựng mô hình phân bố loài, việc giữ lại toàn bộ các biến này là không cần thiết, mà nên lựa chọn các biến đại diện có ý nghĩa sinh thái cao nhất (Xue et al., 2024; Schober et al., 2018).

+ Nhóm 2 gồm các biến phản ánh sự biến động nhiệt độ như Bio_02, Bio_03, Bio_04, Bio_07 cùng với chỉ số NDVI. Mối liên hệ chặt chẽ trong nhóm này cho thấy của sự biến thiên khí hậu ảnh hưởng đến thảm thực vật.

+ Nhóm 3 là tổ hợp đa yếu tố, bao gồm các biến địa hình (elev, Slope, Aspect), đất (soi_pH) và các biến khí hậu như Bio_12 đến Bio_19. Sự kết nối giữa các yếu tố này cho thấy tính tương tác phức tạp giữa điều kiện địa hình – đất đai và khí hậu. Việc

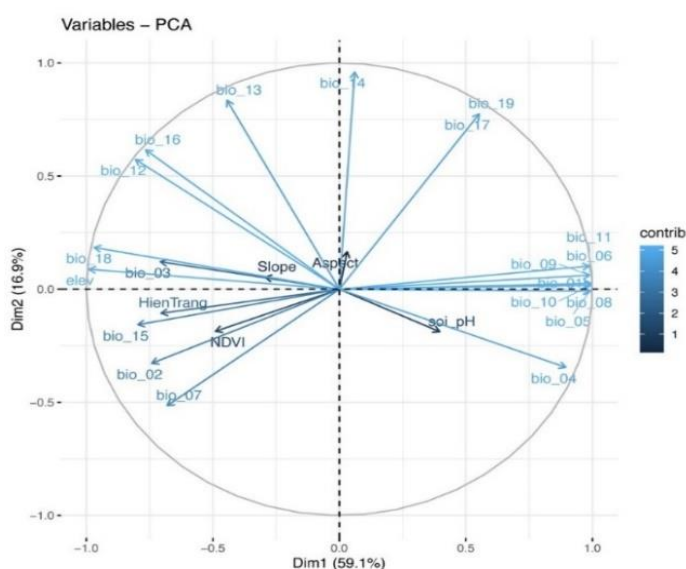
các yếu tố như Slope, Aspect, và soi_pH cùng thuộc một nhánh cho thấy vai trò nền tảng của địa hình và tính chất đất đối với phân bố loài.

Những phân nhóm trên giúp làm rõ mối quan hệ sinh thái giữa các yếu tố khí hậu, địa hình và thảm thực vật tại khu vực nghiên cứu. Cách tiếp cận này tương đồng với nghiên cứu của Farag & Shabbara (2022) khi mô tả phân bố của loài *Funaria hygrometrica* ở Ai cập. Các tác giả này đã áp dụng phân tích tương quan Pearson kết hợp với phân cụm để lựa chọn các biến đại diện, qua đó giữ lại các biến có mức ảnh hưởng lớn như Bio01, Bio03, Bio06, Bio08, Bio09 và Bio11, địa hình, hiện trạng thảm phủ rừng.

3.2.2.2. Phân tích thành phần chính – PCA.

Sau khi phân nhóm các biến môi trường bằng phương pháp phân cụm thứ bậc, nghiên cứu tiếp tục áp dụng phân tích PCA nhằm lựa chọn tập biến đại diện cho từng nhóm, vừa giảm thiểu hiện tượng đa cộng tuyến, vừa giữ lại các biến có ý nghĩa sinh thái cao (Schober et al., 2018).

Kết quả PCA (Hình 3.11) cho thấy phần lớn sự khác biệt trong dữ liệu được giải thích bởi hai yếu tố chính: i) khí hậu – đất đai (Dim1) và ii) địa hình – thảm thực vật (Dim2). Dim1 chiếm 59,1% phản ánh ảnh hưởng của khí hậu và đất đai, trong khi Dim2 chiếm 16,9%, liên quan đến địa hình và thảm thực vật. Tổng cộng, hai yếu tố này đã giải thích đến 76% sự biến thiên trong dữ liệu. Điều đó cho thấy phần lớn thông tin quan trọng đã được tóm lược trong hai trục chính này.



Hình 3.11. Kết quả phân tích PCA

Quan sát hình trên (Hình 3.11) cho thấy các biến như Bio19, Bio18, Bio16, Bio14, Bio13, Bio12, NDVI, Elev và Soil pH có vector dài và nằm gần chu vi đồ thị, phản ánh mức độ đóng góp lớn vào phương sai dữ liệu và có vai trò chính trong việc giải thích sự phân bố loài. Ngược lại, các biến như Slope và Aspect có vector ngắn, cho thấy mức đóng góp thấp hơn.

Trên cơ sở kết quả phân tích tương quan Pearson, phân cụm thứ bậc và PCA, từ 25 biến môi trường ban đầu, nghiên cứu đã sàng lọc và lựa chọn được 16 biến đại diện (loại bỏ 9 biến có cộng tuyến cao hoặc đóng góp thấp) để đưa vào phân tích Jackknife nhằm kiểm tra mức độ đóng góp của từng biến đối với mô hình SDMs. 16 biến này được chia thành các nhóm như sau:

+ *Nhóm biến khí hậu (10 biến)*: Bao gồm các yếu tố liên quan đến nhiệt độ, lượng mưa và biến động khí hậu theo mùa, gồm có: Bio19 (Lượng mưa của quý lạnh nhất); Bio16 (Lượng mưa của quý ẩm nhất); Bio14 (Lượng mưa của tháng khô nhất); Bio13 (Lượng mưa của tháng ẩm nhất); Bio12 (Lượng mưa hàng năm); Bio07 (Phạm vi nhiệt độ hàng năm); Bio04 (Nhiệt độ theo mùa); Bio 03 (Độ đẳng nhiệt); Bio02 (Phạm vi trung bình ngày); Bio01 (Nhiệt độ trung bình hàng năm).

+ *Nhóm địa hình và thảm thực vật gồm 6 biến*: Slope; Elev, Soil pH, Aspect, Hientrang và NDVI.

Việc lựa chọn biến theo hướng tích hợp các nhóm yếu tố khí hậu, địa hình và thảm thực vật không chỉ giúp loại bỏ các biến dư thừa mà còn góp phần nâng cao ý nghĩa sinh thái và hiệu suất dự báo của mô hình SDMs. Cách tiếp cận này phản ánh xu hướng tương tự với kết quả của Zangiabadi và cộng sự (2021) trong nghiên cứu về loài *Prunus eburnea* tại Iran, khi phân tích PCA cho thấy mô hình sử dụng đồng thời các biến khí hậu, địa hình và thảm thực vật đạt độ chính xác cao hơn ($AUC = 0,93-0,94$) so với các mô hình chỉ sử dụng biến khí hậu ($AUC = 0,80-0,90$). Tương tự, Mahmoud và cộng sự (2025) khi xây dựng SDMs cho ba loài bản địa vùng Địa Trung Hải cũng nhận định rằng việc tích hợp thêm các chỉ số viễn thám như NDVI sẽ giúp nâng cao hiệu quả dự báo so với mô hình đơn biến, cho thấy giá trị của cách tiếp cận đa yếu tố trong nghiên cứu phân bố loài.

Tóm lại, nghiên cứu đã lần lượt loại bỏ các biến đa cộng tuyến bằng phân tích Pearson, nhóm các biến có quan hệ chặt chẽ qua phân cụm thứ bậc và lựa chọn các biến đại diện bằng PCA. Cách tiếp cận này vừa đảm bảo giảm thiểu trùng lặp thông tin, vừa giữ lại các biến có ý nghĩa sinh thái nổi bật. Kết quả, xác định được 16 biến

môi trường chính, làm cơ sở cho bước phân tích Jackknife tiếp theo nhằm đánh giá mức độ đóng góp của từng biến trong việc xây dựng mô hình SDMs.

3.2.2.3. Kiểm tra mức độ đóng góp của các biến dữ liệu vào việc xây dựng mô hình SDMs.

Phương pháp Jackknife là một công cụ phổ biến để đánh giá tầm quan trọng của các biến môi trường trong mô hình SDMs (Zang et al., 2024). Phân tích này cho phép kiểm tra khả năng dự báo độc lập của từng biến và mức suy giảm hiệu suất khi loại bỏ biến đó khỏi mô hình. Nhờ vậy, nghiên cứu xác định được những biến có ảnh hưởng chi phối, đồng thời loại trừ các biến ít ý nghĩa, góp phần nâng cao tính khái quát và độ tin cậy của mô hình dự báo.

Việc theo dõi sự thay đổi AUC khi loại bỏ từng biến giúp đánh giá mức độ quan trọng của biến đối với mô hình. Nếu việc loại bỏ một biến làm AUC giảm (ký hiệu D), biến đó được xem là cần thiết vì góp phần nâng cao độ chính xác. Ngược lại, nếu AUC tăng (ký hiệu U), biến đó có thể gây nhiễu và nên được loại bỏ (Muscarella et al., 2014; Elith et al., 2008). Kết quả tại Bảng 3.6 cho thấy các biến Bio_04, Slope, Elev, Hiện trạng thảm phủ rừng, NDVI và Soil pH đều đóng vai trò quan trọng, vì khi loại bỏ chúng dẫn đến sự suy giảm đáng kể giá trị AUC. Kết quả này tương đồng với phát hiện nghiên cứu của Tesfamariam và cộng sự (2022) về loài *Podocarpus falcatus* tại Ethiopia, trong đó các biến địa hình (Elev, Slope) cùng với một số biến khí hậu (Bio03, Bio04, Bio17–Bio19) được xác định là các yếu tố chi phối hiệu suất của mô hình MaxEnt.

Bảng 3.6. Xác định biến quan trọng làm tăng hoặc giảm AUC bằng phương pháp JackKnife

Loài	aquicr		Canapi		cinnba		dacrim		diptco		diptha		trigove		querla		podone		rhodch	
Variable	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D	U	D
Bio_01																				
Bio_02																				
Bio_03																				
Bio_04			U		U	D	U		U			D		D	U	D	U	D		
Bio_07																				
Bio_12											U		U							
Bio_13																				
Bio_14																				
Bio_16																				
Bio_19																				
Slope				D															U	

Loài	aquicr	Canapi	cinnba	dacrim	diptco	diptha	trigove	querla	podone	rhodch
Aspect										
Elev			D						D	
Hientrang				D						
Ndvi	U	D								D
Solph					D					

Ghi chú: **aquicr**: *Aquilaria crassna* (Trầm hương); **canapi**: *Canarium littorale* (Trám nâu); **cinnba**: *Cinnamomum balansae* (Xá xị); **dacrim**: *Dacrycarpus imbricatus* (Thông nằng); **diptco**: *Dipterocarpus baudii* (Dầu baud); **diptha**: *Dipterocarpus hasseltii* (Dầu hasselt); **trigove**: *Trigonobalanus verticillata* (Sồi ba cạnh); **querla**: *Quercus langbianensis* (Dẻ langbian); **podone**: *Podocarpus neriiifolius* (Thông tre); **rhodch**: *Rhodoleia championii* (Hồng quang); **Aspect**: Hướng phơi; **Slope**: Độ dốc; **Elev**: Độ cao; **Hientrang**: Hiện trạng thảm phủ rừng; **Ndvi**: chỉ số thực vật; **Soilph**: pH đất; **U**: AUC tăng; **D**: AUC giảm.

Bảng 3.7 trình bày hai chỉ số chính dùng để đánh giá vai trò của các biến môi trường trong mô hình SDMs bao gồm Percent Contribution (PC%) và Permutation Importance (PI%). Trong đó, PC% phản ánh mức độ đóng góp của biến trong quá trình huấn luyện mô hình, còn PI% thể hiện mức độ ảnh hưởng của biến khi giá trị của nó bị hoán đổi ngẫu nhiên. Việc kết hợp cả hai chỉ số này cho phép đánh giá toàn diện cả ý nghĩa thống kê và giá trị sinh thái của từng biến (Muscarella et al., 2014).

Kết quả phân tích cho thấy Bio04 (nhiệt độ theo mùa) là biến chi phối mạnh mẽ nhất, với PC và PI rất cao ở nhiều loài, chẳng hạn *Canarium littorale* – Trám nâu (PC = 52,9%, PI = 96,9%), **canapi** - Trám nâu (PC = 52,9%, PI = 96,9%), **cinnba** - Xá xị (PC = 41,5%, PI = 70,8%), **querla** - Dẻ langbian (PC = 55,6%, PI = 80,7%) và **podone** - Thông tre (PC = 84,9%, PI = 99,6%). Điều này cho thấy Bio04 có thể giữ vai trò đáng kể trong việc giải thích phân bố loài tại khu vực nghiên cứu.

Bên cạnh đó, Bio03 (độ đẳng nhiệt) cũng thể hiện mức ảnh hưởng đáng kể, với PC cao ở **aquicr** - Trầm hương (32,6%), **diptha** - Dầu hasselt (39,8%, PI = 43,1%) và **trigove** - Sồi ba cạnh (44,7%, PI = 21,5%). Bio16 (lượng mưa quý ẩm nhất) đóng vai trò quan trọng đối với **diptco** – Dầu baud (PC = 55,5%, PI = 64,2%) và **trigove** - Sồi ba cạnh (PC = 50,8%). Ngoài ra, Bio12 (lượng mưa hàng năm) cho thấy ảnh hưởng rõ ở **aquicr** - Trầm hương (PI = 60%) và **podone** - Thông tre (PC = 47,2%), hỗ trợ thêm bằng chứng về vai trò sinh thái của lượng mưa. **Bio01 (nhiệt độ trung bình năm)** tuy ít nổi trội nhưng vẫn có giá trị đáng kể ở **dacrim** – Thông nằng (PC = 8,7%, PI = 39,9%) và **querla** - Dẻ langbian (PC = 42,6%).

Trong nhóm biến thảm thực vật và địa hình, NDVI giữ vai trò then chốt, đặc biệt ở **aquicr** - Trầm hương (PC = 55,7%) và **rhodch** – Hồng quang (PC = 33,9%, PI = 16,0%). Hiện trạng thảm phủ rừng cũng có PC đáng kể ở **dacrim** – Thông nằng (PC

= 32,1%, PI = 29,2%). Các yếu tố địa hình như Elev và Slope thể hiện ảnh hưởng ở một số loài, ví dụ *canapi* - Trám nâu (Elev: PC = 15,9%) và *diptco* – Dầu baud (Slope: PC = 12,1%), trong khi PI của Elev ở *rhodch* – Hồng quang cũng đạt 23,2%. Soil pH tuy không nổi bật nhưng vẫn đạt PI = 12,7% đối với *rhodch* – Hồng quang, cho thấy vai trò bổ sung nhất định trong mô hình.

Tổng hợp kết quả từ Bảng 3.6 và Bảng 3.7, nghiên cứu lựa chọn 10 biến có ý nghĩa sinh thái để chạy mô hình dự báo phân bố tiềm năng, bao gồm các biến sau: Bio01, Bio03, Bio04, Bio12, Bio16, NDVI, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao và pH đất. So với các nghiên cứu trước đây, kết quả của luận án vừa thể hiện sự kế thừa vừa có những điểm mở rộng. Đinh Tiến Tài và cộng sự (2020) khi phân tích phân bố loài Xá xị tại Bắc Trung Bộ và miền Bắc Việt Nam đã sử dụng chủ yếu các biến khí hậu (Bio02, Bio03, Bio04, Bio06) kết hợp với biến độ dốc và loại đất. Tương tự, Zang và cộng sự (2024) trong nghiên cứu về loài *Angelica dahurica* ở Trung Quốc cũng bổ sung các biến thảm thực vật, độ dốc, độ cao và pH đất bên cạnh nhóm biến khí hậu.

Điểm khác biệt trong nghiên cứu hiện tại là việc tích hợp đồng thời chỉ số NDVI và lớp hiện trạng thảm phủ rừng – hai biến được trích xuất trực tiếp và phân loại từ ảnh viễn thám vào mô hình SDMs bên cạnh các biến khí hậu và địa hình truyền thống. Phân tích cho thấy, khi bổ sung NDVI, giá trị AUC tăng lên, phản ánh sự cải thiện trong khả năng phân biệt giữa các điểm có và không có sự xuất hiện loài. Kết quả này nhất quán với nghiên cứu của Schwager & Berg (2021), trong đó NDVI cũng được xác định là biến quan trọng, giúp nâng giá trị AUC từ 0,96 lên 0,98; đồng thời các tác giả nhấn mạnh tính ưu việt của mô hình đa biến so với đơn biến trong dự báo phân bố loài.

Từ những so sánh này có thể thấy, luận án không chỉ kế thừa các cách tiếp cận phổ biến về sử dụng biến khí hậu và địa hình, mà còn mở rộng bằng việc tích hợp thêm biến viễn thám phản ánh trạng thái thảm thực vật. Đây là đóng góp có ý nghĩa, vừa nâng cao hiệu quả dự báo vừa gia tăng giá trị sinh thái của mô hình, đồng thời thể hiện tính mới trong nghiên cứu liên quan đến nghiên cứu về thực vật thân gỗ quý hiếm.

Bảng 3.7. Kết quả phân tích sự ảnh hưởng của các biến đến sự phân bố của các loài TGQH

Loài	aquicr		canapi		cinnba		dacrim		diptco		diptha		trigove		querla		Podone		rhodch	
Variable	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI	PC	PI
Bio_01	-	-	5,1	-	3,0	-	8,7	39,9	10,7	-	-	-	-	-	42,6	8,5	-	-	-	-
Bio_02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio_03	32,6	-	5,6	-	4,9	-	5,8	19,4	10,2	7,3	39,8	43,1	6,3	44,7	1,7	7,0	0,3	0,4	5,2	21,5
Bio_04	-	-	52,9	96,9	41,5	70,8	-	-	14,5	8,7	-	-	16,7	-	55,6	80,7	84,9	99,6	0,1	5,5
Bio_07	-	-	-	-	6,3	17,6	0,9	9,4	-	-	1,6	-	0,2	4,5	-	-	-	-	0,8	14,2
Bio_12	9,8	60	12,4	-	3,6	-	15,8	-	-	-	23,0	-	18,5	47,2	-	-	-	-	-	-
Bio_13	0,9	1,1	-	-	3,9	6,5	-	-	-	-	-	-	2,3	-	-	-	-	-	-	-
Bio_14	-	-	-	-	-	-	3,1	-	0,8	-	21,6	-	5,2	3,7	-	-	-	-	16,0	-
Bio_16	1,0	25,6	3,7	-	14,1	-	28,8	-	55,5	64,2	-	-	50,8	-	-	-	-	-	-	-
Bio_19	-	-	-	-	0,1	-	0,9	1,2	1,0	5,9	2,5	11,4	-	-	-	-	2,3	-	6,1	6,9
Elev	-	-	15,9	3,1	12,3	2,7	-	-	-	-	3,3	-	-	-	0,1	2,8	-	-	32,7	23,2
Slope	-	-	-	-	0,7	-	0,5	0,4	3,2	12,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspect	-	-	4,4	-	-	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12,4	-	-	-
Hientrang	-	-	-	-	7,0	-	32,1	29,2	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ndvi	55,7	13,2	-	-	2,1	1,9	2,8	-	-	-	6,8	44,4	-	-	-	1,0	-	-	33,9	16,0
Solph	-	-	-	-	0,4	0,5	-	0,5	2,0	1,7	1,4	1,1	-	-	-	-	-	-	5,2	12,7

Ghi chú: **aquicr**: *Aquilaria crassna* (Trầm hương hay còn gọi là gió bầu); **canapi**: *Canarium littorale* (Trám nâu); **cinnba**: *Cinnamomum balansae* (Xá xị); **dacrim**: *Dacrycarpus imbricatus* (Thông nàng); **diptco**: *Dipterocarpus baudii* (Dầu baud); **diptha**: *Dipterocarpus Hasseltii* (Dầu hasselt); **trigove**: *Trigonobalanus verticillata* (Sồi ba cạnh); **querla**: *Quercus langbianensis* (Dẻ langbian); **podone**: *Podocarpus neriifolius* (Thông tre); **rhodch**: *Rhodoleia championii* (Hong quang); **U**: AUC tăng; **D**: AUC giảm; **Aspect**: Hướng phơi; **Slope**: Độ dốc; **Elev**: Độ cao; **Hientrang**: Hiện trạng thảm phủ rừng; **Ndvi**: chỉ số thực vật; **Soilph**: pH đất; **PC**: Percent Contribution – tỉ lệ đóng góp; **PI**: Permutation Importance – Tầm quan trọng của hoán vị

3.2.3. Mô hình hóa vùng sinh thái tiềm năng của các loài TGQH hỗ trợ khảo sát thực địa.

Sau khi lựa chọn được các biến có ý nghĩa sinh thái thông qua phân tích Pearson, phân cụm, PCA và Jackknife, bước tiếp theo của nghiên cứu là mô hình hóa vùng sinh thái tiềm năng của các loài TGQH nhằm hỗ trợ định hướng khảo sát thực địa. Mô hình MaxEnt được thiết lập với 700 vòng lặp, áp dụng xác thực chéo k-fold ($k = 10$) để nâng cao độ tin cậy và giảm thiểu sai lệch trong quá trình dự báo.

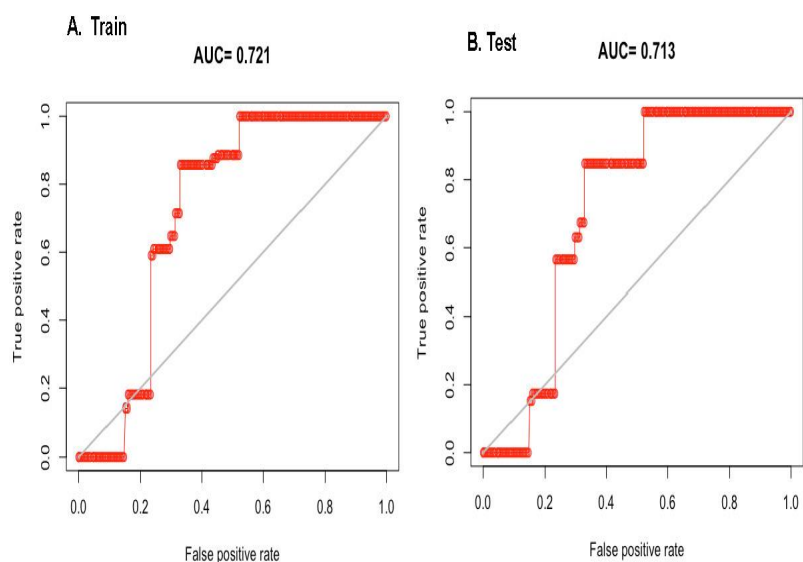
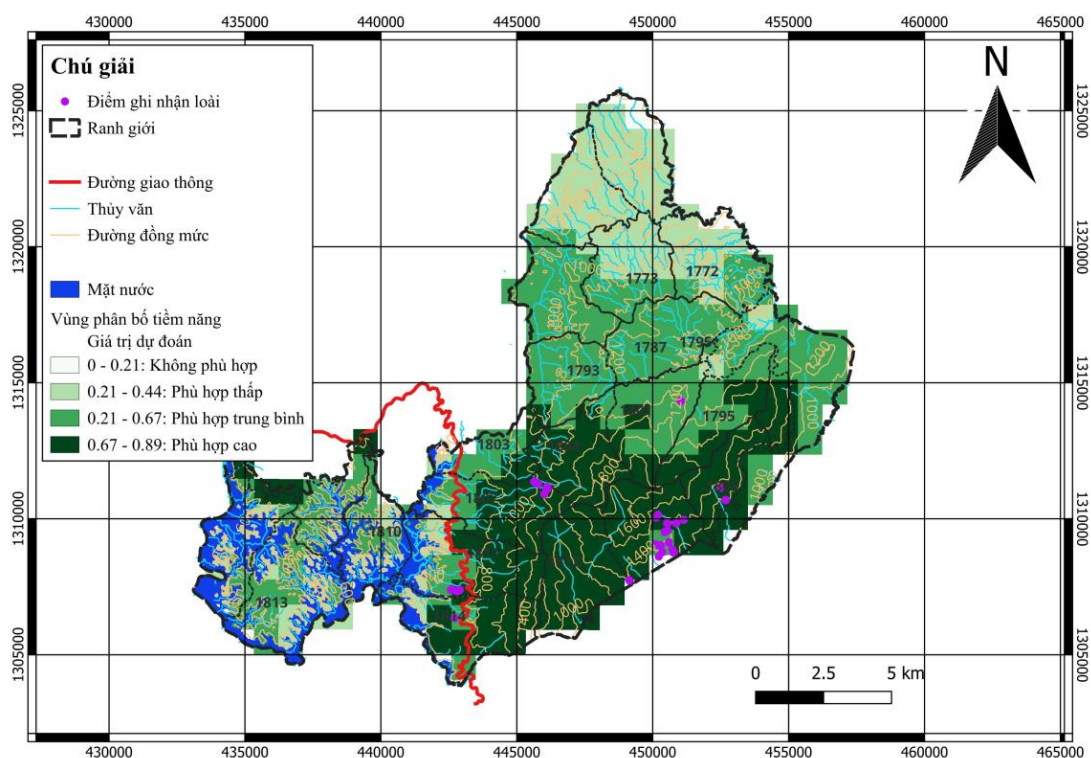
Kết quả mô hình SDMs hỗ trợ khảo sát thực địa được trình bày tại Hình 3.12, trong đó mỗi loài TGQH được mô hình hóa riêng biệt, sau đó chồng lớp để xây dựng bản đồ phân bố tiềm năng của 10 loài tại khu vực nghiên cứu. Xác suất phân bố thu được dao động từ 0,21 đến 0,89 và được phân thành bốn mức độ sinh cảnh dựa theo ngưỡng phân loại của Liu và cộng sự (2005), bao gồm: không phù hợp ($< 0,21$), phù hợp thấp (0,21–0,44), phù hợp trung bình (0,44–0,67) và phù hợp cao (0,67–0,89). Cách phân loại này vừa đảm bảo loại trừ các vùng không có ý nghĩa sinh thái, vừa tạo cơ sở định hướng thiết kế các tuyến điều tra thực địa (Liu et al., 2005).

Đánh giá hiệu suất mô hình cho thấy giá trị AUC trung bình đạt trên 0,7 với khoảng tin cậy là 95% (Hình 3.13). So với thang đánh giá, kết quả nghiên cứu hiện tại đạt ở mức tốt (White et al., 2023). Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của Tang và cộng sự (2020) khi mô hình hóa phân bố loài *Dendrobium* tại Trung Quốc ($AUC = 0,7$), đồng thời thấp hơn so với Xue và cộng sự (2024) khi phân tích phân bố loài hiếm *Picea neoveitchii* với $AUC = 0,8$. Ngoài ra, Adhikari và cộng sự (2018) cũng có kết quả giá trị AUC cao hơn (0,89) trong nghiên cứu về 14 loài thực vật cận núi cao tại các VQG ở Hàn Quốc. Những so sánh này cho thấy kết quả nghiên cứu hiện tại nằm trong khoảng dự báo khá tốt và có tính ứng dụng thực tiễn, đặc biệt trong điều kiện dữ liệu hạn chế.

Như vậy, việc mô hình hóa không chỉ cung cấp bản đồ phân bố tiềm năng làm cơ sở cho khảo sát thực địa mà còn tạo tiền đề để phân tích sâu hơn về đa dạng sinh học, xác định các vùng trọng điểm bảo tồn và dự báo xu hướng biến đổi sinh cảnh dưới tác động của biến đổi khí hậu.

Hình 3.12. Bản đồ phân bố tiềm năng của các loài nghiên cứu hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng một số loài thân gỗ quý hiếm tại VQG Tà Đùng



Hình 3.13. Kết quả đánh giá chất lượng mô hình dự đoán

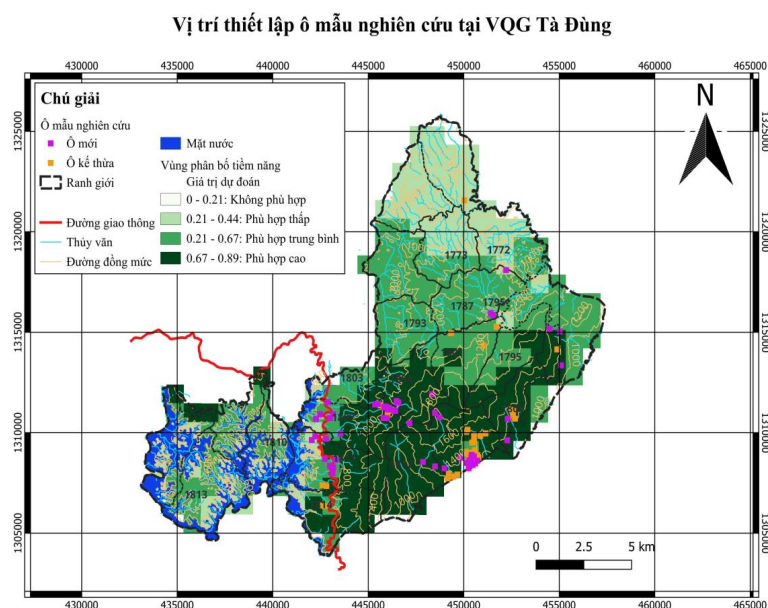
Trên cơ sở xây dựng mô hình như được thể hiện Hình 3.12 và diện tích của từng vùng tiềm năng được thể hiện tại

Bảng 3.8.

Bảng 3.8: Phân vùng tiềm năng phân bố các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Vùng phù hợp	Tỷ lệ (%)	Diện tích (ha)	Ghi chú
Không phù hợp ($< 0,21$)	12,5%	2.037,66	Phân bố rải rác tại các khu vực đồi trọc, sườn dốc lớn
Phù hợp thấp ($0,21-0,40$)	27,5%	4.482,84	Tập trung ở vùng rìa và các khu vực có rừng thứ sinh
Phù hợp trung bình ($0,40-0,60$)	32,5%	5.297,91	Phân bố chủ yếu ở khu vực trung tâm phía Tây và Đông, sinh thái ổn định và ít bị tác động nhân sinh
Phù hợp cao ($> 0,60$)	22,5%	3.667,78	Phía Đông Nam và Nam của VQG Tà Đùng. Đây là vùng có điều kiện sinh thái phù hợp và ổn định

Dựa trên bản đồ phân bố tiềm năng được xây dựng từ mô hình SDMs, nghiên cứu đã bố trí bổ sung 67 ô mẫu mới tại các khu vực có xác suất phân bố loài từ trung bình đến cao ($0,44-0,89$). Việc lựa chọn ngưỡng này nhằm tập trung kiểm định tại những vùng có khả năng hiện diện loài và bố trí ô mẫu, qua đó vừa nâng cao hiệu quả khảo sát thực địa, vừa tối ưu hóa nguồn lực. Vị trí các ô mẫu mới được trình bày trong Hình 3.14, phản ánh sự phân bố không gian của hệ thống kiểm chứng thực địa đối với kết quả mô hình hóa. Bên cạnh đó 35 vị trí không có sự xuất hiện của loài cũng được thu thập trong khoảng giá trị $< 0,21$ để kiểm chứng trường hợp dự báo là không có khả năng xuất hiện loài.



Hình 3.14. Bản đồ vị trí thiết lập ô mẫu thực địa tại VQG Tà Đùng
3.2.4. Kiểm định kết quả xây dựng mô hình SDMs trên thực địa.

Để đảm bảo tính khách quan, kiểm tra kết quả mô hình được thực hiện dựa trên cả vùng “có” và “không có” xuất hiện loài.

Nhằm giảm thiểu sai lệch trong quá trình chọn điểm, các vị trí đối chứng được lựa chọn ngẫu nhiên bằng công cụ trên QGIS, mang tính khách quan và hạn chế ảnh hưởng của yếu tố chủ quan (Fielding & Bell, 1997; Araújo & Guisan, 2006). Trên cơ sở đó, 67 tọa độ trung tâm được lựa chọn tại những khu vực có xác suất phân bố loài từ trung bình đến cao (0,44–0,89), cùng với 35 tọa độ trung tâm tại các vùng có xác suất xuất hiện loài rất thấp ($<0,21$). Cách tiếp cận này giúp nâng cao độ tin cậy tổng thể của mô hình. Kết quả đối chứng được trình bày tại Bảng 3.9 và 3.10.

- Đối với điểm dự báo có khả năng xuất hiện loài

Kết quả kiểm chứng tại các điểm dự báo có loài được trình bày trong Bảng 3.9 cho thấy có 61/67 ô mẫu ghi nhận sự hiện diện của loài nghiên cứu, đạt độ chính xác 91%, trong khi chỉ có 6 ô không phát hiện loài (9%). Kết quả này phản ánh mức độ tin cậy cao của mô hình SDMs trong việc dự đoán phân bố tiềm năng, đồng thời chứng minh tính ứng dụng thực tiễn của mô hình trong việc tối ưu hóa thiết kế tuyến và ô khảo sát ngoài thực địa, giúp tiết kiệm nguồn lực mà vẫn đảm bảo độ chính xác. Kết quả này cũng phù hợp với nhận định của Barlow và cộng sự (2021) và Cody và cộng sự (2017), khi các tác giả này cho rằng MaxEnt là một công cụ hiệu quả trong dự báo vùng phân bố tiềm năng, góp phần nâng cao cải thiện độ chính xác trong công tác điều tra thực địa.

- Đối với điểm dự báo không có khả năng xuất hiện loài

Kết quả kiểm chứng thực địa tại các điểm mà mô hình SDMs dự báo không có loài xuất hiện (Bảng 3.10) cho thấy sự phù hợp hoàn toàn: 100% điểm dự báo đều không ghi nhận loài ngoài thực địa. Điều này bước đầu khẳng định khả năng của mô hình trong việc xác định các khu vực không thích hợp về sinh cảnh. Tuy nhiên, cần lưu ý rằng một số khu vực hiện không có loài có thể từng là sinh cảnh tiềm năng trước đây nhưng đã bị suy thoái do tác động của các hoạt động con người trong quá khứ, dẫn đến suy giảm quần thể (VQG Tà Đùng, 2022). Bên cạnh đó, do hạn chế về thời gian và nguồn lực, việc kiểm chứng mới chỉ tiến hành trên 35 mẫu đối chứng. Do vậy, các nghiên cứu trong tương lai nên mở rộng quy mô kiểm chứng và bố trí thêm các ô mẫu đối chứng để gia tăng độ tin cậy và tính thuyết phục của mô hình dự báo phân bố loài.

Bảng 3.9. Ghi nhận phân bố của các loài nghiên cứu trong các ô mẫu được dự báo

STT	Tọa độ trung tâm		Loài quý, hiếm có mặt trong ô mẫu dự báo
	X	Y	
1	836633	1314685	Hồng quang
2	833859	1310914	Hồng quang
3	833861	1311986	Dầu baud
4	836539	1316370	Trám nâu
5	836011	1316499	Hồng quang, Trám nâu
6	833036	1317146	Trám nâu
7	832911	1317234	Trám nâu
8	833689	1319389	Dầu baud, Hồng quang
9	824584	1309525	Dầu baud,
10	824549	1311907	Không có mặt loài quý, hiếm
11	824726	1312097	Hồng quang
12	824727	1309167	Hồng quang
13	824757	1309431	Dầu baud, Hồng quang
14	824893	1309826	Hồng quang
15	824312	1309873	Hồng quang
16	825116	1311140	Hồng quang
17	824363	1310870	Không có mặt loài quý, hiếm
18	824036	1312089	Trám nâu
19	823824	1311855	Trám nâu
20	823797	1310987	Dầu baud
21	823616	1310796	Thông nạng
22	824434	1312694	Dầu baud
23	826905	1312616	Hồng quang, Trám nâu
24	827395	1312460	Dẻ langbian
25	827480	1312517	Dầu hasselt
26	827414	1312496	Dầu hasselt, Thông nạng
27	827058	1312642	Hồng quang, Trám nâu
28	827382	1312504	Xá xị
29	827677	1312391	Thông nạng
30	827633	1312457	Xá xị
31	828725	1311700	Thông tre, Thông nạng
32	830295	1312018	Thông tre
33	830052	1312234	Hồng quang
34	829888	1313155	Thông tre
35	829454	1309779	Thông nạng
36	830087	1309565	Xá xị
37	830588	1309480	Thông nạng
38	827898	1312330	Thông nạng
39	827981	1312308	Thông nạng
40	828058	1312726	Hồng quang, Thông nạng

STT	Tọa độ trung tâm		Loài quý, hiếm có mặt trong ô mẫu dự báo
	X	Y	
41	828138	1312720	Dầu baud
42	828033	1312795	Thông nàng
43	827359	1311940	Xá xị
44	827433	1311944	Xá xị
45	827536	1311943	Dầu baud
46	827664	1312391	Thông nàng
47	827594	1312369	Xá xị, Thông nàng
48	831885	1309590	Xá xị, Hồng quang
49	832306	1309880	Xá xị
50	831849	1309499	Xá xị, Thông nàng
51	832070	1309663	Xá xị, Thông nàng
52	832192	1309740	Xá xị
53	831911	1309680	Xá xị, Dẻ langbian
54	831982	1310015	Xá xị
55	831999	1310163	Xá xị
56	832123	1310097	Xá xị, Thông nàng, Dẻ langbian
57	831981	1310016	Xá xị, Thông nàng
58	831746	1309766	Xá xị, Thông nàng, Trám nâu
59	831418	1310020	Xá xị, Thông nàng
60	831879	1309891	Xá xị
61	832364	1310041	Thông nàng
62	832016	1310779	Không có mặt loài quý, hiếm
63	832178	1310408	Thông nàng
64	831698	1310315	Không có mặt loài quý, hiếm
65	831871	1310276	Thông nàng
66	823690	1310786	Không có mặt loài quý, hiếm
67	833660	1310718	Không có mặt loài quý, hiếm

Ghi chú: Vì lý do bảo tồn, các tọa độ loài trong nghiên cứu được thay đổi. Tọa độ chính xác đã được chuyển giao cho VQG Tà Đùng phục vụ quản lý và bảo vệ tài nguyên rừng bền vững.

Bảng 3.10. Ghi nhận không có sự hiện diện của các loài nghiên cứu

STT	Tọa độ trung tâm		STT	Tọa độ trung tâm	
	X	Y		X	Y
1	182905	1314474	19	180321	1312200
2	180051	1310764	20	180279	1312281
3	180076	1311836	21	180296	1312276
4	182847	1316161	22	188550	1309932
5	182322	1316301	23	188221	1310674
6	189363	1317013	24	188360	1310295
7	189240	1317103	25	187896	1310216
8	180064	1319240	26	182693	1315274
9	184584	1309525	27	188659	1311012
10	185449	1311907	28	188643	1311000
11	184726	1312097	29	180348	1312063

STT	Tọa độ trung tâm		STT	Tọa độ trung tâm	
	X	Y		X	Y
12	188313	1310728	30	180364	1312055
13	180340	1312052	31	182928	1314485
14	180379	1312249	32	180030	1310743
15	180377	1312221	33	182864	1316168
16	180362	1312221	34	182322	1316301
17	180463	1311839	35	180064	1319240
18	180328	1312215			

Ghi chú: Vì lý do bảo tồn, các tọa độ loài trong nghiên cứu được thay đổi. Tọa độ chính xác đã được chuyển giao cho VQG Tà Đùng phục vụ quản lý và bảo vệ tài nguyên rừng bền vững.

Dựa trên 61 ô mẫu được xác định có sự hiện diện của các loài nghiên cứu, công tác điều tra thực địa được tiến hành để đo đếm các chỉ tiêu cần thiết trong ô mẫu. Những dữ liệu này đóng vai trò là nguồn thông tin thực địa cần thiết, phục vụ cho các phân tích tiếp theo về cấu trúc lâm phần, đặc điểm sinh thái và đa dạng loài, phân tích điểm nóng...đồng thời làm nền tảng để thảo luận sâu hơn về các yếu tố chi phối phân bố và đề xuất định hướng bảo tồn.

3.3. Tính toán các chỉ số đa dạng sinh học và phân tích tác động của địa hình (độ dốc, độ cao) đến đa dạng sinh học của lâm phần.

3.3.1. Tính toán các chỉ số đa dạng sinh học.

3.3.1.1. Chỉ số *IVI* của các loài thực vật cây gỗ trong lâm phần.

Việc tính toán các chỉ số đa dạng sinh học dựa trên số liệu đã đo đếm từ 100 ô mẫu thực địa, trong đó 65 ô mẫu mới (61 ô kiểm định + 04 ô mở rộng) và 35 ô kế thừa từ các nghiên cứu trước như đã đề cập ở các phần trên.

Dựa trên các ô mẫu này, ghi nhận có 7.962 cá thể cây gỗ có đường kính ngang ngực ($D_{1,3}$) từ 6 cm trở lên thuộc 294 loài, 145 chi và 66 họ thực vật. Kết quả điều tra cho thấy có 3 loài chiếm ưu thế trong lâm phần bao gồm Chò xốt, Nhãn rừng và Trâm trắng. Kết quả phân tích *IVI* tại Bảng 3.12 cho thấy có 10 loài cây gỗ đạt giá trị $IVI > 5$; đây là chỉ số có ý nghĩa sinh thái trong hệ sinh thái rừng tại khu vực nghiên cứu (Curtis & McIntosh, 1950); trong khi 284 loài còn lại có $IVI < 5$ và không ghi nhận loài nào có giá trị $IVI = 5$. Trong số các loài có *IVI* cao, Chò xốt có giá trị *IVI* cao nhất (8,49), phản ánh vai trò ưu thế của loài này trong quần xã thực vật tại khu vực nghiên cứu. Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của Châu Thị Như Quỳnh (2019) trong đó Chò xốt cũng được xác định là loài ưu thế nhất tại khu vực nghiên cứu.

Đứng thứ hai là Nhãn rừng với $IVI = 7,06$, tiếp theo là Trâm trắng với $IVI = 6,90$. Các loài kế tiếp có *IVI* không khác biệt quá nhiều. Sự chiếm ưu thế của ba loài

này cho thấy vai trò sinh thái của chúng trong việc duy trì cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái rừng (Bảng 3.11).

Ngoài ba loài ưu thế hàng đầu, các loài từ hạng 4 đến 10 như Dẻ, Tân bì lồi, Thông nang và Sù lá hẹp cũng có giá trị *IVI* dao động từ 5,85 đến 6,58. Sự hiện diện của các loài này góp phần đa dạng hóa cấu trúc tầng cây gỗ và tăng khả năng phục hồi sinh thái cho lâm phần. Điều này cho thấy quần xã thực vật cây thân gỗ tại VQG Tà Đùng không bị chi phối bởi một vài loài đơn lẻ, mà là kết quả của sự cân bằng tương đối giữa nhiều loài cây gỗ với nhau.

Kết quả xác định các loài cây gỗ ưu thế trong nghiên cứu này tương đồng với phát hiện của Nguyễn Văn Quý và cộng sự (2022) tại VQG Kon Ka Kinh, nơi các loài ưu thế trên cũng đóng vai trò chi phối cấu trúc quần xã. Tương tự, Phạm Văn Hường và cộng sự (2021) khi nghiên cứu đặc điểm cấu trúc rừng tại VQG Tà Đùng cũng ghi nhận cấu trúc tầng cây gỗ phù hợp với xu hướng phân bố và vai trò sinh thái của các loài ưu thế như được trình bày trong luận án.

Những kết quả này phản ánh đặc điểm cấu trúc và sự tổ chức của quần xã rừng tại VQG Tà Đùng, với sự cân bằng giữa tính ưu thế và đa dạng. Qua đó cho thấy hệ sinh thái rừng tại đây có tính ổn định và bền vững khá cao, với sự đóng góp của nhiều loài vào chức năng sinh thái và khả năng duy trì sự phát triển bền vững của lâm phần (Wudu et al., 2023).

Bảng 3.11. Chỉ số quan trọng *IVI* của nhóm cây gỗ tại VQG Tà Đùng

Tên khoa học	Tên phổ thông	RD	RBA	RF	IVI	Xếp hạng
<i>Schima wallichii</i>	Chò xót	2,36	5,22	0,91	8,49	1
<i>Walsura elata</i>	Nhãn rừng	2,8	2,51	1,74	7,06	2
<i>Syzygium wightianum</i>	Trâm trắng	0,62	5,23	1,05	6,9	3
<i>Lithocarpus</i> sp.	Dẻ	2,25	3,01	1,32	6,58	4
<i>Neolitsea poilanei</i>	Tân bì lồi	3,19	2,06	1,32	6,58	5
<i>Dacrycarpus imbricatus</i>	Thông nang	1,9	2,48	1,99	6,37	6
<i>Phoebe angustifolia</i>	Sù lá hẹp	3,01	1,03	1,99	6,03	7
<i>Dysoxylum poilanei</i>	Huỳnh đường	1,23	3,31	1,32	5,87	8
<i>Michelia mediocris</i>	Giổi xanh	1,61	2,9	1,36	5,87	9
<i>Cinnamomum iners</i>	Quế rừng	2,56	1,23	2,06	5,85	10

Ghi chú: RD – Mật độ tương đối (%); RF – Tần suất tương đối (%); RBA là tiết diện ngang tương đối của loài so với tổng tiết diện ngang của các loài trong lâm phần (%); *IVI* – Chỉ số quan trọng.

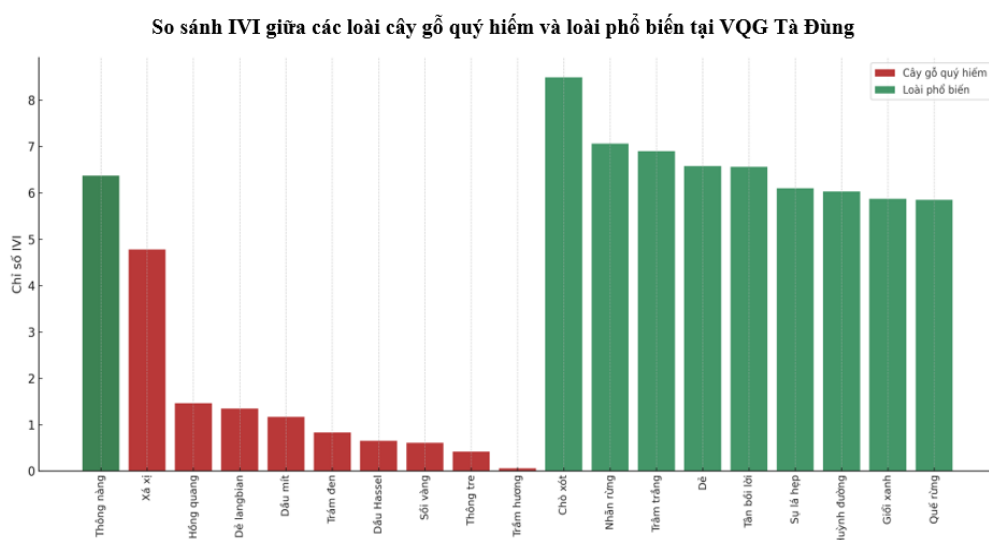
Để đánh giá vai trò sinh thái của các loài nghiên cứu trong quần xã, chỉ số *IVI* của các loài này được trình bày tại Bảng 3.12.

Bảng 3.12. Chỉ số quan trọng IVI cho các loài nghiên cứu

Tên khoa học	Tên phổ thông	RD	RBA	RF	IVI	Xếp hạng
<i>Dacrycarpus imbricatus</i>	Thông nang	1,9	2,48	1,99	6,37	6
<i>Cinnamomum balansae</i>	Xá xị	0,55	3,41	0,8	4,77	16
<i>Rhodoleia championii</i>	Hồng quang	2,29	1,4	0,59	4,28	18
<i>Quercus langbianensis</i>	Dẻ langbian	0,23	0,78	0,35	1,35	63
<i>Dipterocarpus baudii</i>	Dầu baud	0,3	0,06	0,45	0,81	95
<i>Canarium littorale</i>	Trám nâu	0,24	0,15	0,38	0,77	101
<i>Dipterocarpus hasseltii</i>	Dầu hasselt	0,18	0,44	0,1	0,72	105
<i>Trigonobalanus verticillata</i>	Sồi ba cạnh	0,14	0,14	0,17	0,45	136
<i>Podocarpus neriifolius</i>	Thông tre	0,06	0,03	0,14	0,23	190
<i>Aquilaria crassna</i>	Trầm hương	0,01	0,01	0,03	0,06	258

Ghi chú: RD – Mật độ tương đối (%); RF – Tần suất tương đối (%); RBA là tiết diện ngang tương đối của loài so với tổng tiết diện ngang của các loài trong lâm phần (%); IVI – Chỉ số quan trọng

Kết quả phân tích chỉ số quan trọng IVI của các loài nghiên cứu (Bảng 3.1) phản ánh mức độ ưu thế sinh thái và vai trò của từng loài trong cấu trúc quần xã rừng tại khu vực nghiên cứu. Trong đó, Thông nang có IVI cao (6,37), cho thấy mặc dù là đây loài cây gỗ quý hiếm, song quá trình thực địa ghi nhận tại VQG Tà Đùng loài này vẫn phân bố tập trung ở một số sinh cảnh đặc thù với nhiều cá thể có kích thước lớn, dẫn đến giá trị mật độ, tần số và tiết diện ngang đều cao. Điều này giải thích vì sao Thông nang có IVI cao so với các loài nghiên cứu còn lại. Bên cạnh đó, Xá xị và Hồng quang cũng có IVI tương đối cao (lần lượt 4,77 và 4,28), phản ánh vai trò nhất định trong cấu trúc rừng. Mặc dù Hồng quang có số lượng cá thể nhiều nhưng loài này không chiếm ưu thế do kích thước cây nhỏ và phân bố phân tán, làm giảm tỷ trọng trong chỉ số IVI. Các loài còn lại, bao gồm Dẻ langbian, Dầu baud, Trám nâu, Dầu hasselt và Sồi ba cạnh, có IVI dưới 2, thể hiện vai trò thấp hơn. Đặc biệt, Thông tre và Trầm hương có IVI rất thấp (0,23 và 0,06), cho thấy đây là những loài thực vật TGQH bị suy giảm quần thể tại VQG Tà Đùng tương ứng với chỉ số IR là 0,0118.



Hình 3.15. So sánh *IVI* giữa các loài nghiên cứu và loài phổ biến tại VQG Tà Đùng.

Kết quả so sánh chỉ số quan trọng *IVI* (Hình 3.15) cho thấy sự phân hóa giữa hai nhóm loài:

Nhóm loài phổ biến có chỉ số quan trọng *IVI* cao và khá đồng đều, dao động từ khoảng 5,8 đến 8,5. Trong khi đó nhóm thực vật TGQH có chỉ số quan trọng *IVI* thấp hơn nhiều, phần lớn dưới 2,0.

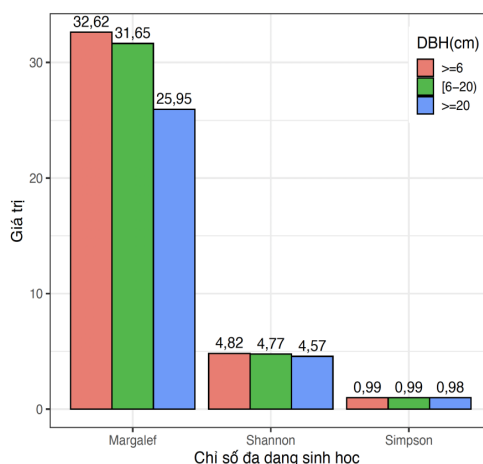
Trong quần xã thực vật tại VQG Tà Đùng, các loài cây gỗ có giá trị *IVI* cao chủ yếu là những loài phổ biến và có sự hiện diện cao trong hệ sinh thái. Những loài như Chò xốt, Nhãn rừng và Trâm trắng không chỉ chiếm ưu thế về mật độ mà còn góp phần duy trì cấu trúc sinh thái ổn định của khu vực. Trong thực tế, đây là những loài có khả năng tái sinh mạnh, nhờ vào đặc điểm sinh học và nhu cầu sinh thái thích nghi với môi trường tại VQG Tà Đùng. Bên cạnh đó, do không thuộc nhóm có giá trị kinh tế cao, các loài này ít chịu tác động từ hoạt động của con người, qua đó góp phần củng cố tính bền vững của quần xã thực vật.

Ngược lại, các loài quý hiếm như Trầm hương (*Aquilaria crassna*), Thông tre (*Podocarpus neriifolius*) và Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*) lại có mật độ phân bố rất thấp thể hiện xu hướng suy giảm rõ rệt cả về số lượng cá thể và phạm vi phân bố. Theo Báo cáo Đa dạng sinh học VQG Tà Đùng (2022), tình trạng này chủ yếu bắt nguồn từ các hoạt động khai thác quá mức trong quá khứ, đặc biệt với mục đích thương mại. Thực trạng này không chỉ phản ánh tình hình tại Tà Đùng, mà còn là vấn đề chung trong công tác bảo tồn đa dạng sinh học ở nhiều khu vực khác (Xue et al., 2024).

Từ các kết quả trên có thể rút ra rằng, bức tranh đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng thể hiện hai chiều hướng đối lập: (i) sự ổn định sinh thái nhờ sự hiện diện tương đối cân bằng của các loài phổ biến, và (ii) sự suy giảm ở nhóm loài thực vật TGQH và có giá trị bảo tồn cao.

3.3.1.2. Chỉ số Margalef (d), Shannon – Wiener (H'), Simpson (D) của lâm phần.

Các chỉ số đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng được phân tích theo ba nhóm cây gỗ dựa trên đường kính ngang ngực ($D_{1.3}$): (i) toàn bộ cây gỗ có $D_{1.3} \geq 6$ cm, (ii) nhóm cây gỗ trung bình ($6 \text{ cm} < D_{1.3} < 20$ cm) và (iii) nhóm cây gỗ lớn ($D_{1.3} \geq 20$ cm). Cách phân chia này cho phép đánh giá vai trò sinh thái ở các mức khác nhau: cây gỗ nhỏ và trung bình thường có tính đa dạng loài cao, góp phần tái sinh và kế cận quần xã; trong khi cây gỗ lớn là loài ưu thế, duy trì ổn định hệ sinh thái, vi khí hậu và đóng vai trò nguồn sinh sản chính cho sự kế cận tự nhiên (Richard, 2009). Kết quả được trình bày tại Hình 3.16.



Hình 3.16. Chỉ số đa dạng sinh học của lâm phần tại VQG Tà Đùng

Kết quả phân tích các chỉ số đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng đã phản ánh cấu trúc phân tầng của quần xã thực vật trong khu vực nghiên cứu.

+ Chỉ số Simpson: Chỉ số Simpson (D) dao động từ 0 đến 1, với giá trị càng gần 1 thể hiện mức độ đa dạng sinh học càng cao. Chỉ số D trong nghiên cứu này dao động từ 0,98–0,99, phản ánh mức độ đa dạng loài rất cao. Kết quả này tương đồng với nhận định của Ashton (1978), khi ông ghi nhận tại các khu rừng mưa nhiệt đới Đông Nam Á thường có chỉ số Simpson trong khoảng 0,97–0,99, cho thấy sự ổn định và giàu loài của hệ sinh thái lâu đời. So sánh với các nghiên cứu gần đây, giá trị này cao hơn so với nghiên cứu tại rừng Tân Phú, Đồng Nai ($D = 0,93$; Hop et al., 2024) và VQG Tà Đùng ($D = 0,92$; N.T.T. Huong et al., 2018), nhưng tương đương với kết quả nghiên cứu của Nguyễn

Minh Cảnh và cộng sự (2024) tại VQG Kon Ka Kinh ($D = 0,97$). Sự nhất quán này cho thấy rằng khu vực nghiên cứu duy trì được mức độ đa dạng sinh học cao, ngang bằng với các khu rừng nhiệt đới điển hình trong khu vực.

+ Chỉ số Shannon:

Kết quả phân tích của nghiên cứu cho thấy:

Toàn bộ cây gỗ (nhóm 1): $H' = 4,82$

Nhóm cây gỗ trung bình (nhóm 2): $H' = 4,77$

Nhóm cây gỗ lớn (nhóm 3): $H' = 4,57$

Sự suy giảm nhẹ về mức độ đa dạng loài theo chiều tăng kích thước cây gỗ là một biểu hiện phù hợp với các quy luật sinh thái học đã được ghi nhận tại rừng mưa nhiệt đới, nơi mà các tầng cây cao thường có chỉ số H' thấp hơn so với tầng trung và tầng dưới do sự cạnh tranh ánh sáng và các yếu tố vi mô trong quần xã (Trần Văn Con và cộng sự, 2013). Trong nghiên cứu này, chỉ số H' tại VQG Tà Đùng đạt giá trị cao và có sự ổn định tương đối giữa các nhóm kích thước cây gỗ, đặc biệt rõ nét ở nhóm cây gỗ trung bình ($H' = 4,77$), phản ánh tính phong phú loài và mức độ đồng đều cao trong quần thể. Giá trị $H' = 4,57$ ở nhóm cây lớn là tương đồng với kết quả của Ka Hei và cộng sự (2024), khi ghi nhận tại một số khu rừng nhiệt đới điển hình ở Đông Nam Á, cũng như nghiên cứu của Nguyễn Văn Hành (2013) tại Khu bảo tồn thiên nhiên Sơn Trà với $H' = 4,6$. Điều này cho thấy hệ sinh thái tại VQG Tà Đùng vẫn giữ được sự đa dạng sinh học, đồng thời phản ánh sự phân tầng sinh thái của quần xã thực vật tại đây.

+ Chỉ số d được sử dụng để đánh giá độ phong phú loài trong quần xã thực vật.

Kết quả phân tích cho thấy chỉ số Margalef của ba nhóm cây gỗ lần lượt là:

Nhóm toàn bộ cây gỗ (nhóm 1): $d = 32,62$

Nhóm cây gỗ trung bình (nhóm 2): $d = 31,65$

Nhóm cây gỗ lớn (nhóm 3): $d = 25,95$

Chỉ số d cao trong nhóm cây gỗ trung bình và nhỏ, phản ánh sự phong phú loài lớn tại khu vực này phù hợp với xu hướng với các rừng nhiệt đới khác, nơi số lượng loài nhiều nhất thường nằm trong các tầng cây trung sinh (Hardwick et al., 2022). Kết quả này cũng phù hợp với nghiên cứu của Châu Thị Như Quỳnh (2019) trong đó nêu rằng đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng có mức độ cao và ổn định. Ngoài ra, một nghiên cứu gần đây tại rừng mưa ở khu vực miền trung Việt Nam cũng ghi nhận giá trị chỉ số d dao động trong khoảng 28–33, với mức cao nhất ở tầng cây trung bình, cho thấy xu hướng

chung về sự phân bố phong phú loài trong các hệ sinh thái rừng nhiệt đới (Nguyen, Rodríguez-Hernández et al., 2022).

Kết quả phân tích ba chỉ số Simpson, Shannon-Wiener và Margalef đều cho thấy tính đa dạng sinh học cao của quần xã thực vật tại VQG Tà Đùng, trong đó nhóm cây gỗ trung bình có mức độ đa dạng cao hơn so với nhóm cây gỗ lớn. Điều này phản ánh quy luật phân tầng sinh thái của rừng nhiệt đới, khi thành phần loài thường giảm dần ở các cấp kích thước lớn hơn (Richard, 2009; Li et al., 2023).

3.3.1.3. Chỉ số loài hiếm của lâm phần.

Chỉ số loài hiếm là một chỉ số dùng để đo lường mức độ hiếm gặp của các loài trong một khu vực nghiên cứu, thường được sử dụng trong các nghiên cứu về đa dạng sinh học và bảo tồn. Chỉ số này được tính toán dựa trên số lượng cá thể của từng loài và sự xuất hiện của chúng trong quần xã thực vật (Leroy et al., 2013).

Kết quả phân tích tại Phụ lục 8 cho thấy trong tổng số 294 loài cây được ghi nhận tại khu vực nghiên cứu, có 82 loài được xác định là loài ít xuất hiện (những loài chỉ xuất hiện từ 1-3 cá thể trong quá trình điều tra). Chỉ số loài hiếm tương đối của toàn khu vực là 0,1807 cho thấy các loài hiếm chiếm khoảng 18% trong tổng quần thể thực vật. Điều này phản ánh mức độ đa dạng nhưng cũng nhạy cảm của hệ sinh thái. Trong số 82 loài ít xuất hiện này, 17 loài chỉ ghi nhận được 3 cá thể, 18 loài chỉ có 2 cá thể, và 47 loài chỉ có duy nhất 1 cá thể. Các loài xuất hiện với số lượng rất ít, đặc biệt là những loài chỉ có 1 cá thể, cho thấy sự nhạy cảm cao của quần thể trước các tác động bên ngoài như biến đổi khí hậu và hoạt động của con người.

Trong số các đối tượng nghiên cứu, chỉ có Trầm hương là thuộc danh sách loài ít xuất hiện, chỉ với 02 cá thể được ghi nhận. Điều này chứng tỏ rằng loài này có thể đang phải đối mặt với nguy cơ giảm dần số lượng và phân bố trong tương lai.

Chỉ số loài hiếm phụ thuộc vào chất lượng và phạm vi không gian của quá trình điều tra thực địa, do chỉ số này được xác định dựa trên số lượng cá thể và tần suất xuất hiện của từng loài trong khu vực nghiên cứu. Vì vậy, phương pháp khảo sát và mức độ bao phủ của các ô tiêu chuẩn sẽ ảnh hưởng trực tiếp đến độ chính xác và tính đại diện của chỉ số (Leroy et al., 2013).

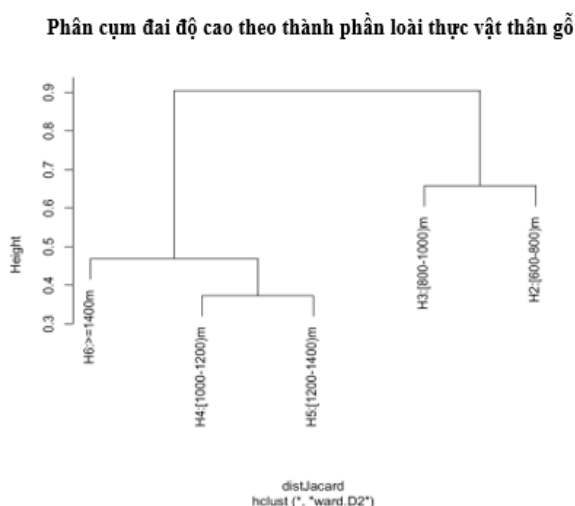
Trong nghiên cứu này, các tuyến điều tra và OTC chủ yếu được bố trí tại các khu vực sinh thái điển hình – nơi có sự hiện diện rõ của các loài mục tiêu. Tuy nhiên, chưa tiến hành khảo sát toàn diện trên tất cả các loài và khu vực trong toàn bộ VQG Tà Đùng.

Do đó, kết quả chỉ số loài hiếm trong nghiên cứu này cần được hiểu là có tính chất tương đối, phản ánh phần nào xu hướng mà chưa khái quát toàn bộ hệ thực vật khu vực.

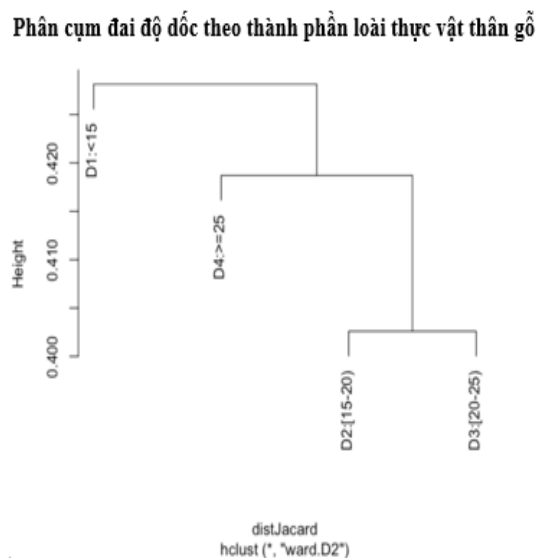
3.3.2. Phân tích ảnh hưởng của địa hình (độ dốc, độ cao) đến đa dạng thực vật thân gỗ tại VQG Tà Đùng.

3.3.2.1. Phân tích sự tương đồng thành phần loài theo địa hình bằng chỉ số Jaccard và phân cụm Ward.D2.

Chỉ số khoảng cách Jaccard (dj) cùng với phương pháp phân cụm phân cấp Ward.D2 được sử dụng nhằm định lượng mức độ tương đồng về thành phần loài giữa các khu vực có đặc điểm độ cao và độ dốc khác nhau (Richard, 2009). Kết quả được thể hiện tại Hình 3.17 và Hình 3.18. Kết quả phân cụm phản ánh mối quan hệ sinh học giữa các đai độ cao, độ dốc.



Hình 3.17. Phân cụm đai độ cao theo thành phần loài thực vật thân gỗ (Chỉ số dj – Ward.D2)



Hình 3.18. Phân cụm đai độ dốc theo thành phần loài thực vật thân gỗ (Chỉ số dj – Ward.D2)

Kết quả nghiên cứu cho thấy có sự phân chia thành phần loài tại VQG Tà Đùng theo đai độ cao với hai nhóm chính:

+ Nhóm thứ nhất: Bao gồm các đai cao từ 1.000m trở lên. Trong đó, sự tương đồng về thành phần loài thể hiện rõ giữa các đai cao 1000 – 1200m (H4) và 1200-1400m (H5) với ($dj < 0,4$). Từ 1.400m trở lên (H6), thành phần thực vật thân gỗ thay đổi so với các đai cao dưới 1.400m, với $dj < 0,5$.

+ Nhóm thứ hai: Bao gồm các đai cao dưới 1.000m, trong đó cho thấy thành phần thực vật có sự khác biệt lớn giữa các đai cao 600 – 800m (H2) và 800 – 1000 m (H3), với $dj \sim 0,7$.

Trong Hình 3.16, trục tung biểu thị mức độ khác biệt (dis-similarity) giữa các đai độ cao, được tính dựa trên chỉ số dj . Sự tách biệt của đai H6 (≥ 1400 m) tại vị trí cao trên biểu đồ cho thấy thành phần loài tại khu vực này có sự khác biệt so với các đai độ cao còn lại.

Ở nhóm các đai thấp (H2 và H3, từ 600–1000 m) với chỉ số $dj \sim 0,7$ phản ánh mức độ khác biệt vừa phải. Tuy nhiên, khi độ cao vượt ngưỡng 1000m, thành phần loài thể hiện sự thay đổi rõ nét hơn. Cụ thể, các đai từ 1000–1400m (H4 và H5) và đai ≥ 1400 m (H6) có giá trị dj dao động từ 0,4 đến 0,5, cho thấy có sự biến động trong cấu trúc quần xã thực vật.

Kết quả cho thấy độ cao là yếu tố ảnh hưởng đáng kể đến cấu trúc và thành phần loài rừng. Sự phân hóa ở độ cao ≥ 1400 m phản ánh sự thích nghi của các loài chuyên biệt với điều kiện sinh thái vùng cao như nhiệt độ thấp, ẩm độ cao, ánh sáng khuếch tán.... Do đó, cần ưu tiên bảo tồn các sinh cảnh vùng cao như H6 để duy trì quần xã đặc thù. Ngược lại, khoảng đai cao 1000–1400m thể hiện vai trò vùng đệm, hỗ trợ kết nối sinh cảnh giữa hệ sinh thái vùng thấp và vùng cao. Kết quả này cũng được báo cáo bởi nghiên cứu của Sanjeevani và cộng sự (2024), khi nhóm tác giả chỉ ra rằng độ cao có ảnh hưởng đến sự hình thành cấu trúc quần xã và sự phân bố loài tại các khu rừng mưa nhiệt đới. Đồng thời, nghiên cứu của Baéz và cộng sự (2022) cũng cho thấy sự ảnh hưởng của độ cao đến cấu trúc quần xã tại các hệ sinh thái rừng núi nhiệt đới.

Tương tự, với cấp độ dốc được chia thành hai nhóm:

+ Nhóm thứ nhất bao gồm D1 ($< 15^\circ$) và D4 ($\geq 25^\circ$)

+ Nhóm thứ hai bao gồm D2 ($15^\circ - 20^\circ$) và D3 ($20^\circ - 25^\circ$)

Kết quả phân tích chỉ số dj kết hợp với thuật toán phân cụm Ward.D2 tại VQG Tà Đùng (Hình 3.17) cho thấy sự khác biệt về thành phần loài giữa các cấp độ dốc là không đáng kể. Các giá trị dj giữa các cặp đai dốc đều nằm trong khoảng hẹp, dao động từ 0,40 đến 0,43, phản ánh mức độ tương đồng cao giữa các quần xã thực vật ở các bậc dốc khác nhau. Cụ thể, khoảng cách thấp nhất được ghi nhận giữa hai cấp D2 và D3 với $dj = 0,40$, trong khi khoảng cách lớn nhất là giữa D1 và D4 có $dj = 0,43$. Sự ổn định này cho thấy,

độ dốc không phải là yếu tố chi phối chính đến cấu trúc và thành phần loài của quần xã cây gỗ.

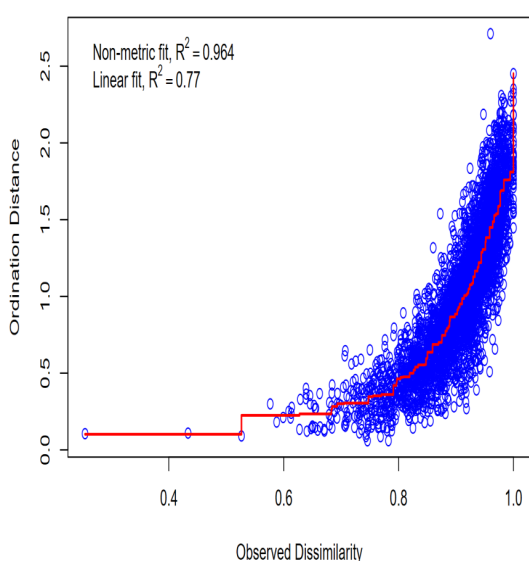
Nhận định này cũng nhất quán với kết quả nghiên cứu của Lolila và cộng sự (2023) tại các khu rừng cận núi nhiệt đới ở Tanzania. Nhóm tác giả đã chỉ ra rằng độ dốc đóng vai trò thứ yếu trong việc giải thích sự thay đổi của thành phần loài, trong khi các yếu tố như độ cao địa hình và khí hậu lại có ảnh hưởng chi phối rõ rệt. Điều này hàm ý rằng thành phần loài trong các quần xã thực vật thân gỗ tại VQG Tà Đùng có khả năng thích nghi linh hoạt với sự biến thiên của độ dốc, từ đó góp phần duy trì tính ổn định của cấu trúc quần xã ở nhiều cấp địa hình khác nhau. Đồng thời, khi xây dựng các mô hình dự báo phân bố loài hoặc đề xuất giải pháp quản lý đa dạng sinh học, các yếu tố về độ cao và khí hậu cần được ưu tiên xem xét hơn so với yếu tố độ dốc, nhằm đảm bảo tính chính xác và hiệu quả ứng dụng trong thực tiễn.

3.3.2.2. Phân tích đa chiều phi định lượng NMDS.

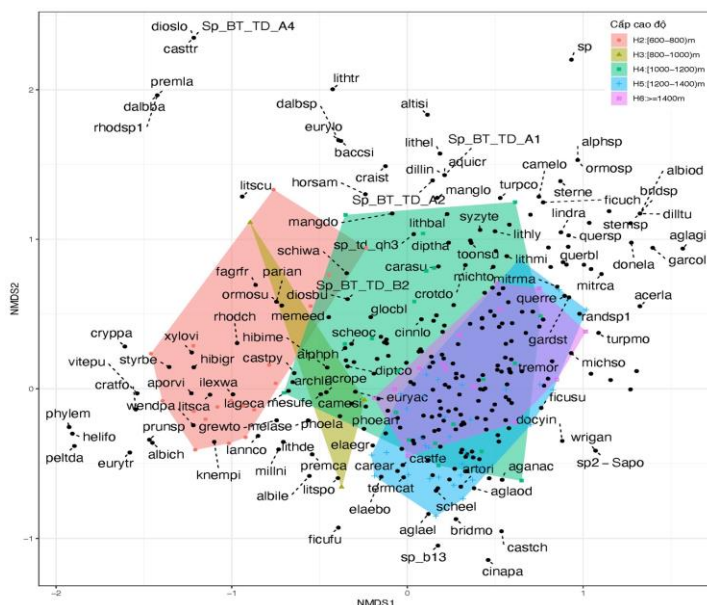
Phân tích NMDS là một kỹ thuật giảm chiều dữ liệu dựa trên ma trận khoảng cách sinh thái, thường sử dụng chỉ số *dj* để hiển thị các mẫu theo sự tương đồng về thành phần loài trong không gian đa chiều (Kruskal, 1964). Sử dụng các gói lệnh trong gói Vegan trên phần mềm RStudio để thực hiện phân tích NMDS với chỉ số *dj*. Kết quả như sau:

- Phân tích NMDS với độ cao

Kết quả phân tích thể hiện tại Hình 3.19 và Hình 3.20



Hình 3.19. Biểu đồ Shepard của các đai cao



Hình 3.20. Phân tích NMDS của các đai cao

Biểu đồ Shepard (Hình 3.19) thể hiện mối quan hệ giữa khoảng cách được dự đoán

bởi mô hình (Ordination Distance) và khoảng cách được quan sát trong dữ liệu thực địa (Observed Dissimilarity). Đường cong biểu thị sự sai lệch giữa các khoảng cách dự đoán và thực tế, được thể hiện bởi sự chênh lệch giữa các điểm dữ liệu và đường cong. Giá trị $R^2 = 0,964$ cho thấy mô hình NMDS đã giải thích tốt dữ liệu phi tuyến.

Giá trị stress được ghi nhận là 0,18 (không thể hiện trên biểu đồ Shepard mà được xuất ra khi chạy lệnh NMDS) nằm trong giới hạn phù hợp ($< 0,2$) theo Kruskal (1964). Như vậy kết quả cho thấy mô hình là phù hợp và đáng tin cậy trong phân tích NMDS.

Kết quả trực quan hóa phân tích NMDS tại Hình 3.19 cho thấy sự phân tách giữa các OTC thuộc đai cao H2 (600-800m) và H3 (800-1000m) so với các OTC ở các đai cao >1000 m. Điều này cho thấy độ cao có ảnh hưởng đến thành phần loài. Ở các đai cao H4 (1000-1200m), H5 (1200-1400m) và H6 (>1400 m), sự phân hóa về thành phần loài vẫn tồn tại nhưng ở mức độ thấp hơn.

Kết quả này có thể được giải thích từ hai nhóm nguyên nhân chính, trong đó có cả các ý kiến được ghi nhận từ đại diện VQG Tà Đùng trong các hội thảo chuyên đề:

(i) Tác động nhân sinh tại các đai thấp (600–1000 m):

Các khu vực ở độ cao thấp thường chịu ảnh hưởng mạnh từ hoạt động khai thác rừng và chuyển đổi mục đích sử dụng đất, dẫn đến suy giảm tính đa dạng loài. Đây là xu thế phổ biến ở nhiều khu rừng nhiệt đới, nơi địa hình bằng phẳng hoặc dễ tiếp cận tạo điều kiện cho sự can thiệp của con người (FAO, 2020). Kết quả này phù hợp với nhận định kinh điển của Thái Văn Trùng (1978, 1999) về mối quan hệ giữa độ cao và sự phân bố quần xã thực vật, đồng thời tương đồng với nghiên cứu của Nguyễn Thị Thanh Hương và cộng sự (2018), khi chỉ ra rằng các khu rừng vùng thấp thường có mức đa dạng loài thấp hơn do chịu áp lực mạnh từ khai thác và nông nghiệp. So sánh rộng hơn, Xiaoyang và cộng sự (2021) tại tỉnh Vân Nam (Trung Quốc) cũng chứng minh rằng độ cao có ảnh hưởng đáng kể đến thành phần loài cây gỗ, với các khu vực vùng cao, nơi ít chịu tác động nhân sinh sẽ duy trì được sự phong phú loài tốt hơn. Sự tương đồng giữa các kết quả trong và ngoài nước cho thấy độ cao không chỉ là yếu tố sinh thái tự nhiên, mà còn ảnh hưởng đến mức độ dễ bị tổn thương của hệ sinh thái trước tác động của con người.

+ Tác động của địa hình và điều kiện sinh thái ở các đai cao (>1000 m):

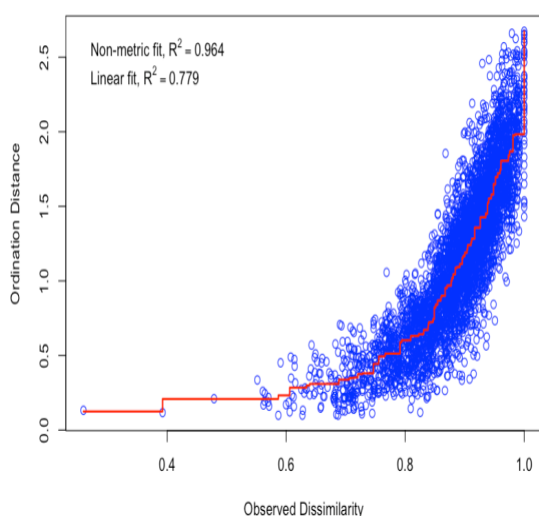
Địa hình dốc, hiểm trở và khó tiếp cận tại những khu vực này hạn chế đáng kể sự can thiệp của con người, từ đó giúp hệ sinh thái rừng duy trì tính ổn định và mức độ đa

dạng sinh học cao (Körner, 2021). Bên cạnh đó, các yếu tố khí hậu – sinh thái thay đổi theo độ cao, chẳng hạn như nhiệt độ giảm dần, độ ẩm và áp suất khí quyển biến đổi, cùng với đặc tính đất (độ dày tầng đất, khả năng giữ nước và dinh dưỡng) đã góp phần hình thành các kiểu thảm thực vật đặc trưng cho từng đai cao. Như Thái Văn Trường (1978, 1999) đã nhấn mạnh, sự kết hợp giữa khí hậu và địa hình là yếu tố quyết định cấu trúc và phân chia vành đai thực vật.

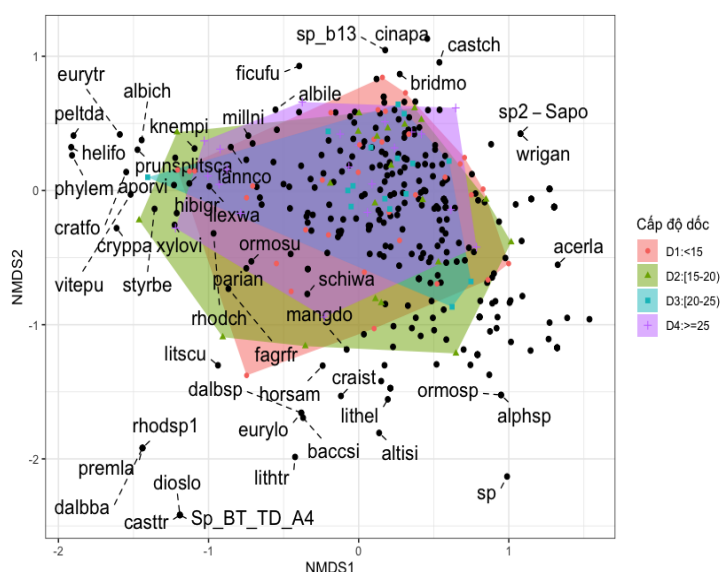
Kết quả tại Phụ lục 6 (số loài theo cấp độ cao) thể hiện sự phân bố của các loài thực vật theo từng cấp độ cao. Phân tích NMDS này cho thấy các loài có xu hướng phân bố tập trung trong các nhóm độ cao khác nhau, phản ánh sự thích nghi của các loài với môi trường sinh thái đặc trưng ở mỗi độ cao. Tuy nhiên, sự xuất hiện của một số loài tại các ranh giới giữa các nhóm độ cao là minh chứng cho tính thích nghi linh hoạt của các loài này trong các môi trường khác nhau.

- Phân tích NMDS theo độ dốc

Tương tự, nghiên cứu tiến hành phân tích NMDS theo độ dốc, thu được kết quả thể hiện ở Hình 3.21 và Hình 3.22 như sau:



Hình 3.21. Biểu đồ Shepard của các cấp độ dốc



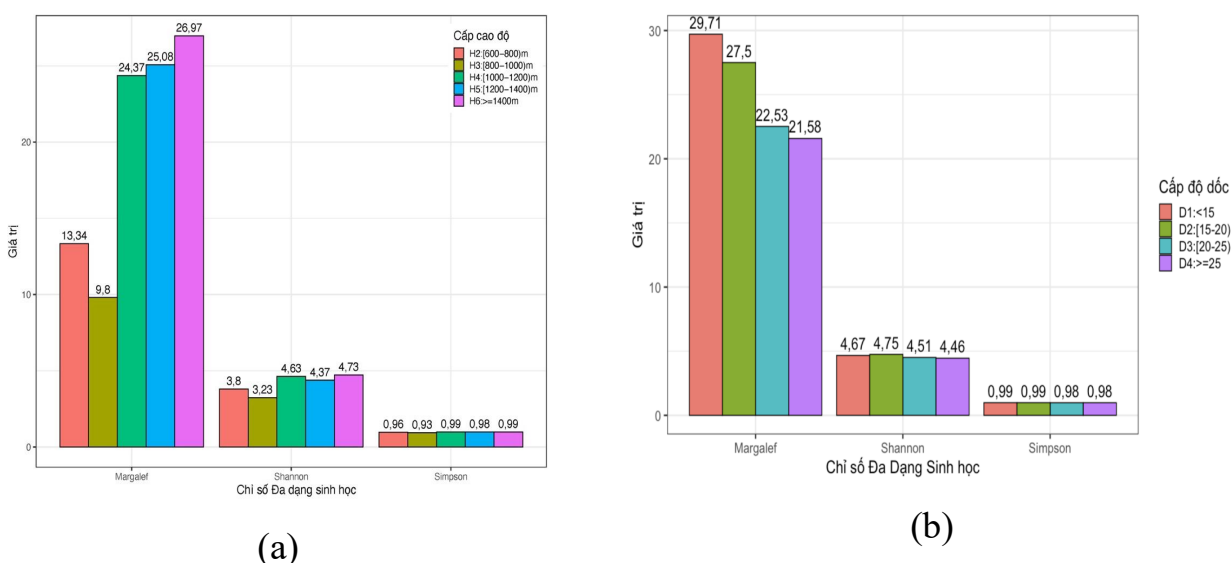
Hình 3.22. Phân tích NMDS của các đai độ dốc

Biểu đồ Shepard (Hình 3.21) cho thấy mô hình NMDS đã tái hiện tốt cấu trúc dữ liệu phi tuyến, với giá trị $R^2 = 0,964$, phản ánh sai lệch tương đối nhỏ giữa khoảng cách dự đoán và quan sát. Theo thang đánh giá của Kruskal (1964), đây là mức phù hợp, cho thấy mô hình có độ tin cậy cao trong việc biểu diễn cấu trúc dữ liệu.

Kết quả trực quan hóa tại Hình 3.22 và Phụ lục 7 (Số loài theo cấp độ dốc) cho thấy sự phân bố các loài thực vật thân gỗ không hình thành các cụm phân tách rõ ràng giữa

các cấp độ dốc. Biểu đồ NMDS thể hiện sự chồng lấn đáng kể giữa các nhóm, phản ánh rằng độ dốc tuy có ảnh hưởng đến phân bố loài nhưng chỉ ở mức độ hạn chế. Nói cách khác, tại VQG Tà Đùng, độ dốc không phải là yếu tố quyết định cấu trúc thành phần loài, mà vai trò chi phối có thể thuộc về các biến địa hình khác (như độ cao) hoặc các yếu tố môi trường – sinh thái liên quan.

Để làm rõ hơn tác động của yếu tố địa hình, nghiên cứu tiếp tục tính toán các chỉ số đa dạng sinh học theo từng cấp độ cao và cấp độ dốc. Kết quả tại Hình 3.23 phản ánh xu hướng biến động của đa dạng loài dưới các điều kiện địa hình khác nhau, từ đó cho phép so sánh và đối chiếu mức độ ảnh hưởng của từng yếu tố.



Hình 3.23. Chỉ số đa dạng sinh học theo cấp độ cao (a) và cấp độ dốc (b)

Theo quan điểm sinh thái rừng của Thái Văn Trừng (1978,1999), thành phần loài trong quần xã thực vật là kết quả của sự tác động tổng hợp từ nhiều yếu tố môi trường, trong đó có độ cao và độ dốc. Kết quả phân tích của luận án phù hợp với nhận định này khi cho thấy đa dạng thực vật thân gỗ có xu hướng thay đổi theo độ cao. Cụ thể, chỉ số Margalef, phản ánh mức độ phong phú loài, tăng từ 9,8 (ở đai cao 600–800 m) lên 26,97 (ở đai cao ≥ 1400 m). Đồng thời, chỉ số Shannon cũng tăng từ 3,23 lên 4,73, cho thấy mức độ đa dạng và sự phân bố đồng đều cao hơn ở các sinh cảnh vùng cao. Chỉ số Simpson duy trì ổn định ở mức cao (0,96–0,99), phản ánh cấu trúc quần xã có tính ổn định cao trên toàn bộ gradient độ cao.

Ngược lại, tác động của độ dốc đến đa dạng loài là không đáng kể. Chỉ số Margalef giảm nhẹ từ 29,71 (ở cấp D1 < 15°) xuống 21,58 (ở cấp D4 $\geq 25^\circ$), nhưng mức chênh lệch này không lớn và chưa phản ánh rõ sự biến đổi về số lượng loài. Tương tự, chỉ số

Shannon dao động trong khoảng hẹp (4,46–4,75), cho thấy mức độ đa dạng và phân bố đồng đều của loài không thay đổi đáng kể giữa các cấp độ dốc. Chỉ số Simpson vẫn duy trì ở mức rất cao (0,98–0,99), khẳng định tính ổn định của quần xã trên toàn bộ gradient độ dốc. Những kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Negi và cộng sự (2024) tại vùng Đông Himalaya (Ấn Độ), trong đó độ cao được xác định là yếu tố chi phối mạnh đến cấu trúc và đa dạng loài, trong khi độ dốc chỉ đóng vai trò thứ yếu.

Tổng hợp các phân tích cho thấy, tại VQG Tà Đùng, độ cao là biến môi trường quyết định sự phân hóa thành phần loài và đa dạng sinh học của quần xã thực vật thân gỗ, trong khi ảnh hưởng của độ dốc ở mức hạn chế. Nhận định này có ý nghĩa thực tiễn khi gợi mở rằng các giải pháp quản lý và bảo tồn rừng cần được điều chỉnh linh hoạt theo đai cao, đặc biệt trong bối cảnh biến đổi khí hậu – khi sự thay đổi về nhiệt độ và lượng mưa dọc gradient độ cao có thể tác động đến tính ổn định của quần xã.

3.4. Dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

3.4.1. Xây dựng cơ sở dữ liệu đầu vào cho các mô hình dự báo tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu.

Khác với mục 3.2.3, nơi mô hình SDMs được xây dựng chủ yếu nhằm hỗ trợ thiết kế và tổ chức khảo sát thực địa, nội dung trong phần này tập trung vào dự báo phân bố tiềm năng của các loài thực vật TGQH dưới tác động của biến đổi khí hậu trong tương lai. Thuật toán MaxEnt tiếp tục được sử dụng nhờ ưu thế trong xử lý dữ liệu hiện diện hạn chế và khả năng mô phỏng xác suất phân bố loài trên không gian rộng. Tuy nhiên, cơ sở dữ liệu đầu vào ở bước này được mở rộng hơn, bao gồm:

(i) Dữ liệu thực địa với 584 điểm hiện diện, kết hợp giữa các kết quả điều tra mới và dữ liệu kế thừa (Bảng 3.13);

(ii) Bộ 10 biến sinh thái đại diện, đã được lựa chọn thông qua quy trình phân tích Pearson, phân cụm thứ bậc, PCA và kiểm định Jackknife; bao gồm: *Bio01* - nhiệt độ trung bình năm, *Bio03* – độ ẩm nhiệt, *Bio04* - biến thiên nhiệt độ theo mùa, *Bio12*- lượng mưa hàng năm, *Bio16*- lượng mưa quý ẩm nhất, *NDVI*, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao, và *pH* đất.

(iii) Dữ liệu khí hậu tương lai từ hai mô hình khí hậu toàn cầu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL, theo kịch bản phát thải cao SSP5-8.5, ở bốn giai đoạn 2021–2040,

2041–2060, 2061–2080 và 2081–2100 (Phụ lục 12). Các mô hình này phù hợp trong mô phỏng nhiệt độ và lượng mưa trên lưu vực (Phạm Hùng và cộng sự, 2024).

Cách tiếp cận này cho phép đánh giá xu hướng dịch chuyển không gian sống và thay đổi sinh cảnh của các loài TGQH trong bối cảnh khí hậu toàn cầu biến đổi, từ đó cung cấp bằng chứng khoa học cho công tác quản lý và bảo tồn dài hạn.

Bảng 3.13. Số lượng điểm ghi nhận 10 loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

STT	Tên loài	Số lượng điểm ghi nhận ngoài thực địa
1	Trầm hương	2
2	Trám nâu	25
3	Xá xị	81
4	Thông nạng	99
5	Dầu baud	91
6	Dầu hasselt	25
7	Sồi ba cạnh	28
8	Dẻ langbian	34
9	Thông tre	14
10	Hồng quang	185

3.4.2. Mô phỏng phân bố tiềm năng của các loài TGQH tại VQG Tà Đùng.

Trong nghiên cứu này, số lượng điểm hiện diện của các loài nghiên cứu dao động từ 14 đến 185 điểm, ngoại trừ loài Trầm hương (*Aquilaria crassna*) chỉ ghi nhận được 02 điểm. Việc hạn chế số lượng điểm hiện diện, đặc biệt đối với các loài hiếm, có thể làm giảm độ ổn định của mô hình. Tuy nhiên, nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng thuật toán MaxEnt vẫn có thể hoạt động hiệu quả với cỡ mẫu rất nhỏ. Cụ thể, André và cộng sự (2016) cho thấy MaxEnt có thể cho kết quả ổn định ngay cả khi số điểm hiện diện tối thiểu chỉ từ 2–10, đặc biệt với các loài có phạm vi phân bố hẹp, nếu quá trình phân tích được hiệu chỉnh và áp dụng các công cụ đánh giá nội tại như cross-validation hoặc Jackknife. Tương tự, Bean và cộng sự (2012) cũng khẳng định rằng đối với các loài hiếm, miễn là các biến môi trường được lựa chọn có ý nghĩa sinh thái thông qua phân tích Jackknife, thì mô hình MaxEnt vẫn có thể đạt độ tin cậy chấp nhận được ngay cả khi số điểm hiện diện dưới 10.

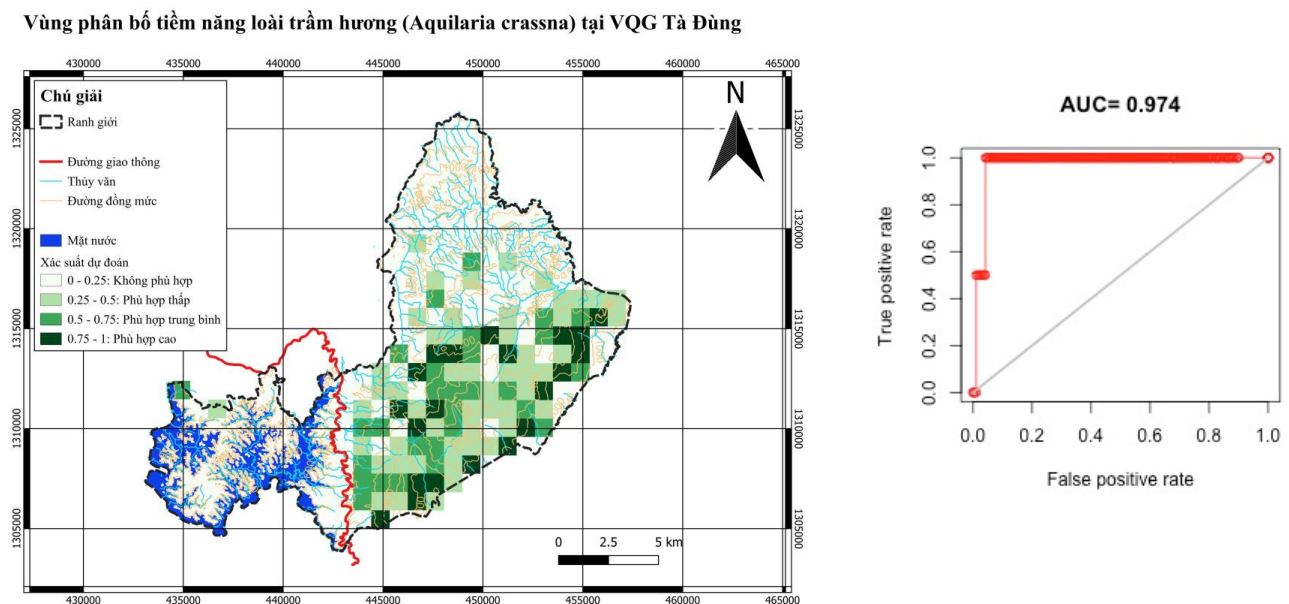
Do đó, mặc dù tồn tại hạn chế về số điểm hiện diện của một số loài, việc ứng dụng MaxEnt trong nghiên cứu này vẫn có giá trị khoa học và tính thực tiễn, cho phép xây

dựng các kịch bản dự báo phân bố tiềm năng của các loài dựa trên dữ liệu hiện có, đồng thời cung cấp thông tin quan trọng phục vụ công tác quản lý và bảo tồn tại VQG Tà Đùng.

- *Mô hình phân bố tiềm năng của loài Trầm hương*

Vùng phân bố tiềm năng của loài Trầm hương tại VQG Tà Đùng (Hình 3.24), được xây dựng dựa trên dữ liệu đã lựa chọn. Do số lượng cá thể ghi nhận được trong thực địa chỉ gồm hai cá thể, toàn bộ dữ liệu này được sử dụng để huấn luyện mô hình, thay vì áp dụng quy tắc phân chia phổ biến 70%–30%. Cách tiếp cận này là cần thiết trong bối cảnh loài có tần suất xuất hiện rất thấp và mục tiêu chính là khoanh vùng tiềm năng sinh cảnh hơn là dự báo xác suất chính xác (Liu et al., 2005).

Kết quả mô hình cho thấy giá trị AUC đạt 0,9, phản ánh mức độ phù hợp nhất định trong việc phân biệt các khu vực tiềm năng. Tuy nhiên, với đặc thù số mẫu hiện diện rất hạn chế, kết quả này được sử dụng như một cơ sở tham khảo cho việc khoanh vùng sinh cảnh tiềm năng, hơn là nhằm đánh giá chính xác về độ phân bố của loài.



Hình 3.24. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trầm hương tại VQG Tà Đùng

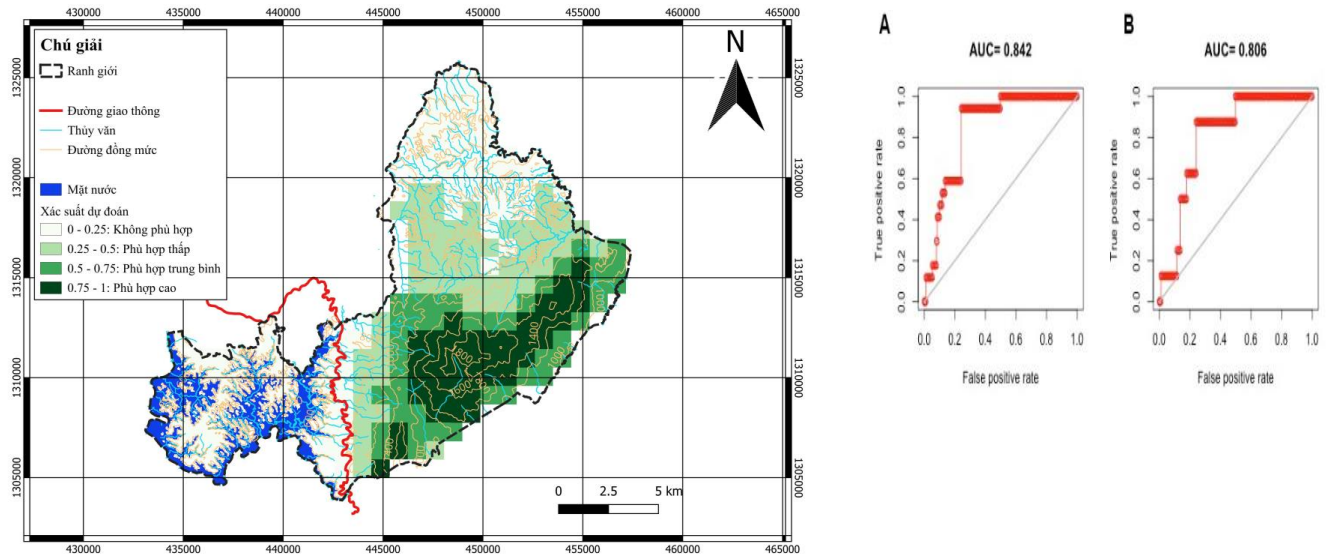
- *Mô hình phân bố tiềm năng của loài Trám nâu*

Hình 3.25 trình bày vùng phân bố tiềm năng của loài Trám nâu với 25 điểm hiện diện ngoài thực địa, trong đó 17 điểm (70%) dùng huấn luyện và 8 điểm (30%) dùng kiểm định mô hình.

Kết quả cho thấy AUC đạt 0,84 ở tập huấn luyện và 0,80 ở tập kiểm định. Bản đồ phân bố tiềm năng chỉ ra rằng khu vực có mức độ phù hợp cao tập trung ở phía Đông

và Đông Nam VQG Tà Đùng, trong khi phía Tây và Tây Bắc có giá trị dự đoán thấp hơn.

Vùng phân bố tiềm năng loài Trám nâu (*Canarium littorale*) tại VQG Tà Đùng

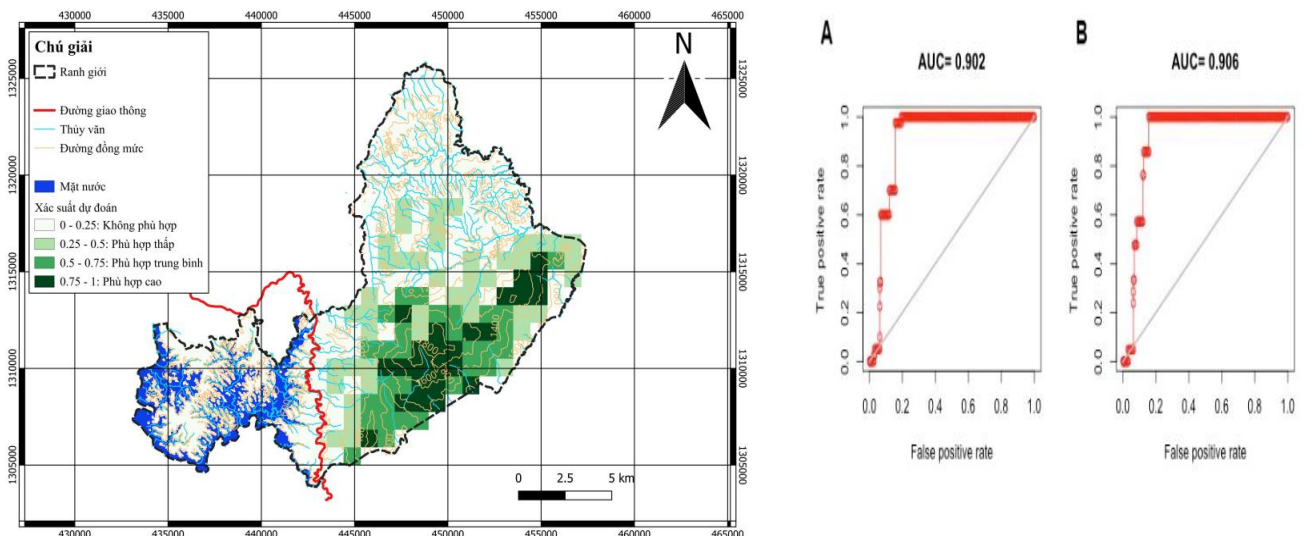


Hình 3.25. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trám nâu tại VQG Tà Đùng

- Mô hình phân bố tiềm năng của loài Xá xị

Hình 3.26 cho thấy vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị được xây dựng từ 81 điểm hiện diện (70% dùng huấn luyện, 30% kiểm định). Mô hình đạt $AUC = 0,9$, phản ánh khả năng phân biệt tốt giữa khu vực có và không có loài. Kết quả bản đồ cho thấy vùng có giá trị dự đoán cao tập trung chủ yếu ở phía Đông Nam VQG Tà Đùng, trong khi phía Tây và Tây Bắc có mức độ phù hợp thấp hơn.

Vùng phân bố tiềm năng loài Xá xị (*Cinnamomum balansae*) tại VQG Tà Đùng



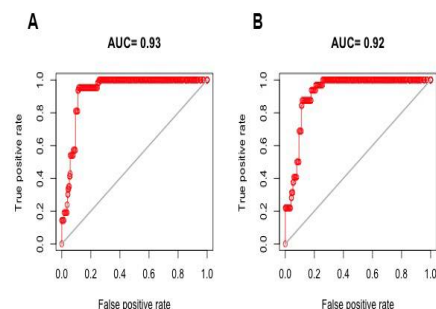
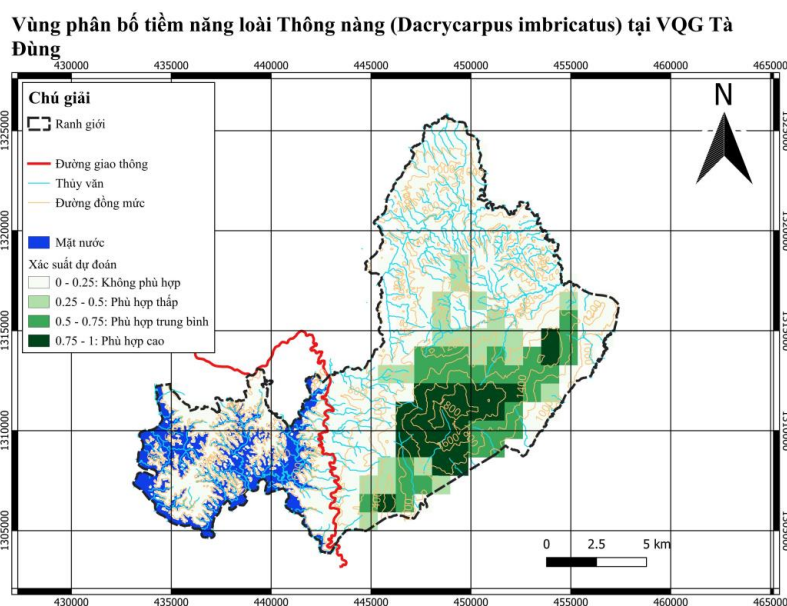
Hình 3.26. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị tại VQG Tà Đùng

- *Mô hình phân bố tiềm năng của loài Thông nạng*

Kết quả khảo sát ghi nhận 99 cá thể Thông nạng tại VQG Tà Đùng. Mô hình dự đoán được xây dựng với 66 điểm hiện diện, đạt $AUC = 0,93$, trong khi tập kiểm định với 33 điểm cho $AUC = 0,92$.

Hình 3.27 là bản đồ phân bố tiềm năng của Thông nạng. Kết quả chỉ ra, các khu vực có giá trị dự đoán cao tập trung chủ yếu ở phía Đông Nam, nơi có điều kiện sinh thái thuận lợi như độ cao trung bình đến cao, độ ẩm cao, hệ thống sông suối hỗ trợ và thảm thực vật rừng dày đặc, giúp duy trì vi khí hậu ổn định, phù hợp với sự phát triển của loài.

Ngược lại, các khu vực phía Tây và Tây Bắc có mức độ phù hợp thấp hơn, có thể do độ dốc lớn, điều kiện đất không thuận lợi, hoặc tác động từ hoạt động con người như khai thác tài nguyên, giao thông, và biến đổi sử dụng đất. Điều này cho thấy loài Thông nạng có xu hướng ưu tiên sinh trưởng trong môi trường có độ ẩm ổn định và nền rừng ít bị tác động, phù hợp với đặc điểm sinh thái của các loài cây hạt trần.

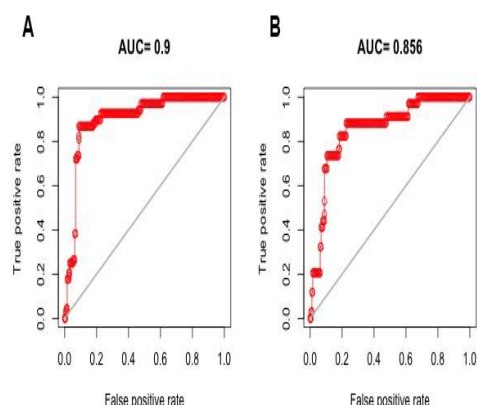
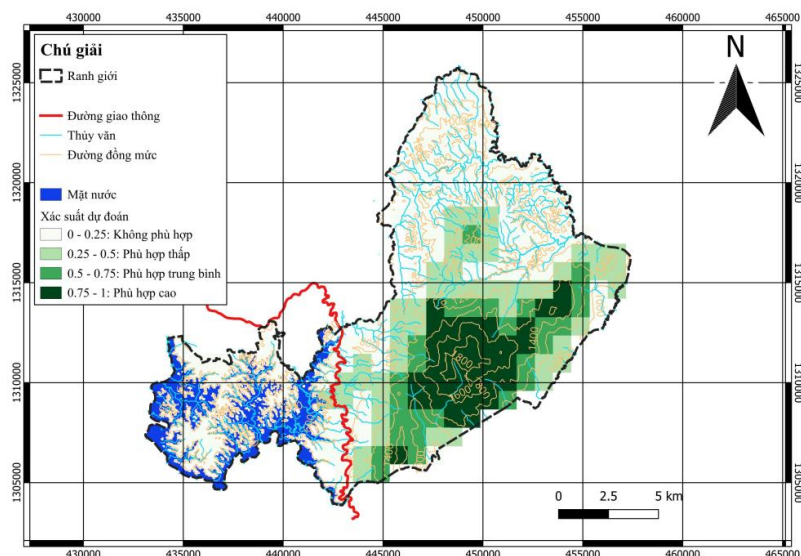


Hình 3.27. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông nạng tại VQG Tà Đùng

- *Mô hình phân bố tiềm năng của loài Dầu baid*

Hình 3.28 trình bày vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu baid, được xây dựng từ 91 điểm hiện diện ngoài thực địa. Mô hình đạt $AUC = 0,90$ ở tập huấn luyện (64 điểm) và $0,86$ ở tập kiểm định (25 điểm). Kết quả dự báo cho thấy khu vực có giá trị phân bố cao tập trung chủ yếu ở phía Đông Nam VQG Tà Đùng, trong khi các vùng phía Tây và Tây Bắc có mức độ phù hợp thấp hơn.

Vùng phân bố tiềm năng loài Dầu baud (*Dipterocarpus baudii*) tại VQG Tà Đùng

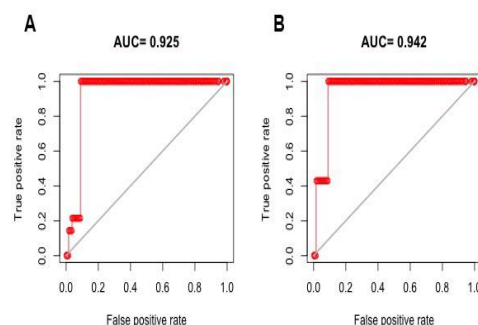
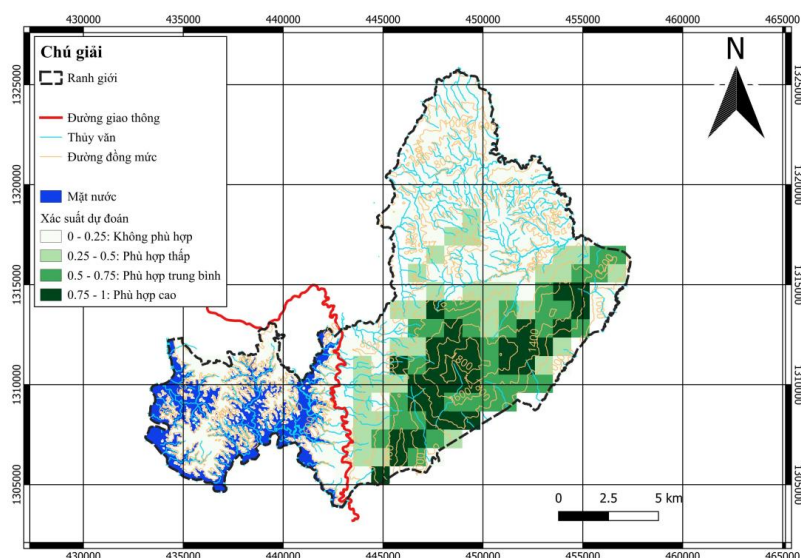


Hình 3.28. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu baud tại VQG Tà Đùng

- Mô hình phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt

Trong nghiên cứu, chỉ ghi nhận được 25 cá thể Dầu hasselt ngoài thực địa. Mô hình MaxEnt đạt AUC = 0,93 ở tập huấn luyện và 0,94 ở tập kiểm định, phản ánh hiệu suất dự báo tốt. Bản đồ phân bố tiềm năng (Hình 3.29) cho thấy các khu vực phù hợp nhất tập trung chủ yếu ở phía Đông Nam VQG Tà Đùng, nơi có điều kiện sinh thái thuận lợi cho loài. Ngược lại, các khu vực phía Tây và Tây Bắc có mức độ phù hợp thấp hơn, do phần lớn diện tích rừng ở khu vực này lồ ô và tre nứa, vốn không tạo điều kiện sinh thái thích hợp cho Dầu hasselt. Việc các điểm ghi nhận thực tế trùng khớp với vùng dự đoán cao cho thấy mô hình đã phản ánh tương đối tốt xu hướng phân bố của loài. Vì vậy, cần ưu tiên bảo vệ và quản lý các sinh cảnh phía Đông Nam nhằm duy trì và phục hồi quần thể Dầu hasselt trong tương lai.

Vùng phân bố tiềm năng loài Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*) tại VQG Tà Đùng

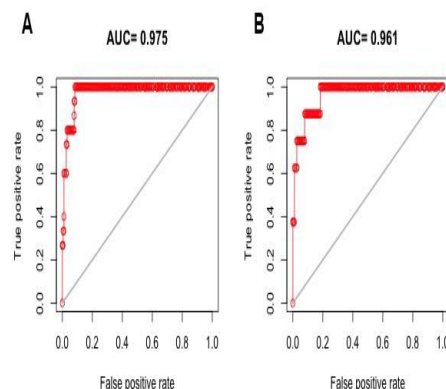
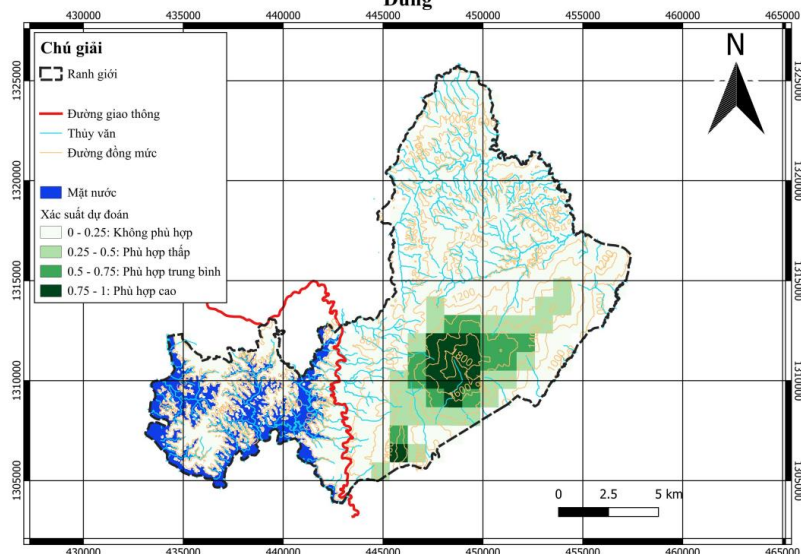


Hình 3.29. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt tại VQG Tà Đùng
- Mô hình phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh

Qua quá trình khảo sát, nhóm nghiên cứu đã ghi nhận 28 cá thể của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng. Giá trị AUC đánh giá mô hình trên 20 điểm xây dựng và 8 điểm kiểm tra lần lượt là 0,97 và 0,96.

Bản đồ phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng (Hình 3.30) cho thấy phạm vi sinh cảnh phù hợp chủ yếu tập trung tại phía Nam và Đông Nam của khu vực nghiên cứu. Các khu vực phía Tây và Bắc của VQG Tà Đùng có mức độ phù hợp thấp hơn.

Vùng phân bố tiềm năng loài Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*) tại VQG Tà Đùng

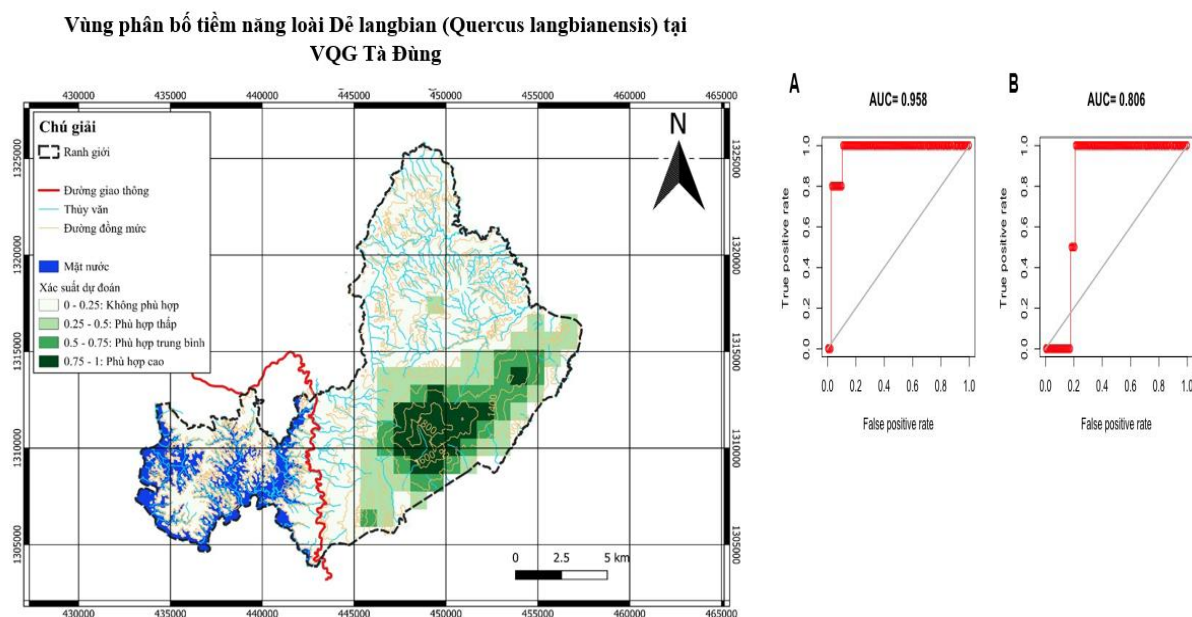


Hình 3.30. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng

- Mô hình phân bố tiềm năng của loài *Dẻ langbian*

Hình 3.31 trình bày vùng phân bố tiềm năng của loài *Dẻ langbian* tại VQG Tà Đùng dựa trên 34 cá thể ghi nhận được trong quá trình điều tra. Giá trị AUC đạt 0,94 đối với tập huấn luyện (23 điểm) và 0,92 đối với 11 điểm dùng để kiểm định.

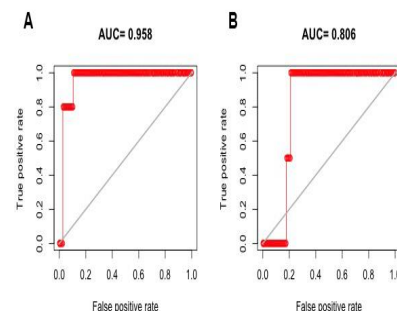
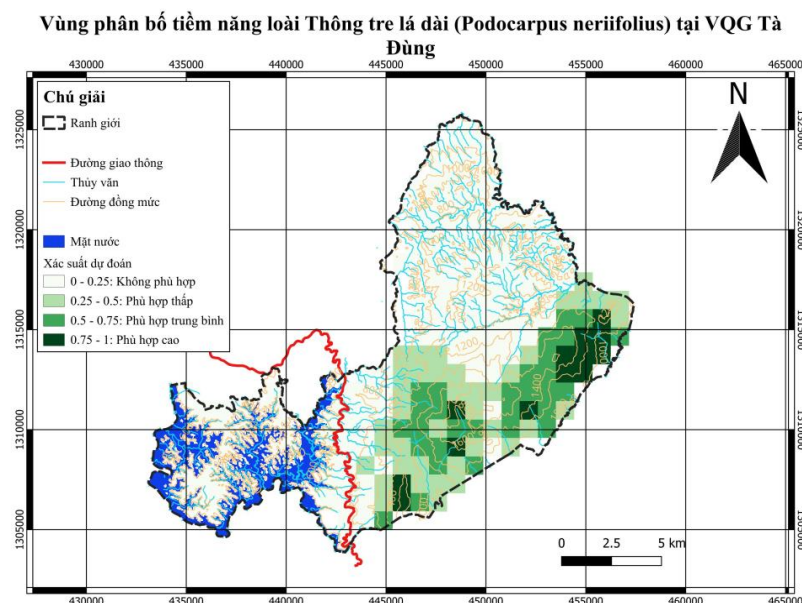
Bản đồ phân bố tiềm năng của loài *Dẻ langbian* tại VQG Tà Đùng cho thấy vùng sinh cảnh phù hợp chủ yếu tập trung ở phía Nam và Đông Nam của khu vực nghiên cứu.



Hình 3.31. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài *Dẻ langbian* tại VQG Tà Đùng

- Mô hình phân bố tiềm năng của loài *Thông tre*

Trong quá trình khảo sát, chỉ ghi nhận được 14 cá thể *Thông tre* tại VQG Tà Đùng. Vùng phân bố tiềm năng của loài được xây dựng từ các điểm hiện diện (Hình 3.32), với AUC đạt 0,96 ở tập huấn luyện (10 điểm) và 0,80 ở tập kiểm định (4 điểm). Các khu vực có sinh cảnh phù hợp với *Thông tre* chủ yếu nằm ở phía Đông và Đông Nam, khu vực phía Tây và Tây Bắc của VQG Tà Đùng có mức độ phù hợp thấp hơn.

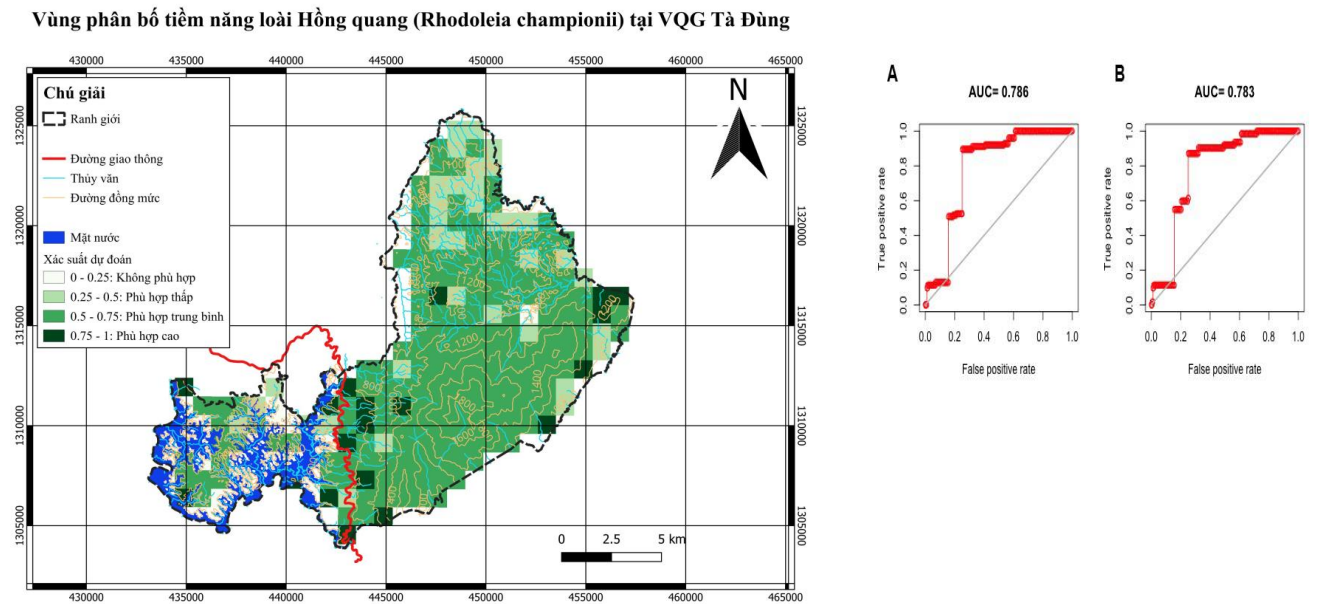


Hình 3.32. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông tre tại VQG Tà Đùng

- Mô hình phân bố tiềm năng của loài Hồng quang

Hồng quang là loài có số lượng cá thể ghi nhận lớn nhất trong nghiên cứu với 185 điểm hiện diện. Bản đồ phân bố tiềm năng (Hình 3.33) cho thấy phạm vi phân bố rộng, phản ánh sự thích nghi tốt của loài với điều kiện khí hậu hiện tại tại VQG Tà Đùng. Mô hình đạt giá trị $AUC = 0,78$ cho cả tập huấn luyện (130 điểm) và kiểm định (65 điểm).

Bản đồ phân bố tiềm năng của loài Hồng quang tại VQG Tà Đùng cho thấy vùng sinh cảnh phù hợp trải rộng trên nhiều khu vực trong phạm vi nghiên cứu, đặc biệt là phía Nam, Đông Nam và rải rác ở khu vực trung tâm và phía Bắc. Điều này cho thấy loài này có khả năng thích nghi với nhiều điều kiện sinh thái khác nhau, nhưng vẫn ưu tiên những vùng có độ cao trung bình, độ ẩm cao.



Hình 3.33. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Hồng quang tại VQG Tà Đùng

*** Nhận xét chung:** Kết quả phân tích cho thấy thuật toán MaxEnt đã dự báo hiệu quả vùng phân bố tiềm năng của loài tại VQG Tà Đùng với giá trị AUC dao động từ 0,78 đến 0,97, khoảng tin cậy 95%. Điều này cho thấy độ tin cậy khá tốt của mô hình trong việc đánh giá sự thích nghi sinh thái của các loài. Xu hướng tương tự cũng được ghi nhận trong các nghiên cứu gần đây như Zang và cộng sự (2024) đạt AUC = 0,89 khi dự báo phân bố loài *Angelica dahurica*, trong khi Wei và cộng sự (2024) ghi nhận AUC 0,96 đối với loài quý hiếm *Ormosia microphylla*. Những kết quả này củng cố tính hiệu quả của MaxEnt như một công cụ hữu hiệu trong dự báo phân bố thực vật nói chung và các loài thực vật TGQH nói riêng, dựa trên dữ liệu môi trường.

Kết quả mô hình phân bố loài thực vật TGQH tại khu vực nghiên cứu cho thấy hầu hết các loài có xu hướng phân bố chủ yếu ở phía Đông Nam, nơi có điều kiện sinh thái thuận lợi, trong khi phía Tây và Tây Bắc có mức độ phù hợp thấp hơn.

Khi kết hợp với bản đồ hiện trạng thảm phủ rừng (Phụ lục 16), bản đồ trạng thái rừng (Hình 3.2), bản đồ độ cao và độ dốc (Hình 2.8) và mô hình phân bố tiềm năng của các loài TGQH (Hình 3.24 - Hình 3.33), có thể nhận thấy sự ảnh hưởng của các nhân tố này đến mức độ phù hợp sinh thái của các loài cây. Khu vực phía Đông Nam và vùng trung tâm của VQG Tà Đùng có địa hình phức tạp, với độ dốc cao (15° - 25° và $>25^{\circ}$) và độ cao dao động từ 1.000 - 1.400m và trên 1.400m. Nhờ địa hình đồi núi hiểm trở có thể đã làm cho khu vực này ít chịu tác động từ các hoạt động con người. Điều này đã giúp duy trì hệ sinh thái rừng nguyên sinh một cách bền vững. Thêm vào đó, sự hiện

diện của diện tích rừng tự nhiên lớn cùng mạng lưới sông suối dày đặc tạo điều kiện duy trì độ ẩm thích hợp, thuận lợi cho sự phát triển của các loài TGQH. Do vậy, đa số các loài nghiên cứu phân bố tập trung tại khu vực này, nơi hội tụ các điều kiện sinh thái lý tưởng để bảo tồn và phát triển quần thể tự nhiên.

Ngược lại với khu vực Đông Nam, vùng Tây và Tây Bắc VQG Tà Đùng có độ che phủ rừng thấp hơn, chủ yếu do suy thoái đất và tác động nhân sinh. Địa hình nơi đây có cao độ trung bình chỉ 600–1.000 m, độ dốc thấp ($<15^\circ$), làm giảm khả năng giữ nước và tạo điều kiện sinh thái kém thuận lợi cho sự phát triển của nhiều loài cây gỗ. Bản đồ hiện trạng thảm phủ rừng (Phụ lục 16) cho thấy diện tích lớn tại khu vực này thuộc các nhóm mặt nước (MN), đất trống (LOO), đất nông nghiệp (NN), rừng trồng (RT) và rừng lô ô – tre nứa, phản ánh sự biến đổi mạnh trong cấu trúc thảm thực vật dưới tác động của con người. Hệ quả là các loài cây TGQH ít xuất hiện tại khu vực Tây và Tây Bắc.

*** Phân bố tiềm năng của 10 loài TGQH có thể được tóm tắt như sau:**

Thông tre và Thông nạng: Hai loài này chủ yếu xuất hiện tại rừng tự nhiên ở độ cao trên 1.200 m. Khu vực này có khí hậu mát mẻ, độ ẩm ổn định, tạo điều kiện lý tưởng cho sự phát triển của các loài hạt trần được nghiên cứu.

Trầm hương, Xá xị, Dầu baud, Sồi ba cạnh, Dầu hasselt và Dẻ langbian: Các loài này phân bố chủ yếu ở vùng có độ cao trung bình từ 1.000 - 1.400m. Đây là khu vực có rừng tự nhiên có hệ thống sông suối phong phú, giúp duy trì độ ẩm đất cao và vi khí hậu ổn định.

Hồng quang, Trám nâu có phân bố rộng hơn ở so với các loài khác, phân bố ở độ cao từ 600m trở lên.

Một điểm đáng lưu ý là tất cả các loài được mô hình hóa đều có phân bố tiềm năng chủ yếu tập trung tại các khu vực có độ dốc từ 15° trở lên, mặc dù về mặt sinh thái, nhiều loài hoàn toàn có khả năng sinh trưởng tại địa hình dốc thấp hơn. Kết quả này có thể phản ánh thiên lệch dữ liệu (sampling bias) do ảnh hưởng từ lịch sử sử dụng đất. Theo thông tin thu thập từ cán bộ kiểm lâm và cộng đồng địa phương, các khu vực bằng phẳng ($<15^\circ$) thường đã từng chịu tác động mạnh từ hoạt động khai thác hoặc chuyển đổi mục đích sử dụng, dẫn đến sự vắng mặt thứ cấp của các loài cây gỗ quý hiếm – tức là những loài có thể từng phân bố tại đó nhưng hiện đã biến mất do áp lực nhân sinh.

Bên cạnh đó, phương pháp lấy mẫu hiện trường chủ yếu được thực hiện tại các khu vực còn ghi nhận sự hiện diện của loài, trong khi các vùng tiềm năng nhưng bị suy

thoái nghiêm trọng trong quá khứ lại ít được khảo sát. Điều này dẫn đến khả năng mô hình đánh giá sinh cảnh phù hợp hiện tại, nhưng có thể chưa phản ánh đầy đủ phạm vi sinh thái tiềm năng của loài trong điều kiện tự nhiên. Do đó, kết quả mô hình hóa cần được hiểu là đại diện tương đối cho hiện trạng sinh cảnh hiện nay.

*** Ứng dụng của mô hình hóa phân bố tiềm năng trong quản lý và bảo tồn tại VQG Tà Đùng:**

Từ kết quả xây dựng bản đồ phân bố tiềm năng các loài cây TGQH, nghiên cứu cung cấp dữ liệu sinh thái có giá trị hỗ trợ công tác quy hoạch và định hướng quản lý đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng. Một số ứng dụng tiềm năng bao gồm:

- + Định hướng bảo tồn theo sinh cảnh phù hợp: Các khu vực được xác định có mức độ phù hợp sinh thái cao, đặc biệt ở phía Đông, Đông Nam và vùng trung tâm, có thể được ưu tiên đưa vào kế hoạch bảo tồn dài hạn, với định hướng xây dựng vùng lõi hoặc khu vực phục hồi sinh thái.

- + Hỗ trợ lập kế hoạch điều tra thực địa: Bản đồ tiềm năng giúp xác định các vị trí có khả năng hiện diện loài cao, từ đó tối ưu hóa nguồn lực trong các hoạt động khảo sát, đặc biệt hữu ích với những loài có dữ liệu hiện diện hạn chế.

- + Phát hiện sớm các khu vực suy giảm tiềm năng sinh thái: Những vùng có tiềm năng thấp hoặc giảm sút theo thời gian có thể được đánh giá để xác định nguyên nhân và đề xuất biện pháp quản lý thích hợp như kiểm soát xâm lấn hoặc tái tạo thảm thực vật bản địa.

3.4.3. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của các loài TGQH dưới các kịch bản khí hậu khác nhau trong giai đoạn từ 2021–2100.

3.4.3.1. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Xá xị tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

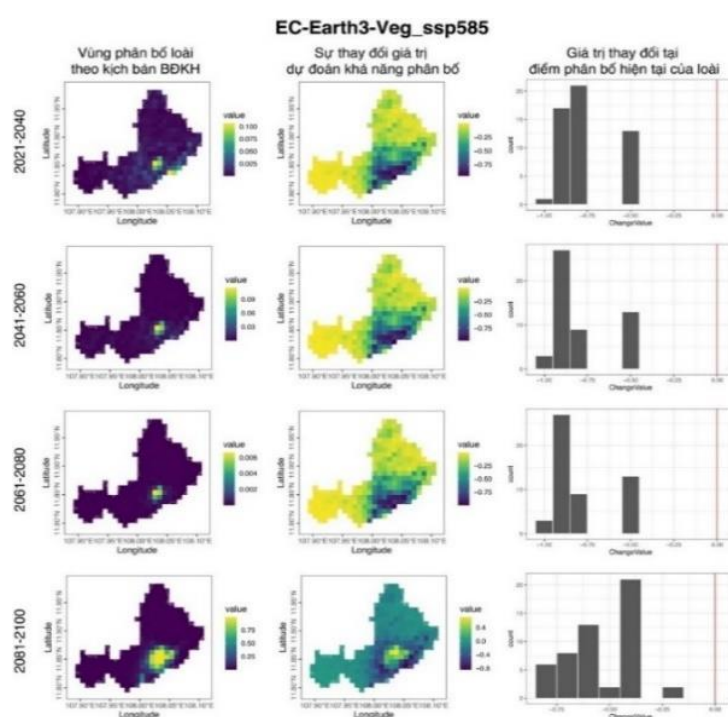
Kết quả mô phỏng vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị theo kịch bản SSP5-8.5 (Hình 3.34, Hình 3.35) cho thấy xu hướng suy giảm mạnh sinh cảnh trong thế kỷ XXI, với mức độ nghiêm trọng tăng dần đến giữa thế kỷ, sau đó có dấu hiệu phục hồi nhẹ vào giai đoạn 2081–2100.

Với mô hình EC-Earth3-Veg, sinh cảnh loài giảm nhanh từ đầu thế kỷ, đạt mức thấp nhất giai đoạn 2061–2080 (xác suất chỉ còn 0,002–0,006), rồi mở rộng nhẹ trở lại cuối thế kỷ, chủ yếu ở trung tâm VQG Tà Đùng. Tuy nhiên, phần lớn các khu vực hiện diện hiện tại đều ghi nhận biến động âm, phản ánh tác động tiêu cực từ khí hậu

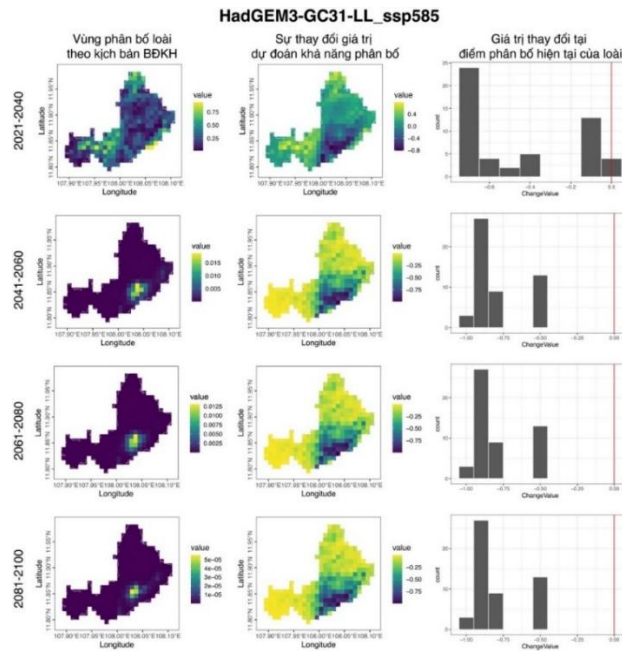
khắc nghiệt.

Mô hình HadGEM3-GC31-LL cũng cho kết quả tương tự nhưng mức suy giảm nghiêm trọng hơn. Trong giai đoạn 2021–2080, vùng có xác suất phân bố cao bị thu hẹp mạnh, giá trị biến động âm phổ biến từ -1,00 đến -0,25. Dù cuối thế kỷ có sự ổn định hơn và xuất hiện một số khu vực cải thiện, song nhìn chung khả năng phục hồi không đủ bù đắp suy giảm trước đó.

Kết quả cho thấy sinh cảnh của Xá xị có nguy cơ thu hẹp đáng kể trong bối cảnh biến đổi khí hậu, đồng thời nhấn mạnh sự cần thiết của các nghiên cứu thực địa và biện pháp quản lý hỗ trợ để đánh giá và nâng cao khả năng thích ứng của loài.

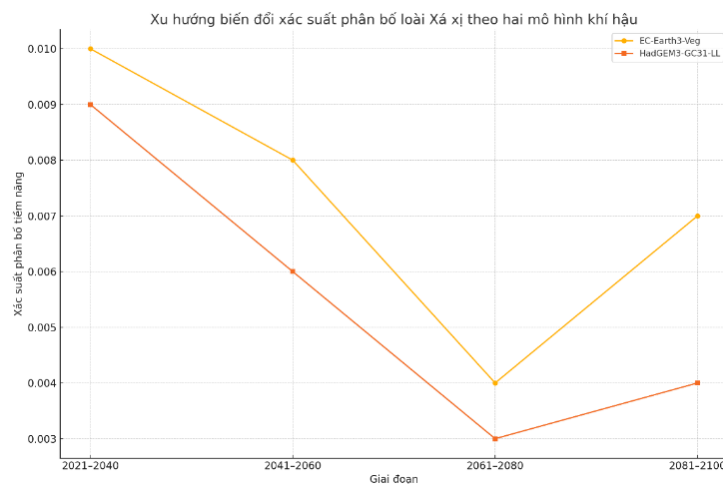


Hình 3.34. Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585



Hình 3.35. Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

So sánh giữa hai mô hình cho thấy HadGEM3-GC31-LL dự báo mức độ suy thoái sinh cảnh nghiêm trọng hơn so với EC-Earth3-Veg (Hình 3.36). Trong khi EC-Earth3-Veg cho thấy tiềm năng phục hồi vào cuối thế kỷ, thì HadGEM3-GC31-LL phản ánh một viễn cảnh tiêu cực hơn, khả năng thích nghi bị hạn chế nếu các yếu tố khí hậu tiếp tục diễn biến theo chiều hướng cực đoan.



Hình 3.36. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Xá xị theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.2. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Trầm hương tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

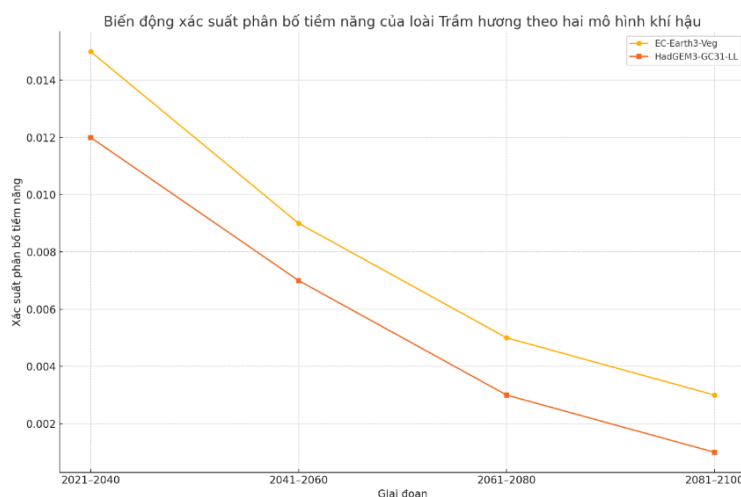
Kết quả trình bày tại Phụ lục 12 mô phỏng từ hai mô hình khí hậu EC-Earth3-Veg

và HadGEM3-GC31-LL theo kịch bản phát thải cao SSP5-8.5 đều phản ánh xu hướng suy giảm mạnh trong phạm vi phân bố của loài Trầm hương theo thời gian, với dấu hiệu thu hẹp vùng sinh cảnh phù hợp và không có khả năng phục hồi vào cuối thế kỷ.

Đến giai đoạn 2061–2100, sự thu hẹp vùng phân bố diễn ra mạnh mẽ hơn, với nhiều khu vực có mức độ phù hợp sinh thái giảm xuống gần bằng 0, làm gia tăng nguy cơ suy giảm quần thể nghiêm trọng, thậm chí dẫn đến mất loài tại một số khu vực trước đây có sinh cảnh phù hợp.

Phân tích mức độ thay đổi giá trị dự đoán khả năng phân bố cũng cho thấy sự suy giảm rõ rệt trên diện rộng. Trong giai đoạn 2021–2080, giá trị thay đổi dao động từ -0,2 đến -0,75, đặc biệt tại các khu vực rìa sinh cảnh. Đến giai đoạn 2081–2100, một số vùng có dấu hiệu phục hồi nhẹ nhưng vẫn ở mức thấp, cho thấy sự thích nghi của loài có thể không đủ để bù đắp sự suy giảm sinh cảnh kéo dài trong thế kỷ 21.

So sánh giữa hai mô hình (Hình 3.37) cho thấy, HadGEM3-GC31-LL dự báo mức độ suy giảm nghiêm trọng hơn so với EC-Earth3-Veg, đặc biệt tại các khu vực có mức độ phù hợp sinh thái cao hiện tại. Mô hình này không cho thấy dấu hiệu phục hồi vào cuối thế kỷ, điều này đồng nghĩa với nguy cơ mất sinh cảnh hoàn toàn nếu không có các biện pháp bảo tồn kịp thời.



Hình 3.37. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Trầm hương theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.3 Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Trám nâu tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

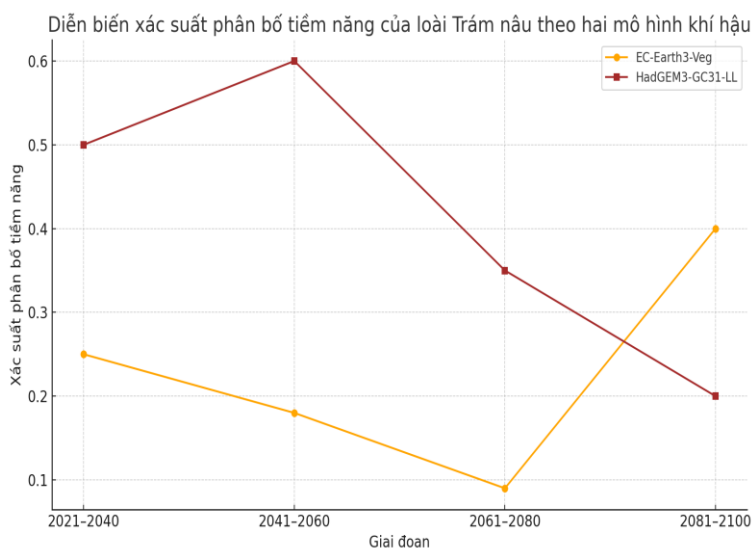
Kết quả mô phỏng (Phụ lục 12) cho thấy loài Trám nâu có xu hướng suy giảm mạnh về phạm vi phân bố trong nửa đầu thế kỷ XXI, sau đó xuất hiện một số tín hiệu

ổn định cục bộ vào cuối thế kỷ.

Với EC-Earth3-Veg, xác suất phân bố giảm liên tục trong ba giai đoạn đầu (2021–2080), nhiều khu vực xuống dưới 0,1. Đến 2081–2100, một số vùng trung tâm ghi nhận sự hồi phục nhẹ (xác suất tăng đến 0,4), phản ánh tiềm năng thích nghi nhất định.

Ngược lại, HadGEM3-GC31-LL ghi nhận xu hướng mở rộng sinh cảnh ở nửa đầu thế kỷ, nhất là tại phía Nam và Đông Nam (xác suất 0,25–0,8), nhưng từ 2061 trở đi lại suy giảm dần, đến cuối thế kỷ nhiều khu vực rìa giảm xuống dưới 0,25.

So sánh hai mô hình (Hình 3.38) cho thấy sự khác biệt : EC-Earth3-Veg nhấn mạnh nguy cơ suy giảm kéo dài trong suốt thế kỷ, trong khi HadGEM3-GC31-LL phản ánh khả năng mở rộng tạm thời trước khi suy giảm về cuối thế kỷ.



Hình 3.38. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Trám nâu theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.4 Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Thông nạng tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

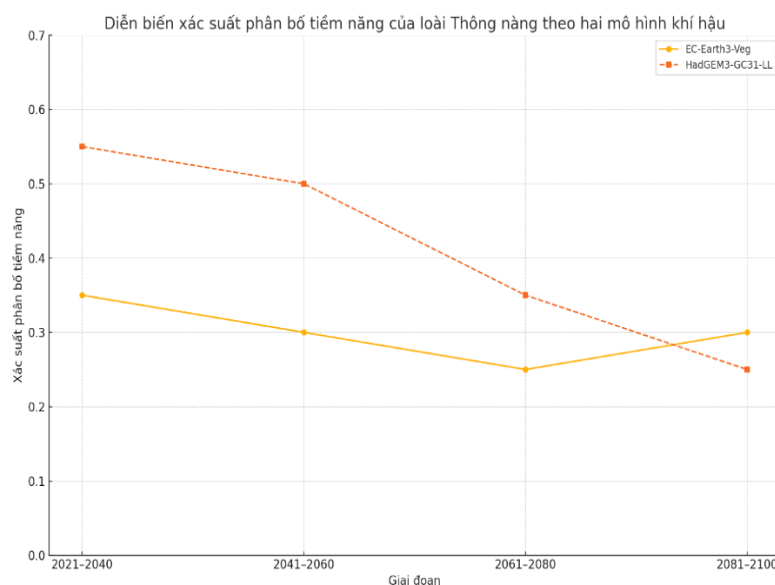
Kết quả phân tích tại Phụ lục 12 chỉ ra rằng phạm vi phân bố tiềm năng của loài Thông nạng có xu hướng suy giảm nhẹ trong thế kỷ XXI. Tuy nhiên, các mô phỏng không ghi nhận nguy cơ mất hoàn toàn sinh cảnh vào cuối thế kỷ, cho thấy khả năng duy trì nhất định trong điều kiện khí hậu biến đổi.

Theo mô hình EC-Earth3-Veg, phạm vi sinh cảnh phù hợp của loài có xu hướng thu hẹp dần theo thời gian. Đặc biệt, trong giai đoạn 2061–2080, nhiều khu vực ghi nhận xác suất hiện diện giảm xuống dưới 0,3 – phản ánh sự suy thoái rõ rệt về điều kiện sinh thái. Mặc dù

vậy, đến cuối thế kỷ (2081–2100), quá trình suy giảm có dấu hiệu chững lại, khi nhiều khu vực duy trì mức xác suất phân bố trong khoảng 0,2–0,4. Diễn biến này cho thấy khả năng thích nghi sinh thái tương đối của loài Thông nạng trước áp lực của biến đổi khí hậu kéo dài.

Mô hình HadGEM3-GC31-LL phản ánh xu hướng ổn định hơn trong nửa đầu thế kỷ XXI. Trong giai đoạn 2021–2060, xác suất phân bố của loài duy trì ở mức tương đối cao (từ 0,25 đến 0,75), cho thấy điều kiện sinh cảnh không thay đổi đáng kể. Tuy nhiên, từ 2061–2080, mô hình ghi nhận sự suy giảm nhẹ, đặc biệt tại các khu vực rìa sinh cảnh, với xác suất hiện diện giảm xuống dưới 0,3. Xu hướng này tiếp tục kéo dài đến cuối thế kỷ, với nhiều khu vực chỉ còn xác suất phân bố từ 0,1 đến 0,3. Kết quả cho thấy sự thu hẹp nhẹ và có kiểm soát.

So sánh giữa hai mô hình (Hình 3.39) cho thấy sự khác biệt về động thái suy giảm phân bố theo thời gian. Trong khi EC-Earth3-Veg phản ánh quá trình suy giảm dần đều nhưng có dấu hiệu chững lại vào cuối thế kỷ, thì HadGEM3-GC31-LL mô tả một sinh cảnh tương đối ổn định ban đầu, trước khi thu hẹp nhẹ vào giai đoạn cuối. Điều này chỉ ra rằng loài Thông nạng có khả năng thích nghi sinh thái nhất định trong bối cảnh khí hậu thay đổi, tuy nhiên để đảm bảo duy trì sinh cảnh lâu dài và ổn định, vẫn cần thiết phải triển khai các biện pháp bảo tồn phù hợp và chủ động hơn.



Hình 3.39. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Thông nạng theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.5. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Dầu baud tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

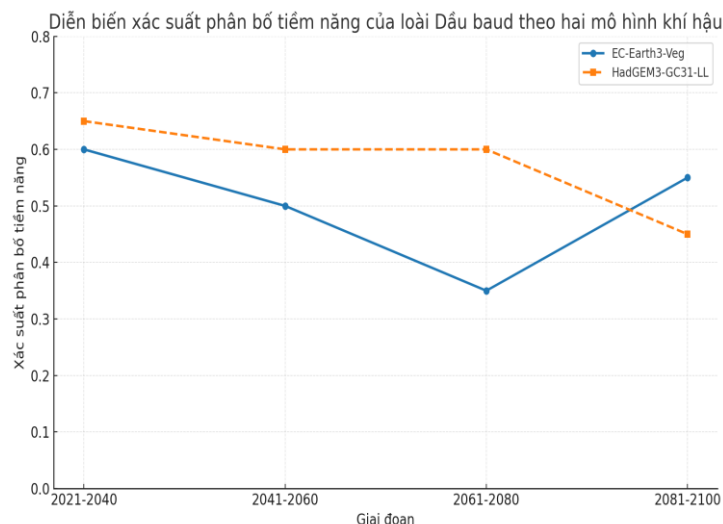
Dữ liệu tại Phụ lục 12 phản ánh rõ sự biến động trong phạm vi phân bố tiềm năng của loài Dầu baud trong thế kỷ XXI. Mô phỏng từ các mô hình khí hậu cho thấy xu hướng suy giảm trong giai đoạn giữa thế kỷ, nhưng đồng thời ghi nhận những dấu hiệu phục hồi nhẹ vào cuối thế kỷ.

Theo mô hình EC-Earth3-Veg, sinh cảnh của loài duy trì trạng thái tương đối ổn định trong nửa đầu thế kỷ XXI, với xác suất xuất hiện dao động trong khoảng từ 0,2 đến 0,8. Tuy nhiên, đến giai đoạn 2061–2080, mô hình bắt đầu ghi nhận sự suy giảm rõ rệt về mức độ phù hợp sinh thái, khi nhiều khu vực có xác suất hiện diện giảm xuống dưới 0,4 – phản ánh sự thu hẹp của vùng sinh cảnh thích hợp.

Đến giai đoạn 2081–2100, xu hướng phục hồi nhẹ bắt đầu xuất hiện, đặc biệt tại các khu vực trung tâm, với xác suất phân bố tăng trở lại lên khoảng 0,25–0,75.

Tương tự, mô hình HadGEM3-GC31-LL phản ánh một xu hướng ổn định hơn trong phần lớn thế kỷ XXI. Trong giai đoạn 2021–2080, vùng phân bố tiềm năng của loài duy trì tương đối ổn định, với xác suất xuất hiện dao động từ 0,25 đến 0,75, cho thấy môi trường sống vẫn phù hợp với sự tồn tại của loài. Tuy nhiên, đến giai đoạn 2081–2100, mô hình bắt đầu ghi nhận sự suy giảm nhẹ, với một số khu vực có xác suất phân bố giảm xuống dưới 0,5.

Hình 3.40, so sánh giữa hai mô hình cho thấy sự khác biệt trong động thái biến đổi phạm vi phân bố của loài Dầu baud. EC-Earth3-Veg dự báo sự suy giảm rõ rệt hơn trong giai đoạn giữa thế kỷ, nhưng đồng thời cũng ghi nhận khả năng phục hồi nhẹ vào cuối thế kỷ. Trong khi đó, HadGEM3-GC31-LL phản ánh một sinh cảnh ổn định hơn trong phần lớn thế kỷ, trước khi có xu hướng suy giảm nhẹ vào giai đoạn cuối. Những kết quả này cho thấy loài Dầu baud có khả năng thích nghi nhất định trước tác động của biến đổi khí hậu. Tuy nhiên, các thay đổi về nhiệt độ, độ ẩm và các yếu tố sinh thái khác vẫn có thể gây ảnh hưởng tiêu cực đến khả năng phân bố của loài trong tương lai, đòi hỏi các chiến lược bảo tồn và quản lý sinh cảnh phù hợp để đảm bảo tính bền vững lâu dài.



Hình 3.40. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Dầu baud theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.6 Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

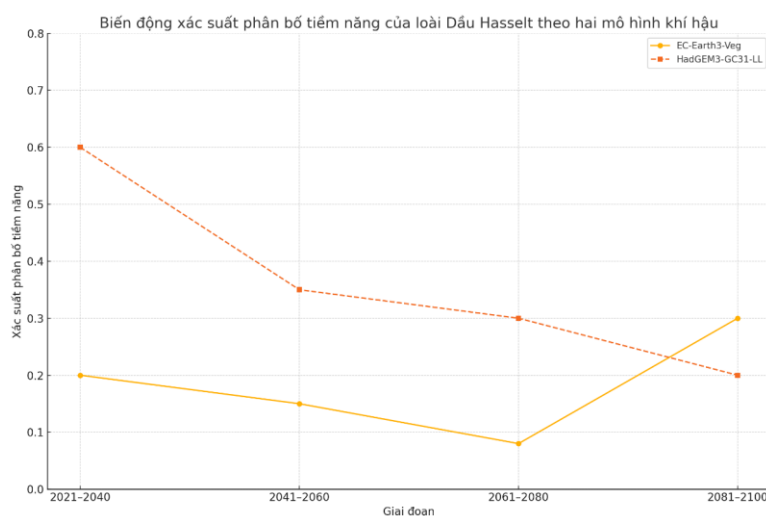
Kết quả mô phỏng từ hai mô hình khí hậu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL (Phụ lục 12) cho thấy xu hướng suy giảm rõ rệt phạm vi sinh cảnh tiềm năng của loài Dầu hasselt trong thế kỷ XXI, với mức độ suy giảm mạnh nhất ghi nhận trong nửa sau của thế kỷ. Nguy cơ mất loài vào cuối thế kỷ là đáng lo ngại nếu không có các biện pháp can thiệp kịp thời.

Theo mô hình EC-Earth3-Veg, loài vẫn có khả năng tồn tại tại một số khu vực trong giai đoạn 2021–2040, với xác suất phân bố dao động từ 0,1 đến 0,3, mặc dù đã có dấu hiệu suy giảm. Đến giai đoạn 2041–2060, phạm vi phân bố tiếp tục thu hẹp với xác suất hiện diện giảm còn 0,05–0,2, phản ánh sự thoái hóa rõ rệt của sinh cảnh. Giai đoạn 2061–2080 đánh dấu thời kỳ suy giảm nghiêm trọng nhất, khi xác suất xuất hiện giảm xuống dưới 0,1 – cho thấy điều kiện môi trường sống không còn đáp ứng được nhu cầu sinh tồn của loài. Mặc dù mô hình ghi nhận một số dấu hiệu phục hồi nhẹ vào giai đoạn 2081–2100 (xác suất phân bố tăng lên trong khoảng 0,1–0,5), tổng thể phạm vi sinh cảnh vẫn bị thu hẹp đáng kể so với hiện trạng.

Trong khi đó, mô hình HadGEM3-GC31-LL phản ánh một xu hướng tương tự nhưng có sự ổn định tương đối hơn trong nửa đầu thế kỷ. Giai đoạn 2021–2040, phạm vi sinh cảnh của loài duy trì ở mức khá phù hợp, với xác suất phân bố dao động từ 0,25 đến 0,75. Tuy nhiên, từ 2041–2060, dấu hiệu suy giảm bắt đầu xuất hiện, khi xác suất giảm còn 0,1–0,6. Giai đoạn 2061–2080 chứng kiến sự thu hẹp mạnh hơn, với xác suất

chỉ còn 0,2–0,5 tại nhiều khu vực. Đến giai đoạn 2081–2100, xác suất tiếp tục giảm xuống dưới 0,25, phản ánh sự suy giảm nghiêm trọng về chất lượng sinh cảnh và khả năng sinh tồn của loài.

So sánh hai mô hình tại hình 3.41 cho thấy sự khác biệt về thời điểm và mức độ suy giảm. EC-Earth3-Veg ghi nhận xu hướng suy giảm từ giai đoạn đầu thế kỷ, trong khi HadGEM3-GC31-LL phản ánh điều kiện ổn định hơn trong nửa đầu thế kỷ, trước khi ghi nhận sự suy giảm rõ rệt vào cuối thế kỷ. Sự khác biệt này có thể xuất phát từ cách mỗi mô hình xử lý các yếu tố khí hậu ảnh hưởng đến khả năng thích nghi sinh thái của loài.



Hình 3.41. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

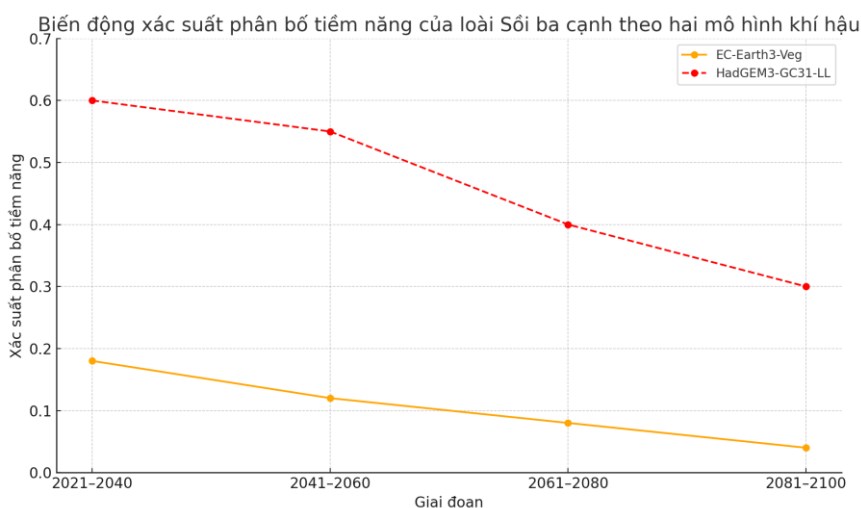
3.4.3.7 Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

Kết quả phân tích từ Phụ lục 12 cho thấy loài Sồi ba cạnh có xu hướng suy giảm đáng kể về phạm vi phân bố tiềm năng trong thế kỷ XXI, mặc dù mức độ suy giảm có sự khác biệt giữa hai mô hình khí hậu. Mô hình EC-Earth3-Veg dự báo xu hướng suy thoái mạnh và kéo dài, với nguy cơ mất hoàn toàn sinh cảnh phù hợp vào cuối thế kỷ. Cụ thể, trong giai đoạn 2021–2060, sinh cảnh của loài vẫn còn duy trì tại một số khu vực giới hạn, với xác suất xuất hiện dao động từ 0,1 đến 0,2. Tuy nhiên, từ 2061 đến 2100, xác suất hiện diện tại phần lớn các khu vực giảm xuống dưới 0,1, phản ánh điều kiện sinh thái không còn đáp ứng được nhu cầu sinh tồn của loài.

Ngược lại, mô hình HadGEM3-GC31-LL cũng ghi nhận xu hướng thu hẹp phạm vi phân bố, song ở mức độ nhẹ hơn so với EC-Earth3-Veg. Trong nửa đầu thế kỷ (2021–

2060), sinh cảnh vẫn duy trì ổn định với xác suất phân bố dao động từ 0,25 đến 0,75. Từ 2061–2100, xác suất này giảm xuống khoảng 0,2–0,6, phản ánh quá trình suy thoái bắt đầu diễn ra rõ nét hơn.

Như vậy, cả hai mô hình đều đồng thuận về nguy cơ suy giảm phạm vi sinh cảnh của loài Sỏi ba cạnh trong thế kỷ XXI dưới tác động của biến đổi khí hậu (Hình 3.42). Tuy nhiên, EC-Earth3-Veg cho thấy mức độ suy giảm nghiêm trọng và sớm hơn, trong khi HadGEM3-GC31-LL phản ánh xu hướng ổn định tương đối trong giai đoạn đầu, với suy thoái dần về cuối thế kỷ. Sự khác biệt này nhiều khả năng xuất phát từ phương pháp tiếp cận và tham số hóa sinh thái khác nhau giữa hai mô hình. Dù vậy, kết quả từ cả hai kịch bản đều nhấn mạnh sự cần thiết của các biện pháp bảo tồn chủ động và dài hạn nhằm duy trì và phục hồi sinh cảnh phù hợp cho loài trong bối cảnh khí hậu toàn cầu tiếp tục biến đổi.



Hình 3.42. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Sỏi ba cạnh theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.8 Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Dẻ langbian tại VQG Tà Đùng theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai.

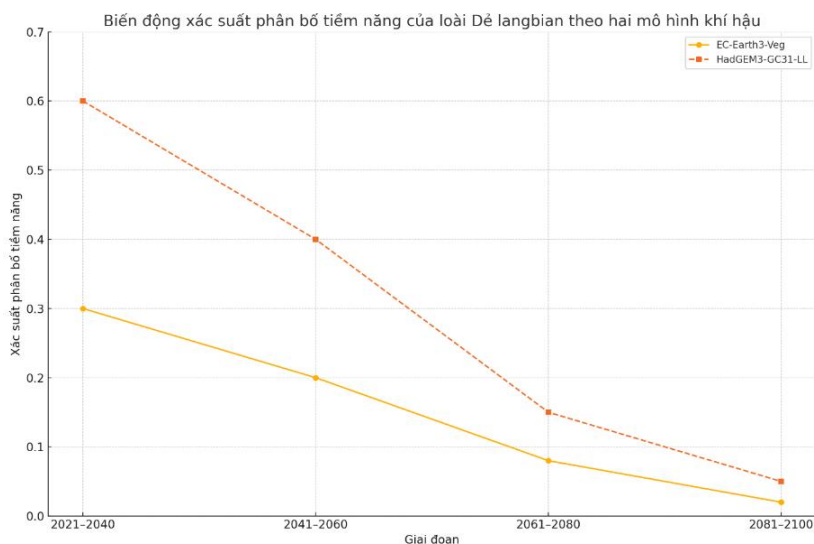
Dựa trên kết quả mô phỏng từ hai mô hình khí hậu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL (Phụ lục 12), loài Dẻ langbian được dự báo sẽ trải qua quá trình suy giảm nghiêm trọng về phạm vi sinh cảnh phù hợp trong thế kỷ XXI, với nguy cơ mất sinh cảnh cao vào cuối thế kỷ.

Theo mô hình EC-Earth3-Veg, quá trình suy thoái sinh cảnh bắt đầu từ giai đoạn 2021–2040, với xác suất xuất hiện của loài giảm xuống còn 0,05–0,4. Trong hai giai đoạn tiếp theo (2061–2100), xu hướng này trở nên nghiêm trọng hơn, khi nhiều khu vực

ghi nhận xác suất xuất hiện dưới 0,1 hoặc gần bằng 0, cho thấy điều kiện sinh thái không còn đáp ứng nhu cầu sinh tồn của loài.

Mô hình HadGEM3-GC31-LL cũng phản ánh xu hướng suy giảm sinh cảnh tương tự, nhưng diễn tiến chậm hơn trong nửa đầu thế kỷ. Trong giai đoạn 2021–2060, sinh cảnh vẫn được duy trì tại một số khu vực, với xác suất xuất hiện dao động từ 0,1 đến 0,8. Tuy nhiên, từ 2061 trở đi, quá trình suy giảm gia tăng rõ rệt, khi nhiều khu vực chỉ còn xác suất dưới 0,15. Đến cuối thế kỷ (2081–2100), phần lớn các vùng phân bố tiềm năng trước đây không còn phù hợp sinh thái.

Tổng thể, cả hai mô hình đều dự báo nguy cơ suy giảm mạnh quần thể *Dẻ langbian* trong thế kỷ XXI, đặc biệt nghiêm trọng vào giai đoạn cuối (Hình 3.43). Trong khi EC-Earth3-Veg cho thấy sự suy thoái khởi phát sớm và diễn ra kéo dài, thì HadGEM3-GC31-LL phản ánh sự ổn định tương đối trong giai đoạn đầu, nhưng suy giảm nhanh chóng về sau. Sự khác biệt này có thể bắt nguồn từ cách mỗi mô hình tích hợp yếu tố thích nghi sinh thái của loài vào quá trình mô phỏng. Tuy nhiên, cả hai kịch bản đều cho thấy về mức độ rủi ro cao và nhấn mạnh tính cấp thiết của các biện pháp bảo tồn nhằm giảm thiểu tác động tiêu cực của biến đổi khí hậu đối với sự tồn tại lâu dài của loài này.



Hình 3.43. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài *Dẻ langbian* theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.9. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Thông tre tại VQG Tà Đùng dưới tác động của các kịch bản biến đổi khí hậu.

Kết quả mô phỏng từ hai mô hình khí hậu EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL (Phụ lục 12) đều chỉ ra xu hướng suy giảm đáng kể trong phạm vi phân bố tiềm năng

của loài Thông tre dưới tác động của kịch bản biến đổi khí hậu SSP5-8.5. Tuy nhiên, mức độ và tốc độ suy giảm có sự khác biệt giữa hai mô hình.

Cụ thể, mô hình EC-Earth3-Veg dự báo sinh cảnh của loài sẽ suy thoái nghiêm trọng, với sự thu hẹp rõ rệt bắt đầu từ giữa thế kỷ XXI và có nguy cơ mất hoàn toàn vào cuối thế kỷ. Đặc biệt trong giai đoạn 2061–2100, xác suất phân bố tiềm năng giảm xuống gần bằng 0, phản ánh điều kiện sinh thái không còn phù hợp để duy trì sự tồn tại của loài. Điều này nhấn mạnh nguy cơ tuyệt chủng cục bộ nếu không có các biện pháp can thiệp bảo tồn kịp thời.

Ngược lại, mô hình HadGEM3-GC31-LL cho thấy một kịch bản khả quan hơn, khi phạm vi sinh cảnh vẫn được duy trì ở một số khu vực trong suốt thế kỷ XXI, dù có xu hướng thu hẹp. Mức suy giảm diễn ra từ từ và không dẫn đến sự biến mất hoàn toàn của sinh cảnh phù hợp vào cuối thế kỷ, gợi ý khả năng thích nghi sinh thái nhất định của loài hoặc sự hiện diện của các vùng vi khí hậu có thể hỗ trợ sự sống còn.

Như vậy, mô hình EC-Earth3-Veg đánh giá tác động khí hậu nghiêm trọng hơn so với HadGEM3-GC31-LL (Hình 3.44). Dù theo bất kỳ kịch bản nào, cả hai mô hình đều cảnh báo về xu hướng suy giảm sinh cảnh của loài Thông tre, từ đó đặt ra yêu cầu cấp thiết về các chiến lược bảo tồn chủ động và linh hoạt nhằm đảm bảo tính bền vững cho loài trong bối cảnh khí hậu thay đổi nhanh chóng.



Hình 3.44. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Thông tre theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

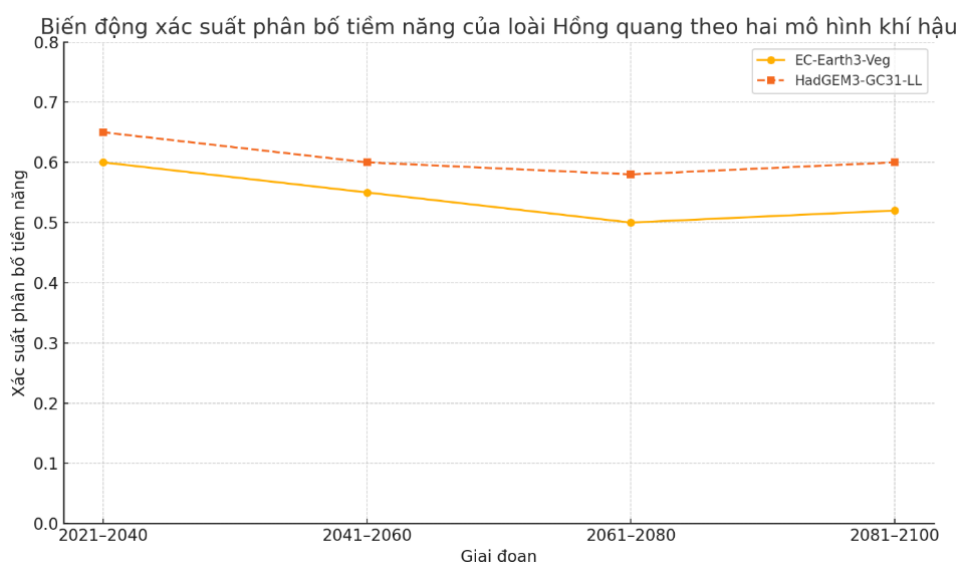
3.4.3.10. Dự báo sự thay đổi phân bố tiềm năng của loài Hồng quang tại VQG Tà Đùng dưới tác động của các kịch bản biến đổi khí hậu.

Kết quả từ hai mô hình EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL (Phụ lục 12) cho thấy sự ổn định tương đối trong phạm vi phân bố của loài Hồng quang trong suốt thế kỷ XXI, với một số biến động nhẹ theo từng giai đoạn.

Cả hai mô hình đều chỉ ra rằng loài không có nguy cơ suy giảm mạnh hay mất sinh cảnh hoàn toàn, mà thay vào đó, phạm vi phân bố duy trì ổn định, tập trung chủ yếu ở khu vực phía Đông Nam. Xác suất xuất hiện của loài dao động từ 0,2 đến 0,75 trong suốt các giai đoạn từ 2021–2100, cho thấy điều kiện sinh thái vẫn phù hợp để loài tồn tại.

Mặc dù loài có thể thích nghi với điều kiện khí hậu thay đổi, các biện pháp bảo tồn vẫn cần được triển khai để duy trì sự ổn định của sinh cảnh. Đặc biệt, cần giám sát dài hạn, bảo vệ các khu vực trọng điểm, và nghiên cứu khả năng thích nghi sinh thái nhằm đảm bảo điều kiện sống cho loài trong tương lai.

Tóm lại, kết quả nghiên cứu cho thấy biến đổi khí hậu không gây ra sự suy giảm mạnh đối với phạm vi phân bố của loài Hồng quang (Hình 3.45), nhưng việc duy trì sinh cảnh ổn định thông qua các chính sách bảo tồn hợp lý vẫn là điều cần thiết.



Hình 3.45. Xu hướng biến đổi xác suất phân bố tiềm năng của loài Hồng quang theo thời gian dưới tác động của biến đổi khí hậu (SSP5-8.5).

3.4.3.11. Tác động của biến đổi khí hậu đến phân bố địa lý của các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

So sánh phạm vi phân bố của 10 loài TGQH từ hai mô hình khí hậu (EC-Earth3-Veg- SSP5-8.5 và HadGEM3-GC31-LL- SSP5-8.5) theo bốn giai đoạn thời gian trong thế kỷ XXI, kết quả tại Bảng 3.13.

Bảng 3.13. So sánh mức độ phân bố của 10 loài cây gỗ quý hiếm theo hai mô hình khí hậu với bốn giai đoạn thời gian trong thế kỷ XXI

Loài	EC-Earth3-Veg- SSP5-8.5				HadGEM3-GC31-LL- SSP5-8.5			
	2021–2040	2041–2060	2061–2080	2081–2100	2021–2040	2041–2060	2061–2080	2081–2100
Xá xị	Suy giảm nhẹ	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm mạnh nhất	Phục hồi nhẹ	Suy giảm nhẹ	Suy giảm nhẹ	Suy giảm rõ	Phục hồi chậm
Trầm hương	Suy giảm	Suy giảm mạnh	Suy giảm nghiêm trọng	Không phục hồi	Suy giảm	Suy giảm mạnh	Suy giảm nghiêm trọng	Không phục hồi
Trám nâu	Suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Thu hẹp rõ	Phục hồi nhẹ	Ổn định	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm	Suy giảm
Thông nạng	Thu hẹp nhẹ	Thu hẹp dần	Chững lại	Phục hồi nhẹ	Thu hẹp nhẹ	Thu hẹp dần	Chững lại	Thu hẹp
Dầu baud	Thu hẹp nhẹ	Suy giảm nhẹ	Suy giảm mạnh	Phục hồi nhẹ	Thu hẹp nhẹ	Suy giảm nhẹ	Phục hồi nhẹ	Suy giảm nhẹ
Dầu hasselt	Suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm mạnh	Phục hồi không đáng kể	Suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm rõ	Mất sinh cảnh
Sồi ba cạnh	Bắt đầu suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm mạnh	Mất sinh cảnh	Suy giảm	Suy giảm nhẹ	Suy giảm mạnh	Mất sinh cảnh
Dẻ langbian	Suy giảm	Suy giảm rõ rệt	Suy thoái mạnh	Khó duy trì	Bắt đầu suy giảm	Suy giảm	Suy giảm	Suy giảm mạnh
Thông tre	Suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm mạnh	Suy giảm mạnh	Suy giảm	Tiếp tục suy giảm	Suy giảm rõ	Mất sinh cảnh
Hồng quang	Thu hẹp nhẹ	Thu hẹp	Phục hồi	Phục hồi	Thu hẹp nhẹ	Thu hẹp	Phục hồi	Phục hồi

- Ảnh hưởng của nhiệt độ và độ ẩm đến phân bố tiềm năng của loài

Kết quả từ hai mô hình khí hậu EC-Earth3-Veg- SSP5-8.5 và HadGEM3-GC31-LL- SSP5-8.5 cho thấy sự gia tăng nhiệt độ và suy giảm độ ẩm do biến đổi khí hậu có ảnh hưởng đáng kể đến vùng phân bố tiềm năng của các loài thực vật TGQH.

Trong số 10 loài nghiên cứu, Sồi ba cạnh, Trầm hương, Dầu hasselt, Dẻ langbian

và Thông tre có xu hướng suy giảm mạnh về phạm vi phân bố theo các kịch bản biến đổi khí hậu và có nguy cơ tuyệt chủng cục bộ vào cuối thế kỷ XXI. Ngược lại, các loài Xá xị, Trám nâu, Dầu baid, Thông nàng mặc dù bị suy giảm nhưng vẫn có khả năng duy trì ổn định hơn. Đáng chú ý, loài Hồng quang thể hiện khả năng thích nghi sinh thái cao, với sự suy giảm nhẹ trong giai đoạn đầu, nhưng sau đó ổn định dần vào giữa và cuối thế kỷ XXI.

+ Xu hướng suy giảm phân bố theo thời gian

Cả hai mô hình khí hậu đều ghi nhận xu hướng suy giảm diện tích phân bố của hầu hết các loài nghiên cứu trong ba giai đoạn đầu tiên (2021–2040, 2041–2060, 2061–2080). Đặc biệt, giai đoạn 2061–2080 chứng kiến mức suy giảm mạnh nhất, khi diện tích sinh cảnh phù hợp bị thu hẹp đáng kể. Tuy nhiên, loài Hồng quang có xu hướng duy trì ổn định và không bị ảnh hưởng nghiêm trọng như các loài khác.

Nguyên nhân chính của xu hướng suy giảm này là sự gia tăng nhiệt độ cực đoan và sự suy giảm độ ẩm, đặc biệt trong các kịch bản phát thải cao (SSP5-8.5). Theo nghiên cứu của Barlow và cộng sự (2021), khi nhiệt độ vượt quá ngưỡng thích hợp, giới hạn sinh thái của các loài bị thu hẹp, ảnh hưởng đến khả năng sinh tồn và mở rộng phạm vi phân bố.

Kết quả nghiên cứu về xu hướng suy giảm phân bố loài theo các kịch bản biến đổi khí hậu là phù hợp với xu hướng chung được ghi nhận ở các công bố quốc tế. Cụ thể, nghiên cứu của Wei và cộng sự (2024), Xue và cộng sự (2024) đã chỉ ra rằng phạm vi phân bố của nhiều loài thực vật có nguy cơ thu hẹp đáng kể trong điều kiện khí hậu tương lai, đặc biệt dưới các kịch bản khí hậu khắc nghiệt. Tương tự, Tang và cộng sự (2020) cũng ghi nhận sự suy giảm tiềm năng phân bố của loài cây thuốc quý *Dendrobium* tại Trung Quốc, cho thấy tác động rõ rệt của biến đổi khí hậu đến các loài có phạm vi phân bố hẹp và điều kiện sinh thái đặc thù.

+ Khả năng phục hồi và thích nghi sinh thái

Mặc dù xu hướng suy giảm chiếm ưu thế trong phần lớn thế kỷ XXI, kết quả mô phỏng cho thấy một số loài như Xá xị, Trám nâu, Dầu baid, Thông nàng và Hồng quang có dấu hiệu phục hồi trong giai đoạn 2081–2100. Cả hai mô hình HadGEM3-GC31-LL-SSP5-8.5 và EC-Earth3-Veg-SSP5-8.5 đều dự báo sự ổn định của một số khu vực sinh cảnh, phản ánh khả năng thích nghi muện và phục hồi sinh thái từng phần của các loài lâu năm dưới điều kiện khí hậu biến đổi (IPCC, 2022).

Tuy nhiên, mức độ phục hồi này không đủ để bù đắp hoàn toàn tổn thất đã tích lũy trong giai đoạn trước đó. Điều này phù hợp với giả thuyết về độ trễ sinh thái của thực vật lâu năm, đồng thời đặt ra thách thức lớn cho công tác bảo tồn. Nếu quá trình suy giảm kéo dài và quần thể bị suy giảm xuống dưới ngưỡng phục hồi, hệ quả có thể là mất đa dạng di truyền và giảm khả năng thích nghi trong tương lai.

Giovanni và cộng sự (2022) cũng ghi nhận xu hướng tương tự khi phát hiện rằng, mặc dù một số hệ sinh thái rừng thể hiện dấu hiệu và mức độ hồi phục này không đủ để đảo ngược các suy thoái trước đó. Những loài có khả năng thích nghi muộn có thể vẫn đối mặt với nguy cơ cao nếu quần thể giảm xuống dưới ngưỡng sinh thái then chốt cần thiết cho phục hồi.

+ So sánh hai mô hình dự báo EC-Earth3-Veg và HadGEM3-GC31-LL:

Mô hình EC-Earth3-Veg dự báo xu hướng suy giảm nhẹ hơn và có khả năng phục hồi sinh cảnh tốt hơn vào cuối thế kỷ XXI. Trong khi đó, HadGEM3-GC31-LL đưa ra kịch bản tiêu cực hơn, với mức độ suy giảm mạnh hơn trong ba giai đoạn đầu và khả năng phục hồi rất hạn chế vào cuối thế kỷ. Sự khác biệt này có thể bắt nguồn từ cơ chế mô hình hóa: HadGEM3-GC31-LL- SSP5-8.5 có độ phân giải cao hơn, nhạy cảm hơn với các yếu tố khí hậu cực đoan, trong khi EC-Earth3-Veg- SSP5-8.5 tích hợp sâu hơn các yếu tố sinh quyển như vòng tuần hoàn carbon và cơ chế phục hồi sinh học. Dữ liệu trong Bảng 3.14 cho thấy sự khác biệt trong dự báo mức tăng nhiệt độ toàn cầu giữa hai mô hình khí hậu này.

Bảng 3.14. Dự báo mức tăng nhiệt độ toàn cầu theo các kịch bản phát thải khí nhà kính trong mô hình HadGEM3-GC31-LL và EC-Earth3-Veg

Mô hình	SSP1-2.6 (phát thải thấp)	SSP2-4.5 (phát thải trung bình)	SSP5-8.5 (phát thải cao)
HadGEM3-GC31-LL	1,5 – 2,0°C	2,5 – 3,5°C	>4,5°C
EC-Earth3-Veg	1,3 – 1,8°C	2,2 – 2,8°C	~4,0°C

HadGEM3-GC31-LL có xu hướng nhạy cảm hơn với các yếu tố vi khí hậu, trong khi EC-Earth3-Veg chú trọng vào mối quan hệ giữa khí hậu và hệ sinh thái (Tong et al., 2023). Điều này cho thấy rằng việc sử dụng đa mô hình trong nghiên cứu sinh thái là cần thiết để có đánh giá toàn diện hơn về các kịch bản biến đổi khí hậu, từ đó đề xuất chiến lược bảo tồn phù hợp.

+ Định hướng chiến lược bảo tồn trong bối cảnh biến đổi khí hậu

Kết quả nghiên cứu cho thấy rằng sự gia tăng nhiệt độ và suy giảm độ ẩm có thể

ảnh hưởng đến vùng phân bố tiềm năng của các loài TGQH, với xu hướng suy giảm trong phần lớn thế kỷ XXI.

Tuy nhiên, xu hướng phục hồi vào cuối thế kỷ cũng mở ra cơ hội bảo tồn nếu có các chiến lược quản lý phù hợp. Do đó, cần có các biện pháp bảo tồn chủ động để giảm thiểu nguy cơ tuyệt chủng cục bộ như: Giám sát sự thay đổi phân bố loài trong từng giai đoạn, từ đó điều chỉnh chính sách bảo tồn linh hoạt.

Ngoài ra việc sử dụng đa mô hình khí hậu trong nghiên cứu sinh thái để cải thiện độ chính xác của các dự báo về sinh cảnh tương lai cũng cần được quan tâm.

Trước tình hình biến đổi khí hậu ngày càng phức tạp, các chiến lược bảo tồn cần được triển khai một cách chủ động và thích ứng, tập trung vào duy trì và phục hồi sinh cảnh theo từng giai đoạn như:

- Giai đoạn 2021–2040: Ưu tiên bảo vệ các vùng sinh cảnh lõi, tăng cường giám sát biến động sinh thái.
- Giai đoạn 2041–2080: Thực hiện các biện pháp phục hồi rừng, bảo vệ nguồn gen và duy trì vùng phân bố trung bình.
- Giai đoạn 2081–2100: Nếu có nguy cơ mất sinh cảnh, cần triển khai các chương trình nhân giống đến các khu vực có điều kiện sinh thái phù hợp hơn.

Tóm lại, bảo tồn loài trong bối cảnh biến đổi khí hậu đòi hỏi các giải pháp linh hoạt và tích hợp, trong đó cần kết hợp giữa bảo vệ vùng sinh cảnh hiện có, phục hồi rừng, và nghiên cứu các mô hình di cư sinh cảnh, nhằm đảm bảo sự tồn tại lâu dài của các loài TGQH trong thế kỷ XXI.

3.5. Xác định điểm hotspots đa dạng sinh học và đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

3.5.1. Xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học của các loài TGQH.

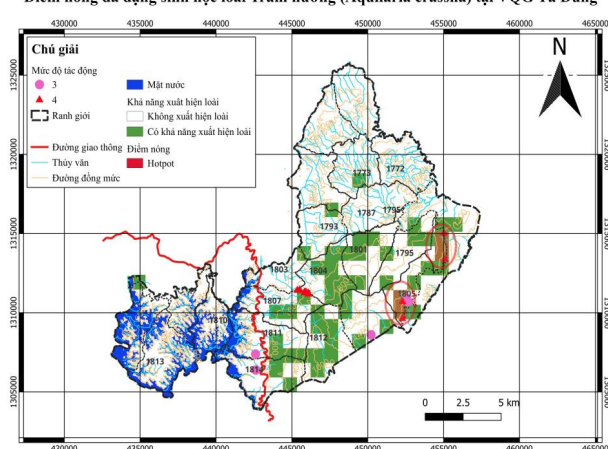
Kết quả dự báo phân bố tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu đã cung cấp bức tranh tổng quan về xu hướng dịch chuyển sinh cảnh của các loài TGQH. Tuy nhiên, để phục vụ trực tiếp cho công tác bảo tồn, cần xác định các điểm hotspots – nơi vừa có sự tập trung cao về đa dạng loài, vừa chịu áp lực tác động tiềm năng từ hoạt động nhân sinh. Đây là bước tiếp nối cần thiết nhằm chuyển hóa kết quả mô hình thành công cụ ứng dụng trong thực tiễn quản lý và bảo tồn.

Trong nghiên cứu này, các bản đồ phân bố tiềm năng của từng loài được tích hợp với dữ liệu bản đồ hiện trạng thảm phủ rừng, bản đồ trạng thái rừng và mức độ tác động

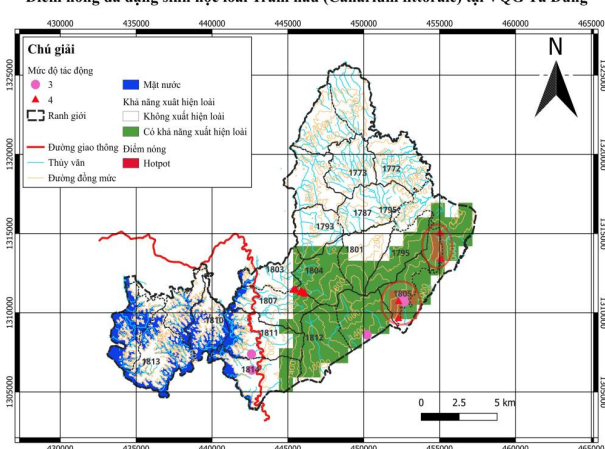
của con người để xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng. Cách tiếp cận này cho phép nhận diện những khu vực có điều kiện sinh thái thuận lợi cho nhiều loài nhưng đồng thời cũng là vùng dễ bị tổn thương, phản ánh rõ tính cấp thiết trong công tác bảo tồn và phục hồi sinh cảnh.

Việc khoanh vùng các điểm hotspots giúp Ban quản lý VQG ưu tiên bố trí nguồn lực giám sát, bảo vệ và phục hồi tại những khu vực rủi ro cao, từ đó giảm thiểu nguy cơ suy thoái sinh cảnh trong bối cảnh biến đổi khí hậu. Kết quả được thể hiện tại Hình 3.46, cho thấy bản đồ phân bố cụ thể của từng loài, đồng thời chỉ ra các khu vực đang chịu tác động mạnh (cấp 3 và 4) – là những vùng cần được ưu tiên bảo tồn.

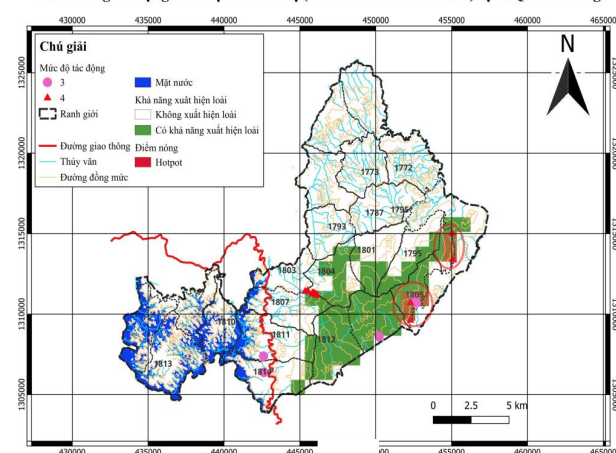
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Trầm hương (*Aquilaria crassna*) tại VQG Tà Đùng



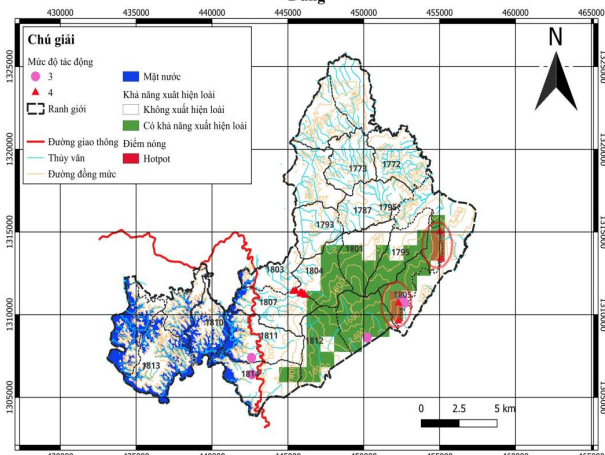
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Trám nâu (*Canarium littorale*) tại VQG Tà Đùng



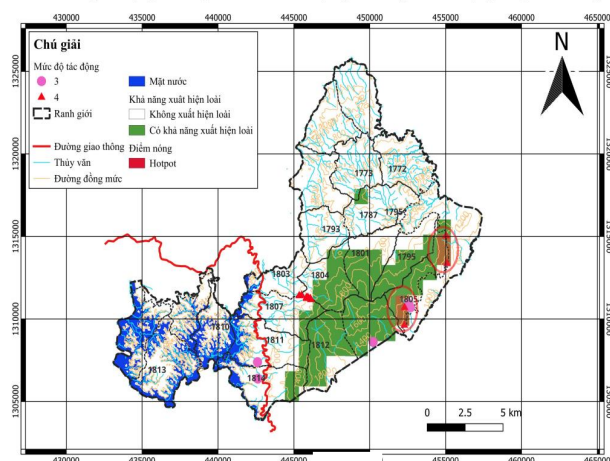
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Xà xị (*Cinnamomum balansae*) tại VQG Tà Đùng



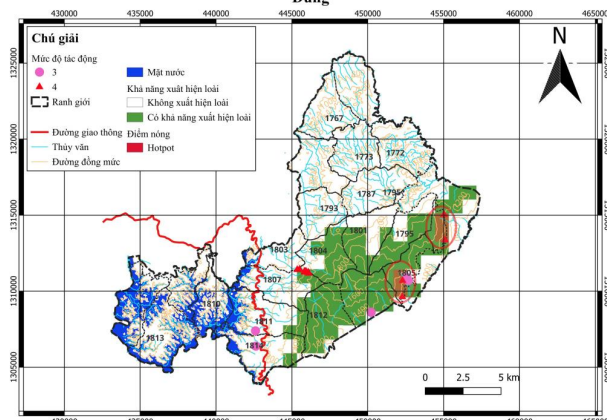
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Thông nàng (*Dacrycarpus imbricatus*) tại VQG Tà Đùng



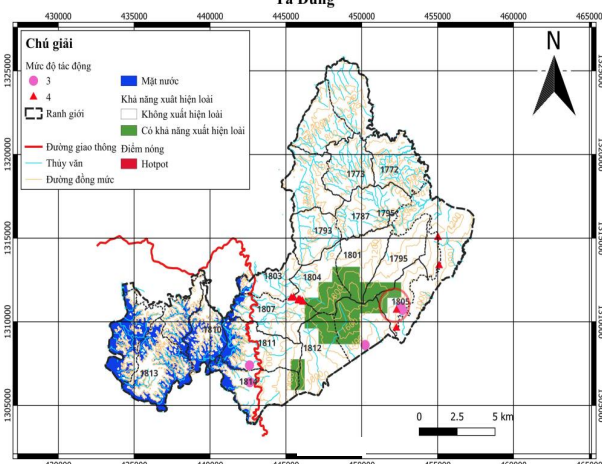
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Dầu baud (*Dipterocarpus baudii*) tại VQG Tà Đùng



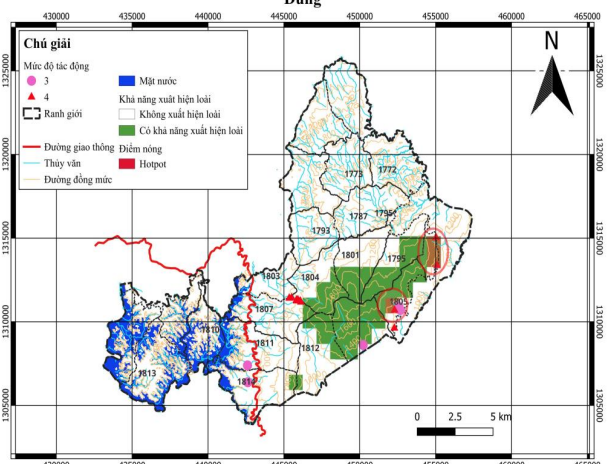
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*) tại VQG Tà Đùng



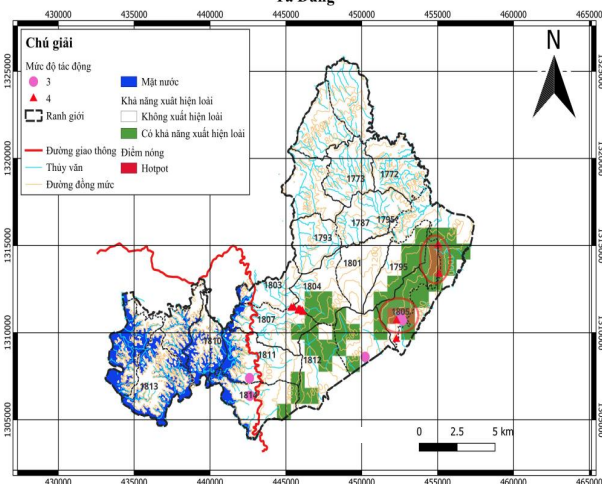
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*) tại VQG Tà Đùng



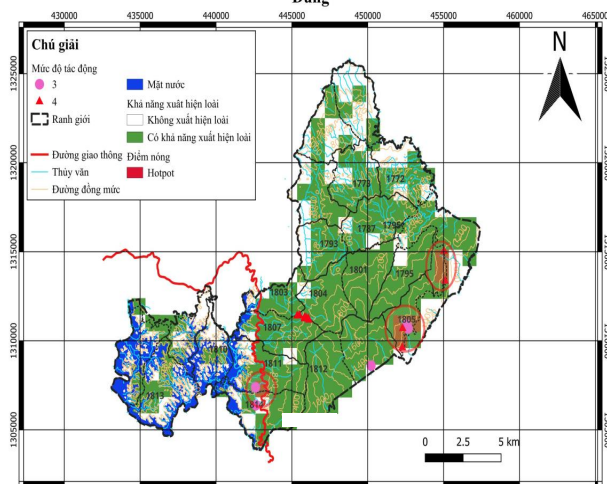
Điểm nóng đa dạng sinh học loài Dẻ langbian (*Quercus langbianensis*) tại VQG Tà Đùng



Điểm nóng đa dạng sinh học loài Thông tre lá dài (*Podocarpus nerifolius*) tại VQG Tà Đùng



Điểm nóng đa dạng sinh học loài Hồng quang (*Rhodoleia championii*) tại VQG Tà Đùng



Hình 3.46. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Kết quả phân tích các điểm hotspots tại VQG Tà Đùng cho thấy có sự chồng lấn rõ rệt giữa vùng phân bố tiềm năng của các loài TGQH và các khu vực chịu tác động nhân sinh. Những khu vực có mức độ tác động cao, đặc biệt tập trung ở phía Đông,

Đông Nam và một phần trung tâm của VQG, được xác định là những vùng có giá trị ưu tiên trong bảo tồn. Đây là những khu vực vừa có tiềm năng sinh thái cao cho nhiều loài, vừa chịu sức ép lớn từ hoạt động của con người, do đó tiềm ẩn nguy cơ suy thoái sinh cảnh nếu không có các biện pháp quản lý kịp thời. Kết quả chi tiết được trình bày trong Bảng 3.16, chỉ ra các vùng với các tiểu khu cần được độ ưu tiên bảo tồn.

Bảng 3.15. Các tiểu khu ưu tiên bảo tồn theo từng loài nghiên cứu

Loài	Tiểu khu ưu tiên bảo tồn
Trầm hương	1795, 1805, 1804, 1812
Trám nâu	1795, 1805, 1804, 1812
Xá xị	1795, 1805, 1804, 1812
Thông nạng	1795, 1805, 1804, 1812
Dầu baud	1795, 1805, 1801, 1804, 1812
Dầu hasselt	1795, 1805, 1801, 1804, 1812
Sồi ba cạnh	1805, 1812, 1804
Dẻ langbian	1795, 1805, 1804
Thông tre	1795, 1805, 1804, 1812
Hồng quang	1795, 1805, 1812, 1814, 1811, 1804

Kết quả của luận án này có nhiều điểm tương đồng với các nghiên cứu trước về xác định điểm nóng đa dạng sinh học tại các khu rừng nhiệt đới, khi các khu vực có mức độ xuất hiện loài cao thường cũng là nơi chịu áp lực lớn từ khai thác gỗ và chuyển đổi rừng sang mục đích khác.

Về phương pháp, luận án sử dụng mô hình MaxEnt để xây dựng bản đồ phân bố tiềm năng của các loài cây gỗ quý hiếm (TGQH). Bản đồ này sau đó được chồng ghép với các lớp thông tin về hiện trạng thảm phủ rừng, trạng thái rừng và mức độ tác động của con người nhằm xác định các điểm nóng đa dạng sinh học. Trong nghiên cứu này, điểm hotspots được xác định là những khu vực vừa có khả năng xuất hiện loài cao (giá trị độ phù hợp sinh thái $\geq 0,5$) vừa chịu áp lực tác động ở mức 3 (trung bình) hoặc mức 4 (cao). Cách tiếp cận tích hợp này không chỉ giúp khoanh định vùng phân bố tiềm năng mà còn làm rõ mối liên hệ giữa sinh cảnh thích hợp và áp lực tác động, từ đó tăng giá trị ứng dụng cho công tác quy hoạch bảo tồn.

Kết quả này có sự tương đồng với nghiên cứu của Sun và cộng sự (2024), khi

nhóm tác giả kết hợp MaxEnt với dữ liệu lớp phủ đất (LULC) và mức độ tác động để xác định điểm hotspots thực vật tại Songnen Plain (Trung Quốc). Tương tự, Jeong và cộng sự (2024) áp dụng phương pháp này cho hai loài động vật quý hiếm ở Hàn Quốc, trong khi Lian và cộng sự (2024) tích hợp MaxEnt với bản đồ lớp phủ để lập bản đồ giàu loài và khoanh vùng điểm hotspots các loài quý hiếm ở Vân Nam (Trung Quốc). Những ví dụ này cho thấy xu hướng sử dụng MaxEnt không chỉ dừng ở việc dự báo phân bố tiềm năng mà còn được mở rộng sang phân tích đa lớp dữ liệu nhằm xác định khu vực ưu tiên bảo tồn.

Tại Việt Nam, Nguyen, T. T., Gliottone, I., & Pham, M. P. (2021) đã áp dụng MaxEnt với các biến khí hậu để dự báo phân bố hiện tại và tương lai của loài *Cunninghamia konishii* ở miền Bắc. Mặc dù nghiên cứu này chưa kết hợp thêm các yếu tố như LULC hay trạng thái rừng để xác định điểm nóng, nhưng vẫn cho thấy hiệu quả của MaxEnt trong khoanh định vùng ưu tiên bảo tồn. So với các cách tiếp cận trước, luận án này có bước tiến mới khi tích hợp dữ liệu hiện trạng thảm phủ rừng, trạng thái rừng và mức độ tác động, từ đó nâng cao khả năng phản ánh thực tiễn và giá trị ứng dụng của mô hình.

Về kết quả, các nghiên cứu trước đây đều cho thấy những khu vực có mức độ đa dạng loài cao thường trùng khớp với các điểm nóng đa dạng sinh học. Nghiên cứu này cũng phản ánh xu hướng đó, khi xác định được các vùng phía Đông, Đông Nam và trung tâm của VQG Tà Đùng là nơi hội tụ điều kiện sinh thái thuận lợi cho nhiều loài TGQH. Đồng thời, đây cũng chính là các khu vực chịu áp lực mạnh từ hoạt động nhân sinh, cho thấy mối quan hệ tương tác giữa tiềm năng đa dạng sinh học và nguy cơ tác động trong thực tiễn quản lý.

Trên cơ sở phát hiện của nghiên cứu, các phân tích chi tiết về từng loài, xác định các khu vực quan trọng được mô tả như sau:

- *Khu vực quan trọng của loài Trầm hương*

Phân tích bản đồ cho thấy phạm vi phân bố tiềm năng của Trầm hương tập trung chủ yếu ở khu vực phía Đông Nam và trung tâm, nơi có mức độ chồng lớp cao với các tác động nhân sinh. Đặc biệt, các tiểu khu 1795, 1805, 1804, 1812 là những khu vực vừa có giá trị đa dạng sinh học cao, phân bố tiềm năng nhưng vừa chịu áp lực lớn từ hoạt động nhân sinh và thay đổi sinh cảnh.

- *Khu vực quan trọng của loài Trám nâu*

Loài Trám nâu có phạm vi phân bố tiềm năng cao tại các khu vực phía Đông và Đông Nam của VQG, với các tiểu khu 1795, 1805, 1804, 1812 cần được ưu tiên bảo tồn.

- *Khu vực quan trọng của loài Xá xị:*

Loài Xá xị có tiềm năng phân bố chủ yếu ở khu vực phía Đông và Đông Nam của VQG VQG Tà Đùng, nơi có độ phù hợp sinh cảnh cao. Các tiểu khu 1795, 1805, 1804, 1812 là những khu vực cần ưu tiên bảo tồn, do tiềm năng phân bố cao và mức độ tác động lớn.

- *Khu vực quan trọng của loài Thông nạng*

Kết quả cho thấy phạm vi phân bố tiềm năng của Thông nạng tập trung chủ yếu ở khu vực phía Đông và Đông Nam, đồng thời nơi đây chịu tác động cao (mức 3 - 4), làm gia tăng nguy cơ suy giảm sinh cảnh.

Một số tiểu khu có giá trị bảo tồn cao cho loài nhưng cũng chịu áp lực lớn có thể kể đến 1795, 1805, 1804, 1812. Những khu vực này đều thể hiện sự chồng lấn giữa vùng phân bố sinh cảnh của loài và mức độ tác động nhân sinh.

- *Khu vực quan trọng của loài Dầu baid*

Một số tiểu khu có mức độ chồng lớp cao và cần được ưu tiên bảo tồn bao gồm tiểu khu 1795, 1805, 1801, 1804 và 1812.

- *Khu vực quan trọng của loài Dầu hasselt*

Kết quả cho thấy khu vực phía Đông và Đông Nam của VQG là nơi tập trung phạm vi phân bố tiềm năng cao của loài, với giá trị dự đoán từ 0,5 đến 1,0 thể hiện điều kiện sinh thái thuận lợi cho sự sinh trưởng và phát triển. Cụ thể, các khu vực quan trọng cần ưu tiên bảo tồn bao gồm 1795, 1805, 1801, 1804 và 1812.

- *Khu vực quan trọng của loài Sồi ba cạnh*

Dựa trên bản đồ, có thể xác định một số tiểu khu có mức độ chồng lớp cao, cần được ưu tiên bảo tồn, bao gồm tiểu khu 1805, 1812 và 1804.

- *Khu vực quan trọng của loài Dẻ langbian*

Kết quả phân tích cho thấy loài Dẻ langbian có phạm vi phân bố tiềm năng cao tập trung chủ yếu ở khu vực trung tâm và phía Đông Nam.

Một số tiểu khu có mức độ ưu tiên bảo tồn cao bao gồm 1795, 1805 và 1804. Những khu vực này vừa có tiềm năng phân bố cao nhưng đồng thời chịu áp lực lớn từ hoạt động nhân sinh.

- Khu vực quan trọng của loài Thông tre

Bản đồ hotspots đa dạng sinh học của loài Thông tre tại VQG Tà Đùng phản ánh mức độ chồng lớp giữa phạm vi phân bố tiềm năng của loài và các tác động môi trường, nhân sinh.

Dựa trên bản đồ, có thể xác định các tiểu khu có mức độ ưu tiên bảo tồn cao, bao gồm tiểu khu 1795, 1805, 1812 và 1804.

Khu vực quan trọng của loài Hồng quang

Hồng quang có vùng phân bố rộng trên toàn bộ khu vực nghiên cứu, cho thấy khả năng thích nghi sinh thái tốt của Hồng quang. Tuy nhiên, dù có phạm vi phân bố rộng, nhưng một số khu vực vẫn chịu áp lực mạnh từ các tác động nhân sinh, đặc biệt là tại các vùng nơi mức độ tác động đạt từ mức 3 đến 4. Các tiểu khu có mức độ ưu tiên bảo tồn cao là 1795, 1805, 1812, 1814, 1811 và 1804.

Các đối tượng nghiên cứu tại VQG Tà Đùng đều có phạm vi phân bố tập trung chủ yếu ở phía Đông, Đông Nam và một phần trung tâm của vườn, nơi có mức độ chồng lớp cao với các tác động nhân sinh. Việc xác định các khu vực có giá trị bảo tồn quan trọng giúp đề xuất các giải pháp bảo vệ hiệu quả, nhằm bảo tồn quần thể loài và duy trì tính bền vững của hệ sinh thái rừng tại VQG Tà Đùng.

Như vậy: Kết quả phân tích các điểm hotspots tại VQG Tà Đùng cho thấy phạm vi phân bố tiềm năng của 10 loài TGQH chủ yếu tập trung ở phía Đông, Đông Nam và một phần trung tâm, với các tiểu khu 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814 được xác định là vùng trọng điểm bảo tồn. Đây là những khu vực vừa có giá trị đa dạng sinh học cao vừa chịu mức độ tác động cao trong quá khứ và vẫn tiềm ẩn những rủi ro hiện tại.

Trên cơ sở kết quả xác định các điểm hotspots đa dạng sinh học, một số ứng dụng thực tiễn được khuyến nghị tại VQG Tà Đùng. Cụ thể:

+ Khoanh vùng ưu tiên bảo tồn: Các tiểu khu có mức độ chồng lớp cao giữa phân bố tiềm năng của loài và mức độ tác động (như 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814) có thể được xác định là vùng trọng điểm, cần tập trung nguồn lực để bảo vệ và giám sát.

+ Hỗ trợ giám sát và tuần tra: Dữ liệu điểm hotspots giúp định hướng xây dựng các tuyến tuần tra, giám sát và lắp đặt thiết bị theo dõi nhằm phát hiện sớm nguy cơ suy thoái sinh cảnh.

+ Phục hồi sinh cảnh: Những khu vực có mức độ tác động mạnh như 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814 nhưng vẫn có giá trị bảo tồn có thể áp dụng triển khai các biện pháp phục hồi rừng, như trồng bổ sung cây bản địa, khoanh nuôi tái sinh hoặc kiểm soát loài ngoại lai xâm lấn. Việc kết hợp với cộng đồng địa phương trong phục hồi và quản lý sinh cảnh cũng được khuyến nghị, nhằm gắn bảo tồn với phát triển sinh kế bền vững.

+ Tích hợp bản đồ hotspots vào quy hoạch bảo tồn sẽ tạo điều kiện kết nối VQG Tà Đùng với các khu rừng lân cận, góp phần hình thành hành lang sinh học liên vùng. Đây là giải pháp quan trọng để nâng cao hiệu quả bảo tồn các loài cây gỗ quý hiếm trong bối cảnh biến đổi khí hậu, khi mà các sinh cảnh thích hợp có xu hướng thu hẹp và dịch chuyển theo không gian.

3.5.2. Đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng.

a) Cơ hội và thách thức trong công tác bảo tồn các loài TGQH tại VQG Tà Đùng:

Trên nền tảng các kết quả nghiên cứu đã được trình bày ở các phần trước, hội thảo tham vấn đã được tổ chức với sự tham gia của Ban lãnh đạo và cán bộ kỹ thuật VQG Tà Đùng nhằm chia sẻ kết quả, đồng thời thảo luận các giải pháp bảo tồn trên cơ sở khoa học và thực tiễn quản lý tại địa phương (Hình 3.46). Công cụ phân tích SWOT được áp dụng (Bảng 3.16) để nhận diện một cách hệ thống các điểm mạnh (Strengths), điểm yếu (Weaknesses), cơ hội (Opportunities) và thách thức (Threats) đặc thù của khu vực nghiên cứu.

Việc kết hợp dữ liệu mô hình hóa, kết quả kiểm chứng thực địa và phân tích SWOT cho phép đề xuất các giải pháp bảo tồn không chỉ dựa trên tiềm năng sinh thái mà còn phản ánh đúng những điều kiện và hạn chế trong thực tiễn quản lý. Đây là bước trung gian quan trọng nhằm chuyển hóa các kết quả nghiên cứu từ mức độ lý thuyết sang công cụ hỗ trợ ra quyết định, phục vụ trực tiếp cho công tác bảo tồn đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng. Kết quả thảo luận được tổng hợp tóm tắt trong Bảng 3.16.

Bảng 3.16. Phân tích SWOT trong công tác bảo tồn đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng trong bối cảnh biến đổi khí hậu

Strengths (Điểm mạnh) - VQG Tà Đùng có diện tích rừng tự nhiên lớn (≈ 17.200 ha), độ che phủ cao, nhiều vùng còn giữ được tính nguyên sinh.	Weaknesses (Điểm yếu) - Nguồn lực tài chính, nhân lực và trang thiết bị phục vụ tuần tra – giám sát còn hạn chế.
--	--

- Đa dạng sinh học phong phú: ghi nhận 294 loài cây gỗ, trong đó có nhiều loài quý hiếm nằm trong Sách Đỏ Việt Nam và IUCN. - Địa hình phức tạp, khó tiếp cận (trên 1.200 m), giúp giảm áp lực khai thác trực tiếp của con người. - Đã có hệ thống bản đồ phân bố tiềm năng và hotspots từ kết quả nghiên cứu, hỗ trợ trực tiếp cho công tác quản lý và giám sát. - Ban Quản lý VQG có đội ngũ cán bộ kỹ thuật chuyên trách, kinh nghiệm trong công tác bảo tồn và hợp tác nghiên cứu.	- Hệ thống giám sát sinh cảnh chủ yếu dựa vào phương pháp truyền thống, chưa ứng dụng đồng bộ UAV, LiDAR và dữ liệu vệ tinh. - Công tác kiểm chứng thực địa chưa bao phủ hết các sinh cảnh, đặc biệt tại vùng có xác suất phân bố loài thấp. - Nhiều loài TGQH (như Trầm hương, Thông tre, Dầu hasselt) có mật độ cá thể thấp, dẫn đến khó khăn trong phục hồi và nhân giống. - Sự phối hợp giữa các bên liên quan (cộng đồng, chính quyền, doanh nghiệp) chưa thực sự chặt chẽ và hiệu quả.
Opportunities (Cơ hội) - Sự quan tâm của Nhà nước và các tổ chức quốc tế đến bảo tồn đa dạng sinh học và thích ứng biến đổi khí hậu ngày càng tăng. - Khả năng tích hợp kết quả nghiên cứu (SDMs, hotspots) vào quy hoạch bảo tồn và phát triển kinh tế – xã hội địa phương. - Các công nghệ mới (AI, viễn thám, UAV, GIS) mở ra cơ hội nâng cao năng lực giám sát và quản lý tài nguyên rừng. - Xu hướng phát triển sinh kế bền vững gắn với bảo tồn (CBNRM, du lịch sinh thái, chi trả dịch vụ môi trường rừng). - Mạng lưới hợp tác nghiên cứu quốc tế, các dự án hỗ trợ kỹ thuật và tài chính (Erasmus+, USAID, WWF, IUCN) sẵn có.	Threats (Thách thức) - Tác động của biến đổi khí hậu (nhiệt độ tăng, lượng mưa biến động) làm suy giảm hoặc dịch chuyển sinh cảnh phù hợp của nhiều loài. - Áp lực từ các hoạt động nhân sinh: khai thác trái phép, cháy rừng, chuyển đổi mục đích sử dụng đất, phát triển nông nghiệp. - Sự xâm lấn của loài ngoại lai và suy thoái đất tại các khu vực rìa rừng. - Suy giảm quần thể tự nhiên ở một số loài TGQH, nguy cơ mất đa dạng di truyền. - Tốc độ phát triển kinh tế – xã hội tại khu vực Tây Nguyên làm gia tăng nguy cơ xung đột giữa mục tiêu bảo tồn và phát triển.

- Điểm mạnh (Strengths):

Kết quả phân tích SWOT (Bảng 3.16) cho thấy VQG Tà Đùng có nhiều lợi thế nội tại trong công tác bảo tồn. Điểm mạnh lớn nhất là diện tích rừng tự nhiên rộng (~17.200 ha), tính nguyên sinh cao và sự đa dạng sinh học phong phú, với 294 loài cây gỗ đã được ghi nhận, trong đó có nhiều loài quý hiếm nằm trong Sách Đỏ Việt Nam và danh mục IUCN. Địa hình phức tạp, độ cao lớn và khó tiếp cận (trên 1.200 m) giúp giảm thiểu tác động trực tiếp của con người. Ngoài ra, luận án đã bước đầu xây dựng hệ thống bản đồ phân bố tiềm năng và hotspots, cung cấp công cụ hỗ trợ trực tiếp cho quản lý và giám sát. Ban Quản lý VQG cũng có đội ngũ cán bộ chuyên trách có kinh nghiệm trong công tác bảo tồn và hợp tác nghiên cứu. Tuy nhiên, vẫn tồn tại nhiều điểm yếu.

- Weaknesses (Điểm yếu)

Nguồn lực tài chính, nhân sự và trang thiết bị phục vụ tuần tra, giám sát còn hạn chế; hệ thống giám sát sinh cảnh chủ yếu dựa trên phương pháp truyền thống, chưa ứng dụng rộng rãi UAV, LiDAR hay dữ liệu vệ tinh. Công tác kiểm chứng thực địa chưa bao phủ đầy đủ các sinh cảnh, đặc biệt là những khu vực có xác suất phân bố loài thấp. Một số loài TGQH như Trầm hương, Thông tre, Dầu hasselt có mật độ cá thể thấp, làm gia

tăng khó khăn trong phục hồi và nhân giống. Ngoài ra, sự phối hợp giữa các bên liên quan (cộng đồng, chính quyền, doanh nghiệp) còn thiếu chặt chẽ và hiệu quả.

- Opportunities (Cơ hội)

Sự quan tâm ngày càng gia tăng từ Nhà nước và các tổ chức quốc tế về đa dạng sinh học và biến đổi khí hậu tạo điều kiện thuận lợi để lồng ghép bảo tồn vào chiến lược phát triển. Xu hướng phát triển sinh kế bền vững dựa trên mô hình cộng đồng (CBNRM), du lịch sinh thái và chi trả dịch vụ môi trường rừng đang mở rộng. Các tiến bộ công nghệ mới (AI, UAV, GIS, SDMs) cùng với mạng lưới hợp tác nghiên cứu và hỗ trợ tài chính quốc tế (Erasmus+, USAID, WWF, IUCN) là nguồn lực quan trọng để nâng cao năng lực giám sát và quản lý. Ngược lại, VQG Tà Đùng cũng phải đối diện nhiều thách thức.

Threats (Thách thức)

Biến đổi khí hậu với sự gia tăng nhiệt độ và biến động lượng mưa làm suy giảm hoặc dịch chuyển sinh cảnh phù hợp cho nhiều loài. Các áp lực nhân sinh như khai thác trái phép, cháy rừng, chuyển đổi mục đích sử dụng đất và mở rộng nông nghiệp tiếp tục đe dọa hệ sinh thái. Sự xâm lấn của loài ngoại lai, suy giảm quần thể tự nhiên của một số loài TGQH, cùng tốc độ phát triển kinh tế – xã hội nhanh tại Tây Nguyên làm gia tăng nguy cơ xung đột giữa mục tiêu phát triển và bảo tồn.

Kết quả phân tích SWOT đã chỉ ra rõ những điểm mạnh, điểm yếu, cơ hội và thách thức đặc thù trong công tác bảo tồn đa dạng sinh học tại VQG Tà Đùng. Trên cơ sở đó, các nhóm giải pháp bảo tồn được xây dựng theo hướng tận dụng lợi thế nội tại, khai thác hiệu quả cơ hội bên ngoài, đồng thời khắc phục hạn chế và giảm thiểu rủi ro. Cách tiếp cận này vừa đảm bảo tính phù hợp với bối cảnh thực tiễn, vừa góp phần định hướng quản lý bảo tồn theo hướng chủ động, khoa học và bền vững.

b) Đề xuất giải pháp bảo tồn loài TGQH thích ứng với biến đổi khí hậu tại VQG Tà Đùng.

Các nhóm giải pháp cụ thể gồm có:

(i) Nhóm chiến lược SO (phát huy điểm mạnh – tận dụng cơ hội)

Dựa trên lợi thế về đa dạng sinh học cao và địa hình phức tạp, kết hợp với các nguồn lực hợp tác quốc tế, nhóm giải pháp này tập trung vào:

Ứng dụng công nghệ hiện đại (UAV, LiDAR, dữ liệu vệ tinh đa thời gian) và GIS để nâng cao năng lực giám sát, phát hiện sớm nguy cơ suy thoái.

Phát triển hợp tác nghiên cứu và bảo tồn quốc tế, tận dụng ưu thế về tính đa dạng loài của VQG để thu hút nguồn lực tài chính – kỹ thuật.

Gắn bảo tồn với phát triển du lịch sinh thái và giáo dục môi trường, nhằm vừa bảo vệ tài nguyên vừa nâng cao nhận thức cộng đồng và tạo nguồn thu bền vững.

Phát triển các chương trình bảo tồn dựa vào cộng đồng (CBNRM), gắn bảo tồn với sinh kế bền vững (du lịch sinh thái, nông – lâm kết hợp).

Tích hợp dữ liệu điểm hotspots và phân bố tiềm năng vào quy hoạch phát triển kinh tế – xã hội địa phương, nhằm đồng thời đạt mục tiêu bảo tồn và phát triển. Việc chồng lớp giữa khu phân bố tiềm năng cao và vùng chịu tác động mạnh cho thấy những khu vực cần ưu tiên bảo tồn và phục hồi như 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814. Đồng thời, thông tin về phân bố tiềm năng loài trong tương lai (dưới tác động của biến đổi khí hậu) giúp VQG Tà Đùng chủ động điều chỉnh quy hoạch theo hướng thích ứng như ưu tiên đầu tư phục hồi ở các vùng có tiềm năng sinh thái cao.

(ii) Nhóm chiến lược ST (phát huy điểm mạnh – giảm thiểu thách thức)

Tận dụng lợi thế rừng nguyên sinh và địa hình hiểm trở để đối phó với các tác động tiêu cực từ biến đổi khí hậu và khai thác trái phép, cụ thể như sau:

Khoanh vùng bảo vệ nghiêm ngặt tại các tiểu khu trọng điểm (1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814).

Thiết lập các vùng bảo tồn lõi ít bị tác động nhân sinh, kết hợp với hệ thống cảnh báo sớm và quản lý rủi ro như phòng cháy chữa cháy, ngăn chặn khai thác gỗ và lâm sản ngoài gỗ trái phép, kiểm soát loài ngoại lai xâm lấn.

Phối hợp kiểm lâm và cộng đồng trong kiểm soát khai thác, phòng cháy chữa cháy và ứng phó biến đổi khí hậu.

(iii) Nhóm chiến lược WO (khắc phục điểm yếu – tận dụng cơ hội)

Đầu tư nâng cấp hạ tầng quản lý, bổ sung trang thiết bị giám sát rừng hiện đại và mở rộng mạng lưới trạm quan trắc khí hậu – sinh thái.

Mở rộng hợp tác với các tổ chức bảo tồn quốc tế để bù đắp hạn chế về nguồn lực tài chính và nhân lực kỹ thuật.

Tăng cường đào tạo cán bộ quản lý và nghiên cứu sinh địa phương, kết hợp với chuyển giao công nghệ từ các dự án hợp tác quốc tế.

Tăng cường năng lực cho cán bộ kỹ thuật thông qua các khóa tập huấn về SDMs, GIS, và công cụ giám sát hiện đại.

Hoàn thiện cơ sở dữ liệu đa dạng sinh học, đặc biệt là cho 21 loài cây gỗ quý hiếm, nhằm phục vụ tốt hơn công tác dự báo và quy hoạch bảo tồn.

(iv) Nhóm chiến lược WT (giảm thiểu điểm yếu – hạn chế rủi ro)

Tập trung giảm thiểu nguy cơ từ khai thác, suy thoái và biến đổi khí hậu, thông qua: Kiểm soát chặt chẽ khai thác gỗ, lâm sản ngoài gỗ và săn bắt động vật hoang dã.

Phục hồi sinh cảnh tại các khu vực bị tác động mạnh bằng trồng bổ sung loài bản địa và xúc tiến tái sinh tự nhiên.

Thiết lập hành lang sinh học kết nối VQG Tà Đùng với các khu bảo tồn lân cận để tăng khả năng thích ứng của quần xã.

Ưu tiên phục hồi rừng tại những khu vực bị tác động mạnh (các tiểu khu 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814), thông qua trồng bổ sung cây bản địa và xúc tiến tái sinh tự nhiên.



Hình 3.47. Một số hình ảnh thảo luận đề xuất giải pháp tại VQG Tà Đùng

CHƯƠNG 4. KẾT LUẬN, TỒN TẠI VÀ KIẾN NGHỊ

4.1. Kết luận

a) Một số kết luận chính

Luận án đã cung cấp cơ sở khoa học cho công tác quản lý và bảo tồn bền vững các loài thực vật TGQH tại VQG Tà Đùng. Việc tích hợp viễn thám, GIS, mô hình SDMs, học máy và phân tích thống kê đã chứng minh tính hiệu quả trong nghiên cứu đa dạng sinh học và đánh giá tác động của biến đổi khí hậu ở quy mô cảnh quan. Các sản phẩm bản đồ phân bố tiềm năng và bản đồ hotspots không chỉ phục vụ trực tiếp cho quản lý bảo tồn mà còn cho thấy tính ứng dụng thực tiễn của các công nghệ này. Một số kết luận chính được tóm tắt như sau

i) *Phân loại và xây dựng bản đồ trạng thái rừng dựa vào ảnh vệ tinh*: Kết quả phân loại rừng tại VQG Tà Đùng đạt độ tin cậy OA = 85.24%%, Kappa = 0,76 đối với trạng thái thảm phủ. Diện tích rừng ít bị tác động chiếm 62%, rừng tác động trung bình và rừng tác động mạnh lần lượt là 20% và 18%.

ii) *Ứng dụng mô hình SDMs để xác định vùng sinh thái tiềm năng, hỗ trợ điều tra khảo sát thực địa*: Nghiên cứu đã lựa chọn 10 biến đầu vào (Bio01, Bio03, Bio04, Bio12, Bio16, NDVI, hiện trạng thảm phủ rừng, độ dốc, độ cao và pH đất) để xây dựng mô hình SDMs dự báo phân bố tiềm năng của 10 loài TGQH với kết quả mô hình đạt AUC = 0,7, khoảng tin cậy 95% cho thấy độ tin cậy trong đánh giá. Kết quả kiểm chứng thực địa cho thấy 91% ô mẫu dự báo có ghi nhận loài, khẳng định tính khả thi của SDMs trong điều kiện dữ liệu hạn chế và hiệu quả trong tối ưu hóa khảo sát thực địa.

iii) *Tính toán chỉ số đa dạng sinh học và phân tích tác động của địa hình (độ dốc, độ cao) đến đa dạng sinh học của lâm phần*:

Hệ sinh thái rừng tại VQG Tà Đùng được đặc trưng bởi sự ưu thế của các loài phổ biến như Chò xót, Nhãn rừng, Trâm trắng, trong khi 10 loài cây gỗ quý hiếm có giá trị IVI thấp, phản ánh tình trạng suy giảm quần thể. Quần xã thực vật thể hiện mức độ đa dạng và ổn định cao với các chỉ số Shannon = 4,82, Simpson = 0,99 và Margalef = 32,62, phản ánh tính đa dạng cao đặc trưng của rừng mưa nhiệt đới tại Tà Đùng. Độ cao là yếu tố chi phối chính đến phân hóa thành phần loài, trong khi độ dốc chỉ đóng vai trò thứ yếu. Vùng sinh cảnh trên 1.200m có mức đa dạng sinh học cao hơn, trong khi các khu vực thấp (<1.000m) bị suy giảm thành phần loài do ảnh hưởng từ các hoạt động của con người.

vi) *Dự báo phân bố tiềm năng của các loài TGQH theo các kịch bản biến đổi khí hậu trong tương lai:* Thuật toán MaxEnt đã dự báo hiệu quả vùng phân bố tiềm năng theo các kịch bản biến đổi khí hậu của các loài TGQH tại VQG Tà Đùng với AUC giao động từ 0,78–0,97, khoảng tin cậy 95% cho thấy độ tin cậy trong đánh giá. Kết quả chỉ ra rằng phần lớn các loài nghiên cứu tập trung ở phía Đông–Đông Nam và trung tâm VQG. Dưới kịch bản biến đổi khí hậu SSP5-8.5, cả hai mô hình khí hậu (EC-Earth3-Veg, HadGEM3-GC31-LL) đều dự báo sự suy giảm mạnh phạm vi phân bố trong thế kỷ XXI, đặc biệt giai đoạn 2061–2080. Các loài như Sồi ba cạnh, Trầm hương, Dầu hasselt, Dẻ langbian và Thông tre có nguy cơ suy giảm nghiêm trọng, trong khi Xá xị, Trám nâu, Dầu baud, Thông nạng và Hồng quang cho thấy khả năng thích nghi và phục hồi cục bộ vào cuối thế kỷ.

v) *Xác định điểm hotspots đa dạng sinh học và đề xuất giải pháp bảo tồn các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng:*

Các tiểu khu 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814 là những khu vực ưu tiên về bảo tồn đa dạng sinh học.

Các ứng dụng và giải pháp bảo tồn tại VQG Tà Đùng trong bối cảnh biến đổi khí hậu như sau:

- + Thiết lập hệ thống giám sát rừng thông minh dựa trên nền tảng GEE, QGIS và UAV/Drone.

- + Khoanh vùng bảo tồn trọng điểm tại các tiểu khu 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814 kết hợp với chốt bảo vệ, tuần tra định kỳ và UAV để giảm áp lực xâm lấn.

- + Hỗ trợ giám sát và tuần tra thông qua dữ liệu bản đồ phân bố tiềm năng và hotspots, xây dựng thiết kế tuyến tuần tra và lắp đặt thiết bị cảnh báo sớm suy thoái sinh cảnh.

- + Ưu tiên phục hồi và quản lý rủi ro tại các khu vực phía Tây và Tây Bắc của VQG – nơi sinh cảnh ít phù hợp, cùng một số tiểu khu có mức độ tác động cao như 1795, 1801, 1805, 1804, 1812, 1811 và 1814 – cần được đưa vào kế hoạch phục hồi rừng (trồng bổ sung cây bản địa, xúc tiến tái sinh tự nhiên). Đồng thời, cần triển khai biện pháp quản lý rủi ro, bao gồm kiểm soát cháy rừng, khai thác trái phép và chuyển đổi mục đích sử dụng đất, nhằm giảm thêm áp lực đối với các sinh cảnh vốn đã nhạy cảm.

+ Tích hợp quy hoạch bảo tồn bằng cách đưa dữ liệu hotspots vào quy hoạch bảo tồn phát triển của VQG, đồng thời xây dựng hành lang sinh học kết nối Tà Đùng với các khu bảo tồn lân cận.

Các giải pháp bảo tồn tại VQG Tà Đùng được định hướng theo cách tiếp cận tổng hợp, kết hợp giữa thiết lập các vùng bảo tồn nghiêm ngặt, phục hồi sinh cảnh và ứng dụng công nghệ hiện đại trong giám sát – quản lý.

4.2. Tồn tại

Bên cạnh những kết quả đã đạt được, nghiên cứu vẫn tồn tại một số hạn chế nhất định do các điều kiện khách quan và chủ quan, cụ thể như sau:

i) *Giới hạn về phạm vi loài nghiên cứu*: Trong tổng số 21 loài TGQH được ghi nhận tại VQG Tà Đùng, luận án mới chỉ tập trung điều tra chi tiết và phân tích 10 loài tiêu biểu. Điều này có thể chưa phản ánh toàn diện sự đa dạng và đặc điểm phân bố của tất cả các loài quý hiếm trong khu vực.

ii) *Giới hạn về kiểm chứng mô hình ở các vùng có xác suất thấp*: Do hạn chế về thời gian và nguồn lực, trong luận án này mới tập trung kiểm chứng mô hình vào các khu vực có xác suất phân bố cao, trong khi các vùng có xác suất thấp hoặc trung bình chưa được khảo sát đầy đủ, có thể dẫn tới bỏ sót những sinh cảnh tiềm năng.

iii) *Kiểm chứng thực địa còn chưa toàn diện*: Các điểm vắng mặt (absence) chưa được kiểm chứng đầy đủ, có thể ảnh hưởng đến đánh giá độ đặc hiệu (specificity) của mô hình.

iv) *Hạn chế trong việc so sánh mô hình*: Nghiên cứu chỉ ứng dụng mô hình MaxEnt trong dự báo phân bố loài. Các mô hình khác như BIOMOD2, Random Forest (RF), Generalized Additive Models (GAM) hay Ensemble models chưa được thử nghiệm để đối sánh, đánh giá và lựa chọn mô hình tối ưu. Điều này hạn chế khả năng khẳng định hiệu suất tốt nhất của mô hình đang sử dụng.

4.3. Kiến nghị

Dựa trên những kết quả đạt được và các hạn chế đã được chỉ ra, luận án đề xuất một số kiến nghị nhằm định hướng cho nghiên cứu và quản lý trong tương lai:

(i) *Về nghiên cứu khoa học*

Trong các nghiên cứu tiếp theo, có thể xem xét mở rộng phạm vi phân tích sang toàn bộ 21 loài TGQH hiện diện tại VQG Tà Đùng, để phản ánh đầy đủ hơn giá trị đa dạng sinh học và tạo cơ sở dữ liệu toàn diện hơn cho công tác bảo tồn.

Việc kiểm chứng thực địa cũng nên được tăng cường, đặc biệt tại các khu vực có xác suất phân bố thấp hoặc trung bình, nhằm nâng cao độ tin cậy và tính đại diện của mô hình dự báo.

Bên cạnh đó, cần khuyến khích việc thử nghiệm và đối sánh nhiều mô hình dự báo phân bố loài khác nhau (như Random Forest, GAM, BIOMOD2, Ensemble models) bên cạnh MaxEnt, để có cơ sở lựa chọn phương pháp phù hợp nhất với từng điều kiện sinh thái và tập dữ liệu cụ thể.

Ngoài ra, việc tích hợp thêm các biến môi trường động như khí hậu vi mô, đặc điểm đất, cũng như các yếu tố kinh tế – xã hội, sẽ giúp phân tích được đa chiều hơn, từ đó nâng cao khả năng giải thích và ứng dụng kết quả nghiên cứu vào thực tiễn quản lý – bảo tồn.

(ii) Về quản lý bảo tồn

Ban Quản lý VQG Tà Đùng nên xem xét xây dựng mạng lưới giám sát dài hạn, kết hợp ứng dụng các công nghệ hiện đại như UAV, LiDAR và dữ liệu vệ tinh đa thời gian, nhằm phát hiện sớm các biến động sinh cảnh và xu hướng suy thoái.

Cần ưu tiên khoanh vùng bảo tồn trọng điểm tại các tiểu khu có giá trị đa dạng sinh học cao hoặc đang chịu áp lực lớn, đồng thời triển khai các biện pháp phục hồi sinh cảnh, bao gồm trồng bổ sung các loài cây bản địa và xúc tiến tái sinh tự nhiên.

Việc tích hợp dữ liệu bản đồ hotspots và bản đồ phân bố tiềm năng vào quy hoạch quản lý bảo tồn sẽ góp phần kết nối VQG Tà Đùng với các khu bảo tồn lân cận, qua đó hình thành hành lang sinh học liên vùng, tăng cường hiệu quả bảo tồn đa dạng sinh học trong bối cảnh biến đổi khí hậu.

(iii) Về cộng đồng và chính sách

Đẩy mạnh bảo tồn dựa vào cộng đồng (CBNRM), gắn với phát triển sinh kế bền vững nhằm giảm áp lực khai thác và nâng cao ý thức, sự tham gia của người dân. Tăng cường phối hợp liên ngành trong kiểm soát cháy rừng, ngăn chặn khai thác trái phép và quản lý chặt chẽ chuyển đổi mục đích sử dụng đất. Mở rộng hỗ trợ kỹ thuật, tài chính và chia sẻ dữ liệu để thúc đẩy nghiên cứu và hợp tác liên vùng. Đồng thời, phát triển các chiến lược thích ứng biến đổi khí hậu ở quy mô rộng hơn, nâng cao năng lực bảo tồn dài hạn cho hệ sinh thái rừng Tây Nguyên trong điều kiện thực tiễn và nguồn lực sẵn có.

DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC ĐÃ CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ

A. Tạp chí

1. Application of species distribution models to predict the distribution model of *Cinnamomum balansae* Lecomte in Ta Dung National Park, Dak Nong, Viet Nam. International Journal of Latest Engineering Research and Applications (IJLERA). ISSN: 2455-7137. Volume – 09, Issue – 09, September 2024, PP – 01-11. DOI.10.56581/IJLERA.9.9.01-11. IF=2,105
2. Classification of forest cover of Ta Dung National Park, Vietnam using optical satellite images. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 1391 012018. DOI 10.1088/1755-1315/1391/1/012018.SCOPUS
3. Đánh giá hiệu suất của ảnh vệ tinh Sentinel 2A và PlanetScope trong phân loại thảm phủ rừng tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, Đắk Nông, Việt Nam. Tạp chí Khoa học Lâm Nghiệp. Số 02.2024. Page: 84-98
4. Ứng dụng của công nghệ viễn thám và GIS trong việc mô hình hóa không gian phân bố thực vật thích ứng với biến đổi khí hậu. Tạp chí Khoa học Lâm Nghiệp. Số 04.2024. Page: 93-113.
5. Assessment of stand structure characteristics in forest compartments containing *Cinnamomum balansae* in Ta Dung National Park, Dak Nong Province, Viet Nam. International Journal of Latest Engineering Research and Applications (IJLERA). ISSN: 2455-7137. pp 01 - 12, Vol 10 - No. 03, 2025. 10.56581/IJLERA.10.3.01-12. IF=2,105

B. Bài báo hội thảo Quốc tế

1. “Application of GIS technology, remote sensing, and data analysis for studying woody plant biodiversity in Ta Dung National Park, Dak Nong”, hội thảo ASTRA 2024 (2nd National Conference on Advances in Science and Technology for Regenerative Agriculture) do Viện Công nghệ Bannari Amman, Sathyamangalam, Ấn Độ, hợp tác với Đại học Brunei Darussalam tổ chức (đã có chấp nhận đăng của của Ban tổ chức hội thảo).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

A. TIẾNG VIỆT

- [1]. Bảo Huy, Cao Thị Lý, Võ Hùng, Nguyễn Đức Định, Phạm Đoàn Phú Quốc, Hoàng Trọng Khánh, Nguyễn Công Tài Anh, Hồ Đình Bảo, Nguyễn Thế Hiển (2014), “*Báo cáo kết quả điều tra phân bố, sinh thái của một số loài thực vật TGQH phục vụ công tác bảo tồn nguồn gen tại tỉnh Đắk Lắk*”, Đắk Lắk
- [2]. Báo cáo đa dạng sinh học Vườn Quốc Gia Tà Đùng, 2022.
- [3]. Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn,(2006), *Cẩm nang ngành Lâm nghiệp*, Hà Nội
- [4]. Nguyễn Văn Hành (2013), “*Đánh giá tính đa dạng thực vật thân gỗ tại khu bảo tồn thiên nhiên Sơn Trà*”, Tp Đà Nẵng, Đại Học Đà Nẵng.
- [5]. Nguyễn Văn Hợp (2017), “*Một số đặc điểm hệ thực vật thân gỗ của kiểu phụ rừng lùn tại VQG Bidoup – Núi Bà, tỉnh Lâm Đồng*”, *Tạp chí khoa học và công nghệ lâm nghiệp*, (3), tr 27 – 35.
- [6]. Dương Trung Hiếu, Nguyễn Thị Tuyền, Cấn Kim Hưng, Hoàng Văn Sâm (2020), “*Chỉ số đa dạng sinh học thực vật tại khu bảo tồn thiên nhiên Đồng Sơn – Kỳ Thượng, tỉnh Quảng Ninh*”, *Tạp chí khoa học và công nghệ lâm nghiệp*, 3, tr 90-95
- [7]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2017-2021), *Nghiên cứu phương pháp sử dụng đa dữ liệu trong bảo tồn đa dạng sinh học tại tỉnh Đắk Nông, Tây Nguyên, Việt Nam*, dự án PEER do USAID tài trợ.
- [8]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2022-2025), *Nghiên cứu các loài chè phân bố tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, xác định giá trị và đề ra các giải pháp bảo tồn, phát triển có hiệu quả*, đề tài cấp tỉnh, Sở Khoa học và Công nghệ tỉnh Đắk Nông
- [9]. Nguyễn Thị Thanh Hương, Châu Thị Như Quỳnh, Nguyễn Đức Định, Phan Thị Hằng, Cao Thị Hoài, Nguyễn Thế Hiển, Đặng Ngọc Trí, Ngô Thế Sơn, Đoàn Minh Trung, Hồ Đình Bảo, Ngô Thị Thùy Phương, Nguyễn Công Tài Anh, Võ Hùng và Hoàng Trọng Khánh (2018), “*Thử nghiệm định lượng đa dạng loài thực vật thân gỗ tại tỉnh Đắk Nông dựa vào ảnh vệ tinh*”, *Tạp chí khoa học, chuyên đề khoa học và công nghệ*, trường Đại học sư phạm Thành Phố Hồ Chí Minh, 15(11b), tr 54 – 62.
- [10]. Nguyễn Thị Thanh Hương, Nguyễn Đức Định, Châu Thị Như Quỳnh, Nguyễn Thế Hiển, Phan Thị Hằng, Cao Thị Hoài, Hồ Đình Bảo (2019), “*Đa dạng loài thực thân gỗ của kiểu rừng lá rộng thường xanh tại Vườn Quốc Gia Tà Đùng, tỉnh Đắk Nông*”, *Đại học Tây Nguyên*. 4(2), tr 80-88.
- [11]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2020), “*Định lượng tài nguyên rừng dựa vào nguồn đa dữ liệu*”, Đại học Tây Nguyên.
- [12]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2021). “*Ứng dụng Viễn thám và GIS trong Lâm nghiệp – Lượng hóa tài nguyên rừng dựa vào nguồn đa dữ liệu*”. Nhà xuất bản Đại học Huế.
- [13]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2022), “*Phương pháp ứng dụng viễn thám và GIS trong lâm nghiệp*”, Nhà xuất bản Đại học Huế.
- [14]. Lê Thái Hùng, Trần Tùng Đức, Trần Nam Thắng & Đinh Tiến Tài (2020), “*Đặc điểm thành phần loài và chỉ số đa dạng sinh học của thực vật thân gỗ ưu hợp cây họ dầu thuộc rừng kín thường xanh ở huyện a Lưới, tỉnh Thừa thiên Huế*”, *HUAF Journal of Agricultural Science & Technology*, 4(1), tr 1776–1786.
- [15]. Phạm Văn Hường, Trần Thị Bích Nguyệt, Kiều Phương Anh, Phạm Thị Luận, 2021, “*Đặc điểm cấu trúc và đa dạng tầng cây gỗ của kiểu rừng kín cây lá rộng thường xanh ẩm á nhiệt đới tại Vườn Quốc Gia Tà Đùng*”, *Tạp chí khoa học và công nghệ lâm nghiệp* số 1 – 2021, 36-43
- [16]. Đặng Vũ Khắc, 2023, “*So sánh các phương pháp phân loại ảnh vệ tinh Landsat-8 để*

xây dựng bản đồ lớp phủ mặt đất tại thành phố Hạ Long”, *Tạp chí khoa học*, Trường Đại học Sư phạm Hà Nội, 68 (1), tr 116-132.

[17]. Châu Thị Như Quỳnh (2019), “*Thử nghiệm ứng dụng ảnh viễn thám và GIS để đánh giá đa dạng loài thực vật thân gỗ ở kiểu rừng lá rộng thường xanh trong Vườn quốc gia Tà Đùng, tỉnh Đắk Nông*”, Luận văn thạc sĩ, Đại học Tây Nguyên.

[18]. Nguyễn Văn Quý, Phạm Thanh Hà, Nguyễn Thanh Tuấn và Nguyễn Văn Hợp (2021), “Phân bố và quan hệ không gian của các loài cây gỗ trong rừng lá rộng thường xanh ở Vườn Quốc gia Kon Ka Kinh, tỉnh Gia Lai”, *Tạp chí khoa học Đại học Cần Thơ*, Tập 58, Số 3: 191-203, <https://doi.org/10.22144/CTU.JVN.2022.075>

[19]. Phạm Thị Kim Thoa (2015), “Đa dạng thực vật thân gỗ tự nhiên và hiện trạng khai thác tài nguyên thực vật rừng tại khu bảo tồn biển Cù Lao Chàm – thành phố Hội An”, *Tạp chí khoa học lâm nghiệp*, Viện KHLNVN – VAFS, (1), tr 69 – 76.

[20]. Trần Quang Bảo, Nguyễn Trọng Cường, Lê Sỹ Doanh, Lê Nguyên Khang, Phạm Văn Duẩn, Nguyễn Văn Thị, Đinh Văn Tuyền & Lê Đức Nhật Minh (2023) “Kết hợp ảnh vệ tinh Sentinel 2 và Google Earth Engine để xác định diện tích rừng chuyển đổi sang đất nông nghiệp giai đoạn 2016–2021: Trường hợp nghiên cứu tại huyện Đắk Glong, tỉnh Đắk Nông”. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp*, 2, tr 54–64.

[21]. Trịnh Thu Thủy và Lê Như Nga, 2025, “Đánh giá các phương pháp phân loại lớp phủ thực vật tỉnh Hà Giang sử dụng dữ liệu ảnh vệ tinh Sentinel-2”, *Môi trường*, số 02/2025, tr 41-48

[22]. Phạm Hồng Tính và Mai Sỹ Tuấn (2016), “Phân tích định lượng các chỉ số đa dạng sinh học và phân bố của thảm thực vật thân gỗ rừng ngập mặn ven biển miền Bắc Việt Nam”, *Tạp chí sinh học*, 38(1), tr 53 – 60.

[23]. Nguyễn Văn Tuấn (2014), Phân tích số liệu với R, Nxb Tổng hợp thành phố Hồ Chí Minh.

[24]. Nguyễn Thanh Tân (2019-2021), *Nghiên cứu đặc điểm cấu trúc, tái sinh và xác định khả năng phục hồi rừng tự nhiên tại Vườn Quốc gia Tà Đùng, tỉnh Đắk Nông*, đề tài cấp Bộ mã số B2019-TTN-02.

[25]. Hà Đình Nghiêm (2017), “*Sử dụng phần mềm MaxEnt để dự đoán khả năng phân bố, mức độ xâm lấn của cây trinh nữ móc (Mimosa Diplotricha)*”, Đại học Thái Nguyên.

[26]. Thái Văn Trùng (1978), “Thảm thực vật rừng Việt Nam”, Nhà xuất bản khoa học và kỹ thuật Hà Nội.

[27]. Thái Văn Trùng. (1999). “Những hệ sinh thái rừng nhiệt đới ở Việt Nam”. Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội.

[28]. Viện Khoa học và Công nghệ Việt Nam (2007). *Sách Đỏ Việt Nam: Phần I – Động vật; Phần II – Thực vật và danh lục đỏ (Tập 3)*. Hà Nội: Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật.

[29]. Nghị định số 06/2019/NĐ-CP về quản lý thực vật rừng, động vật rừng nguy cấp, quý, hiếm và thực thi Công ước về buôn bán quốc tế các loài động vật, thực vật hoang dã nguy cấp. Hà Nội, Việt Nam.

[30]. Nghị định số 84/2021/NĐ-CP sửa đổi, bổ sung một số điều của Nghị định số 06/2019/NĐ-CP về quản lý thực vật rừng, động vật rừng nguy cấp, quý, hiếm và thực thi Công ước về buôn bán quốc tế các loài động vật, thực vật hoang dã nguy cấp (có hiệu lực từ 30 tháng 11 năm 2021). Hà Nội, Việt Nam.

B. TIẾNG ANH

[1]. Adhikari, P., Lee, Y.H., & Park, Y.S . (2018), "Potential impact of climate change on the species richness of subalpine plant species in the mountain national parks of South Korea”,

- Journal of Ecology and Environment, 42(36), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s41610-018-0095-y>
- [2]. Adugna, T., Xu, W., & Fan, J. (2022), "Comparison of Random Forest and Support Vector Machine classifiers for regional land cover mapping using coarse resolution FY-3C images", *Remote Sensing*, 14(3), 574. <https://doi.org/10.3390/rs14030574>.
 - [3]. Anderegg, W. R. L., Trugman, A. T., Badgley, G., Anderson, C. M., Bartuska, A., Ciais, P., ... & Zeppel, M. (2020), "Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests", *Science*, 368(6497), eaaz7005. DOI: 10.1126/science.aaz7005.
 - [4]. Araújo, M. B., & Guisan, A. (2006), "Five (or so) challenges for species distribution modelling", *Journal of Biogeography*, 33(10), 1677-1688.
 - [5]. Araújo, M. B., & New, M. 2007, "Ensemble forecasting of species distributions", *Trends in Ecology & Evolution*, 22 (1), page: 42–47. DOI: 10.1016/j.tree.2006.09.010
 - [6]. André S. J. van Proosdij, Marc S. M. Sosef, Jan J. Wieringa and Niels Raes, 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography* 39: 542–552. doi: 10.1111/ecog.01509
 - [7]. Arshad Mahmood Khan, Qingting Li, Zafeer Saqib, Nasrullah Khan, Tariq Habib, Nadia Khalid, Muhammad Majeed and Aqil Tariq. (2022), "MaxEnt Modelling and Impact of Climate Change on Habitat Suitability Variations of Economically Important Chilgoza Pine (*Pinus gerardiana* Wall.) in South Asia", *Forests*, 13, 715. <https://doi.org/10.3390/f13050715>
 - [8]. Ashton, P. S. (1978), "Patterns of Tree Species Diversity in Tropical Forests". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 9, 1–27. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00203-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00203-X)
 - [9]. Avolio, M., D. E. Pataki, G. D. Jenerette, S. Pincetl, L. W. Clarke, J. Cavender-Bares, T. W. Gillespie, et al. (2020), "Urban Plant Diversity in Los Angeles, California: Species and Functional Type Turnover in Cultivated Landscapes." *Plants, People, Planet* 2(2): 144–156. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10067>
 - [10]. Austin, M.P. and Heyligers, P.C. (1989), "Vegetation survey design for conservation: gradsect sampling of forests in northeastern New South Wales"; *Biological Conservation* 50: 13–32. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90003-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90003-7)
 - [11]. Barlow, M. M., Johnson, C. N., McDowell, M. C., Fielding, M. W., Amin, R. J., & Brewster, R. (2021), "Species distribution models for conservation: Identifying translocation sites for eastern quolls under climate change", *Global Ecology and Conservation*, 29, e01735. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01735>
 - [12]. Bello, C., Crowther, T. W., Ramos, D. L., Morán-López, T., Pizo, M. A., & Dent, D. H. (2024), "Frugivores enhance potential carbon recovery in fragmented landscapes". *Nature Climate Change*. DOI: 10.1038/s41558-024-01989-1.
 - [13]. Bean, W. T., Stafford, R., & Brashares, J. S. (2012). The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography*, 35(3), 250–258. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2011.06545.x
 - [14]. Berntson, G. M., & Bazzaz, F. A. (2022), "Tropical Forests in a Future Climate: Changes in Biological Diversity and Impact on the Global Carbon Cycle." *Tropical Ecology and Climate Science*, 38(4), 190-204. DOI: [10.1016/j.tree.2022.03.003].
 - [15]. Bentlage, B., & Bönisch, G. (2024), "Achieving higher standards in species distribution modeling by integrating technical advances". *Ecography*, e07346. <https://doi.org/10.1111/ecog.07346>
 - [16]. Bridson, D., & Forman, L. (1992), *The Herbarium Handbook* (2nd ed.). Royal Botanic Gardens, Kew.
 - [17]. Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B.,

- González-Olabarria, J. R., ... Jactel, H. (2017), *Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services*. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- [18]. Chen, S., Xie, L., Zhou, W., Chen, H., Xu, X., Jiang, S., Zang, M., Peng, Y., Chen, X., Duan, Y., Chen, L., Li, X., Ding, H., & Fang, Y. (2022), "Species diversity has a positive interrelationship with aboveground biomass and a mismatch with productivity in a subtropical broadleaf forest on the Wuyi Mountains, China". *Diversity*, 14(11), 952. <https://doi.org/10.3390/d14110952>
- [19]. Choe, H., Chi, J., & Thorne, J. H. (2021), "Mapping Potential Plant Species Richness over Large Areas with Deep Learning, MODIS, and Species Distribution Models". *Remote Sensing*, 13(13), 2490. <https://doi.org/10.3390/rs13132490>
- [20]. Cody, M., Rhoden, W. E., Peterman, & C. A. Taylor. (2017), "MaxEnt-directed field surveys identify new populations of narrowly endemic habitat specialists". *PeerJ, Life & Environment*. DOI: 10.7717/peerj.3632.
- [21]. Cortes, C., & Vapnik, V. (1995), "Support-vector networks". *Machine Learning*, 20(3), 273-297.
- [22]. Congalton, R. G., & Green, K. (1999). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. Lewis Publishers.
- [23]. Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 31(3), 434-455. <https://doi.org/10.2307/1931824>
- [24]. Dormann, C. F., McPherson, J. M., Araújo, M. B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., ... & Kühn, I. (2007), "Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review". *Ecography*, 30(5), 609-628.
- [25]. Dormann, C. F., et al. (2013), "Multicollinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance". *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- [26]. Dobler, A., Benestad, R.E., Lussana, C. et al. (2024), "CMIP6 models project a shrinking precipitation area". *npj Clim Atmos Sci* 7, 239 <https://doi.org/10.1038/s41612-024-00794-z>
- [27]. Do Quang Tung, Felipe Bravo, Rosario Sierra de Grado, Hoang Van Sam (2022), "Global biodiversity related conventions on facilitating biodiversity conservation in Vietnam". *Forest and Society*, 6(2), 489-502. DOI: 10.24259/fs.v6i2.14473
- [28]. Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009), "Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677-697. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- [29]. Esmail, B. A., & Geneletti, D. (2018), "Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications", *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), 42-53. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12899>.
- [30]. European Parliament and Council of the European Union. (2023), "Regulation (EU) 2023/1115 on the making available on the Union market and the export from the Union of certain commodities and products associated with deforestation and forest degradation and repealing Regulation (EU) No 995/2010". *Official Journal of the European Union*, L 150, 206-247. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2023/1115/oj>.
- [31]. European Space Agency. (2021), *Sentinel-2 facts and figures*. Retrieved from https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/Facts_and_figures

- [32]. FAO.2020. Global Forest Resources Assessment 2020.
- [33]. Food and Agriculture Organization (FAO). (2020). SEPAL – System for Earth Observation Data Access, Processing and Analysis for Land Monitoring. Retrieved from <https://www.fao.org/in-action/sepal/en>.
- [34]. Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997), “A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models”, *Environmental Conservation*, 24(1), 38-49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- [35]. Fortin, M. J., & Dale, M. R. T. (2005), “Spatial Analysis: A Guide for Ecologists”. Cambridge University Press.
- [36]. Franklin, J. (2010), “Mapping species distributions: Spatial inference and prediction”. Cambridge University Press.
- [37]. FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2020). *The State of the World's Forests 2020: Forests, biodiversity and people*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- [38]. Gairola, S., Rawal, R. S. & Todaria, N. P. (2008), “Forest vegetation patterns along an altitudinal gradient in sub-alpine zone of west Himalaya, India”. *African Journal of Plant Science*, 2(6), 42–48.
- [39]. Gao, X., Chi, H., Huang, J., Han, Y., Li, Y., & Ling, F. (2024), “Comparison of Cloud-Mask Algorithms and Machine-Learning Methods Using Sentinel-2 Imagery for Mapping Paddy Rice in Jiangnan Plain”. *Remote Sensing*, 16(7), 1305. <https://doi.org/10.3390/rs16071305>
- [40]. Gaston, K. (2000), “Global patterns in biodiversity”. *Nature* 405, 220–227. <https://doi.org/10.1038/35012228>.
- [41]. Guarino C, Napolitano F (2006), “Community habitats and biodiversity in the Taburno-Camposauro Regional Park. Woodland, rare species, endangered species and their conservation”, *Forest*, (3) 527-541. - doi: 10.3832/efor0419-0030527
- [42]. Guillén-Escribà, M., Pino, J., & Alcaraz-Segura, D. (2021), “Biodiversity patterns and ecosystem services under climate change scenarios”, *Ecological Modelling*, 458, 109684. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2021.109684.
- [43]. Giovanni Forzieri, Vasilis Dakos, Nate G. McDowell, Alkama Ramdane, Alessandro Cescatti & C. A. Boulton, T. M. Lenton, N. Boers, 2022. “Emerging signals of declining forest resilience under climate change”. *Nature*, Volume 608, Issue 7923, 534–539. DOI: 10.1038/s41586-022-04959-9
- [44]. Gillison, A. N. & Brewer, K. R. W, (1985), “The use of gradient-directed transects or gradsects in natural resource surveys”. *Journal of Environmental Management*, 20, 103–127.
- [45]. Hausfather, Z., & Peters, G. P. (2020), “Emissions – the 'business as usual' story is misleading”, *Nature*, 577, 618–620. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-00177-3>
- [46]. Hardwick, S. R., Toumi, R., Turner, E. C., Nilus, R., & Ewers, R. M. (2022). , “Quantification and variation of microclimatic variables under different tropical forest types using sensor networks”, *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 828725. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.828725>
- [47]. He X, Arif M, Zheng J, Ni X, Yuan Z, Zhu Q, Wang J, Ding D and Li C .(2023), “Plant diversity patterns along an elevation gradient: the relative impact of environmental and spatial variation on plant diversity and assembly in arid and semi-arid regions”. *Front. Environ. Sci.* 11:1021157. doi: 10.3389/fenvs.2023.1021157
- [48]. Henrys, P. A., Mondain Monval, T. O., & Jarvis, S. G, (2024), “Adaptive sampling in ecology: Key challenges and future opportunities”. *Methods in Ecology and Evolution*, 15(9),

1483–1496. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14393>

- [49]. Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., & Jarvis, A. (2005), “Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas”. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978. DOI: 10.1002/joc.1276
- [50]. Hirzel, A. H., & Guisan, A. (2002), “Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling”, *Ecological Modelling*, 157(2-3), 331-341. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00203-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00203-X)
- [51]. Hop, P. A., Nguyen, V. T., & Do, V. C. (2024). “Tan Phu Forest, Dong Nai Province: A hotspot for plant diversity in southern Vietnam”, *Ecology and Environmental*, 22(3):2179-2210. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/2203_21792210.
- [52]. Hu, Y., Wang, H., Zhang, L., & Gao, Q. (2023), “Plant diversity patterns along an elevation gradient in Ningxia Helan Mountain, China”, *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1021157. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1021157>
- [53]. IPBES (2019): “Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services” E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages.
- [54]. Jaccard, P. (1900), “Contribution au problème de l’immigration post-glaciaire de la flore alpine”, *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 36, 87-130.
- [55]. Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016), “Principal component analysis: A review and recent development”, *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374(2065), 20150202. DOI: 10.1098/rsta.2015.0202.
- [56]. Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010), “Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications. Oxford University Press. ISBN: 978-0199207794.
- [57]. Jeong, A., Kim, J., & Lee, S. (2024), “Analysis of priority conservation areas using habitat quality models and MaxEnt models”. *Animals*, 14(11), 1680. <https://doi.org/10.3390/ani14111680>
- [58]. Jia, J., Hughes, A. C., Nunes, M. H., Santos, E. G., Pellikka, P. K. E., Kalliovirta, L., Mwangi, J., & Maeda, E. E. (2024), “Forest structural and microclimatic patterns along an elevational gradient in Mount Kenya. *Agricultural and Forest Meteorology*, 356, Article 110188. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.110188>
- [59]. Jiabo Liu, Lixu Chen, Yuhang Chen, Fang Zhang, Yaoqi Zhang, Yining Wang, Shixiong Wang, and Jiaping Wu (2025). “Progress in research on the effects of environmental factors on natural forest regeneration”. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1525461. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1525461>
- [60]. Ka Hei Anson Yip, Vishal Swamy et al. (2024), “Community-based plant diversity monitoring of a dense-canopy and species-rich tropical forest using airborne LiDAR data”, *Ecological Indicators*, DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.111346
- [61]. Kavzoglu, T., & Colkesen, I. (2009), “A kernel functions analysis for support vector machines for land cover classification”, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11(5), 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.06.002>
- [62]. Kass, J.M., Smith, A.B., Warren, D.L., Vignali, S., Schmitt, S., Aiello-Lammens, M.E., ... Zurell, D. (2025). “Achieving higher standards in species distribution modeling by leveraging the diversity of available software”. *Ecography*, 2025(2), e07346. <https://doi.org/10.1111/ecog.07346>
- [63]. Kitikidou, K., Milios, E., Stampoulidis, A., Pipinis, E., & Radoglou, K. (2024), “Using Biodiversity Indices Effectively: Considerations for Forest Management”, *Ecologies*, 5(1), 42-

51. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010003>.
- [64]. Koch, R., Almeida-Cortez, J.S., & Kleinschmit, B. (2017), “Revealing areas of high nature conservation importance in a seasonally dry tropical forest in Brazil: combination of modelled plant diversity hotspots and threat patterns”, *Journal of Nature Conservation*, 35, 24–39.
- [65]. Kruskal, J. B. (1964), “Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method”, *Psychometrika*, 29(2), 115–129. <https://doi.org/10.1007/BF02289694>
- [66]. Körner, C. (2021), “Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems”, *Springer Nature*. DOI: 10.1007/978-3-030-53223-8.
- [67]. Kumar, A., Patil, M., Kumar, P. *et al.* (2024), “Determinants of plant species richness along elevational gradients: insights with climate, energy and water–energy dynamics”, *Ecol Process* **13**, 86. <https://doi.org/10.1186/s13717-024-00563-z>
- [68]. Kindt, R. and Coe, R. (2005), “Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies”, *Published by the World Agroforestry Centre*, Nairobi, Kenya.
- [69]. Łukasz Walas, Do Quang Tung, Hoàng Văn Sâm *et al.*, (2024). “Risk assessment of habitat suitability decline for the endangered riparian tree *Pterocarya tonkinensis* (Juglandaceae): conservation implications”, *European Journal of Forest Research*, <https://doi.org/10.1007/s10342-024-01679-9>
- [70]. Laini A, Guareschi S, Bolpagni R, Burgazzi G, Bruno D, Gutiérrez-Cánovas C, Miranda R, Mondy C, VárbiroG, Cancellario T. (2022), “BiomonitorR: an R package for managing ecological data and calculating biomonitoring indices”. *PeerJ* 10:e14183<http://doi.org/10.7717/peerj.14183>.
- [71]. Le Wang, Chunyuan Diao & Ying Lu (2024), “The role of remote sensing in species distribution models: a review”, *International Journal of Remote Sensing*, DOI: 10.1080/01431161.2024.2421949. DOI: 10.1080/01431161.2024.2421949.
- [72]. Legendre, P., & Legendre, L. (2012), “Numerical Ecology”. Elsevier.
- [73]. Leroy, B., Canard, A., & Ysnel, F. (2013), “Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa”, *Diversity and Distributions*, 19(7), 794–803. DOI: 10.1111/ddi.12040.
- [74]. Lemenkova, P. (2024), “Support Vector Machine algorithm for mapping land cover dynamics in Senegal, West Africa, using Earth observation data”, *Earth*, 5(3), 420–462. <https://doi.org/10.3390/earth5030024>.
- [75]. Lolila, N. J., Shirima, D. D., & Mauya, E. W, (2023), “Tree species composition along environmental and disturbance gradients in tropical sub montane forests, Tanzania”. *PLOS ONE*, 18(3): e0282528. DOI: 10.1371/journal.pone.0282528
- [76]. Li, Du H., Xu Y., & Zhou C. (2023), “An ensemble learning approach for land use/land cover classification of arid regions for climate simulation: A case study of Xinjiang, northwest China”, *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 16, 2413–2426. <http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2023.3247624>.
- [77]. Li, Y., Ye, S., Luo, Y. *et al.* (2023), “Relationship between species diversity and tree size in natural forests around the Tropic of Cancer”. *J. For. Res.* 34, 1735–1745. <https://doi.org/10.1007/s11676-023-01616-3>
- [78]. Lillesand, T., Kiefer, R. W., & Chipman, J. (2014), “Remote Sensing and Image Interpretation (7th ed.)”. Wiley. 768 pages
- [79]. Liang, W., Feng, Y., Li, F., Zhao, Y., Zhu, J., Yao, J., Chang, C., & Wei, X, (2023). “Drivers of vegetation and soil determine natural regeneration of a single plantation at different

- slope positions". *Frontiers in Forests and Global Change*, 6:1167284. DOI: 10.3389/ffgc.2023.1167284
- [80]. Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., & Pearson, R. G. (2005). "Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions". *Ecography*, 28(3), 385–393. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- [81]. Luo, X., Cao, M., Zhang, M., Song, X., Li, J., Nakamura, A., & Kitching, R. (2017). Soil seed banks along elevational gradients in tropical, subtropical and subalpine forests in Yunnan Province, southwest China. *Plant Diversity*, 39(5), 273–286. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.10.001>
- [82]. Lian, Y., Zhang, H., & Wu, X. (2024), "Spatio-temporal changes and habitats of rare and endangered species in Yunnan Province". *Land*, 13(2), 240. <https://doi.org/10.3390/land13020240>
- [83]. Magurran, A. E. (2004), "Measuring Biological Diversity", Blackwell Science.
- [84]. Magurran, Anne E. (2021), Measuring biological diversity. *Current Biology*. P. R1174-R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>
- [85]. Margalef, R. (1958), "Information theory in ecology." *General Systems*, 3, 36-71.
- [86]. Markus Immitzer and Clement Atzberger. (2023), "Tree Species Diversity Mapping—Success Stories and Possible Ways Forward", *Remote Sensing*. 15(12), 3074. <https://doi.org/10.3390/rs15123074>
- [87]. McGarigal, K., S. Cushman, and S. Stafford (2000) "Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research",; *Springer*, New York, USA
- [88]. Murtagh, F., & Legendre, P. (2014), "Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion?" *Journal of Classification*, 31(3), 274–295.
- [89]. Mengistu Teshome, Zebene Asfaw & Gemedo Dalle.(2020), "Effect of environmental gradients on diversity and plant community distribution in remnant dry Afromontane forest of Mount Duro, Nagelle Arsi, Ethiopia", *Biodiv. Res. Conserv.* 58: 21-31. DOI 10.2478/biorc-2020-0004
- [90]. Mountrakis, G., Im, J., & Ogole, C. (2011), "Support vector machines in remote sensing: A review", *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 247-259.
- [91]. Mousazade, M., Ghanbarian, G., Pourghasemi, H. R., Safaeian, R., & Cerdà, A. (2019), "MaxEnt Data Mining Technique and Its Comparison with a Bivariate Statistical Model for Predicting the Potential Distribution of *Astragalus fasciculifolius* Boiss. in Fars, Iran", *Sustainability*, 11(12), 3452. <https://doi.org/10.3390/su11123452>
- [92]. Muscarella, R., Galante, P. J., Soley-Guardia, M., Boria, R. A., Kass, J. M., Uriarte, M., & Anderson, R. P. (2014), "ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for MaxEnt ecological niche models". *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1198-1205. DOI: 10.1111/2041-210X.12261.
- [93]. Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C. et al. (2000), "Biodiversity hotspots for conservation prioritie", *Nature* 403, 853–858 (2000). <https://doi.org/10.1038/35002501>
- [94]. McClure, C. J. W., Westrip, J. R. S., Johnson, J. A., Schulwitz, S. E., Virani, M. Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V. R., Williams, N. P., Buechley, E. R., & Butchart, S. H. M. (2020), "Raptor conservation priorities must incorporate evolution, ecology, and economics, in addition to island endemism", *Biological Conservation*, 245, Article 108583. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108583>
- [95]. Michelini, D., Dalponte, M., Carriero, A., Kutchart, E., Pappalardo, S. E., De Marchi, M., & Pirotti, F. (2022), "Hyperspectral and LiDAR data for the prediction via machine learning

- of tree species, volume and biomass: a possible contribution for updating forest management plans”, *arXiv preprint arXiv:2209.15248*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2209.15248>
- [96]. NASA Applied Sciences. (2021), “ARSET - Species Distribution Modeling with Remote Sensing”. NASA Applied Sciences Program.
- [97]. Xue Ninghan, Kaiyuan Li, Kexin Chen, Panpan Li, Xinmiao Ji, Zhilin Ma and Wenli Ji. (2024), “Predicting climate change impacts on distribution and conservation of critically endangered *Picea neoveitchii* using MaxEnt”. *Frontiers in Ecology and Evolution*. Volume 7. DOI:10.3389/ffgc.2024.1472857.
- [98]. Nguyen, H. T. T., Doan, T. M., Tomppo, E., & McRoberts, R. E. (2020), “Land Use/Land Cover Mapping Using Multitemporal Sentinel-2 Imagery and Four Classification Methods—A Case Study from Dak Nong, Vietnam”. *Remote Sensing*, 12(9), 1367. <https://doi.org/10.3390/rs12091367>.
- [99]. Nguyen, H.T.T, Nguyen The Hien, Phan Thi Hang, Cao Thi Hoai & Ho Dinh Bao. (2024), “Classification of forest cover of Ta Dung National Park, Vietnam using optical satellite images”. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 1391. 012018. doi:10.1088/1755-1315/1391/1/012018.
- [100]. Nguyễn Thị Thanh Hương (2011), “Forestry Remote Sensing: Using multi-data sources for inventory of natural broadleaved evergreen forests in the Central Highlands of Vietnam”. *Lambert Academic Publishing*, Germany. ISBN: 978-3-8454-3589-3. 152pg.
- [101]. Nguyen, T. T., Rodríguez-Hernández, D. I., & Tuan, V. C. (2022), “Effects of tree diversity and stand structure on above-ground carbon storage in evergreen broad leaved and deciduous forests in Southeast Vietnam”, *Dendrobiology*, 68(2), 38–55. <https://doi.org/10.12657/denbio.088.003>
- [102]. Nguyen, T. T., Gliottone, I., & Pham, M. P. (2021), “Current and future predicting habitat suitability map of *Cunninghamia konishii* Hayata using MaxEnt model under climate change in Northern Vietnam”, *Euro Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 7(2), Article 15079. <https://doi.org/10.17161/eurojocol.v7i2.15079>
- [103]. Nguyen Minh Canh, Bui Manh Hung, Bernard Dell, Le Van Cuong, Nguyen Thi BichPhuong, Nguyen Quoc Luan, Sven Wagner (2024), “Population structure and spatial patterns of trees in successional stages of tropical forest in Gia Lai, Vietnam”. *Ecological-Questions*, 36(1):1-29. <http://dx.doi.org/10.12775/EQ.2025.006>
- [104]. Nguyen, A., Kovyazin, V., & Pham, C. (2025), “Application of Remote Sensing and GIS in Monitoring Forest Cover Changes in Vietnam Based on Natural Zoning”. *Land*, 14(5): 1037. <https://doi.org/10.3390/land14051037>
- [105]. Ni Ming and Vellend Mark (2024), “Soil properties constrain forest understory plant distributions along an elevation gradient”, *Phil. Trans. R. Soc*, B3792023037320230373, <http://doi.org/10.1098/rstb.2023.0373>.
- [106]. Negi, Y., Joshi, P., & Rawat, Y. S. (2024), “Elevation gradients influence tree species diversity and community structure in Eastern Himalayan forests”. *Frontiers in Forests and Global Change*, Volume 7, <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1381488>
- [107]. Netto, S. P., Pelissari, A. L., Cysneiros, V. C., Bonazza, M., & Sanquetta, C. R. (2017). “Sampling procedures for inventory of commercial volume tree species in Amazon Forest”. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89(3), 1829–1840. DOI: 10.1590/0001-3765201720160760
- [108]. Mahmoud, A. R.; Farahat, E. A.; Hassan, L. M.; Halmy, M. W. A. (2025). “Remotely sensed data contribution in predicting the distribution of native Mediterranean species”, *Scientific Reports*, Volume 15, Article 12475.

- [109]. Mohamed Farag and Hanaa M. Shabbara, (2022), "Distribution Modelling of the Moss *Funaria hygrometrica* Hedwig in Egypt", *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences*, 13(1),1-11,https://ejbshjournals.ekb.eg/article_213322_131299d5703f978b56bda6a5dc185770.pdf
- [110]. Pierick, K., Link, R.M., Leuschner, C. and Homeier, J. (2023), "Elevational trends of tree fine root traits in species-rich tropical Andean forests. *Oikos*", e08975. <https://doi.org/10.1111/oik.08975>.
- [111]. Plourde, L., & Congalton, R. G. (2003), "Sampling method and post-stratification for accuracy assessment of land cover maps in the Northeastern United States", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69(3), 289–297. DOI: 10.14358/PERS.69.3.289
- [112]. Odei, S., Buettel, J. C., Aandahl, R. Z., Brook, B. W., Alroy, J., & Yates, L. A. (2023), "Tree species richness and evenness affect forest biomass differently across biogeographic regions.", *bioRxiv*. DOI: 10.1101/2023.12.07.570720
- [113]. Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Wagner, H. (2020), "Vegan: Community Ecology Package. R package", version 2.5-7.
- [114]. Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2017), "Vegan: Community Ecology Package". R package version 2.4-3.
- [115]. O'Neill, B. C., Tebaldi, C., van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., ... & Sanderson, B. M. (2016), "The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6", *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- [116]. Peterson, A. T. (2001), "Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling", *The Condor: Ornithological Applications*, 103(3), 599–605. <https://doi.org/10.1093/condor/103.3.599>
- [117]. Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005), "Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change", *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503-510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>.
- [118]. Porfirio, L. L., Harris, R. M. B., Lefroy, E. C., Hugh, S., Gould, S. F., Lee, G., Bindoff, N. L., & Mackey, B. (2014), "Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change", *PLOS ONE*, 9(11): e113749. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113749>
- [119]. Pham Hung, Nguyen Thi Ngoc Quyen, Le Van Trung, Vo Le Phu. (2024), "Evaluating the suitability of some global climate models CMIP6-GCMs in simulating rainfall and temperature in the upper Dong Nai river basin", *Journal of hydrometeorology*, June 2024, pp. 47-56. [http://dx.doi.org/10.36335/VNJHM.2024\(21\).57-75](http://dx.doi.org/10.36335/VNJHM.2024(21).57-75)
- [120]. Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008), "Modeling of species distributions with MaxEnt: New extensions and a comprehensive evaluation", *Ecography*, 31(2), 161-175. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.
- [121]. Rahbek, C. (2005), "The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns", *Ecology Letters*, 8(2), 224-239. DOI:10.1111/j.1461-0248.2004.00701.x
- [122]. Rana P and Varshney LR (2021), "Trustworthy Predictive Algorithms for Complex Forest System Decision-Making", *Front. For. Glob. Change*, 3:587178. doi: 10.3389/ffgc.2020.587178.
- [123]. Reddy, C. S., & Manaswini, G. (2013), "Applications of Remote Sensing and GIS in Natural Resource Management", *Journal of the Andaman Science Association*, Vol. 20(1):1-6

(2015) ISSN 0970-4183.

- [124]. Richard, P. (2009), "Biodiversity Indicators: Types, Quantification, and Applications in Monitoring Ecosystem Health", *Journal of Ecology*, 97(5), 1121-1133. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01543.x.
- [125]. Rivers, M., Beech, E., Murphy, L., & Oldfield, S. (2019), "The Red List of Trees of the World", Botanic Gardens Conservation International.
- [126]. Sabatini, F. M., Jiménez-Alfaro, B., Jandt, U., Chytrý, M., Field, R., Kessler, M., Lenoir, J., Schrod, F., Wiser, S. K., Arfin Khan, M. A. S., ... & Bruehlheide, H. (2022), "Global patterns of vascular plant alpha diversity", *Nature Communications*, 13(1), 4683. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-32063-z>
- [127]. Shannon, C.E. & W. Wiener (1949), "The Mathematical Theory of Communication". *University of Illinois press*, Urbana, USA
- [128]. Sanjeevani, N., Samarasinghe, D., Jayasinghe, H. et al, (2024), "Variation of floristic diversity, community composition, endemism, and conservation status of tree species in tropical rainforests of Sri Lanka across a wide altitudinal gradient". *Sci Rep* 14, 2090 <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52594-3>
- [129]. Schober, P., Boer, C., & Schwarte, L. A. (2018), "Correlation coefficients: Appropriate use and interpretation", *Anesthesia & Analgesia*, 126(5), 1763-1768. DOI: 10.1213/ANE.0000000000002864.
- [130]. Sinha, S., Hemant, K. B., Bijoy, C., Kailash, S. G., Jhony, L., Pitamber, P. and Dhyani (2018), "Effect of altitude and climate in shaping the forest compositions of Singalila National Park in Khangchendzonga Landscape, Eastern Himalaya, India", *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 11(2), pp. 267 – 275.
- [131]. Shah, S. M. A., Ullah, R., Rahman, I. U., Jan, S. A., & Ahmad, Z., (2023). "Effect of environmental gradients on the natural regeneration in mixed coniferous forest of Swat, Pakistan". *Journal of Botany*, 55(2), 711–718. <https://www.pakbs.org/pjbot/papers/1681376664.pdf>
- [132]. Simpson, E.H., (1949), "Measurement of diversity", *Nature*, 168 - 688.
- [133]. Soubry, I., Doan, T., Chu, T., & Guo, X. (2021), "A Systematic Review on the Integration of Remote Sensing and GIS to Forest and Grassland Ecosystem Health Attributes, Indicators, and Measures", *Remote Sensing*, 13(16), 3262. DOI: 10.3390/rs13163262
- [134]. Steven Phillips, Miroslav Dudík (2008). "Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation." *Ecography*, 31(2), 161-175. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x.
- [135]. Selene Báez ,Belén Fadrique,Kenneth Feeley,Jürgen Homeier (2022), "Changes in tree functional composition across topographic gradients and through time in a tropical montane forest". *PLOS ONE*, 17(2), e0263508.<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263508>.
- [136]. Schwager, P., & Berg, C. (2021). *Remote sensing variables improve species distribution models for alpine plant species*. *Basic and Applied Ecology*, 54, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.04.002>.
- [137]. Sun, Q., Xu, T., & Zhang, J. (2024), "Mapping biodiversity conservation priorities for protected areas for spatial optimization: A case study in the Songnen Plain, China". *Ecology and Evolution*, 14(8), e70516. <https://doi.org/10.1002/ece3.70516>.
- [138]. Secretariat of CITES. (2021, February 14). *CITES Appendices I, II and III (valid from 14 Feb 2021)*. Retrieved from <https://www.cites.org/sites/default/files/eng/app/2021/E-Appendices-2021-02-14.pdf>.
- [139]. Tai Tien Dinh, Mai Phuong Pham, Quoc Khanh Nguyen, Thi Tuyet Xuan Bui, Van Sinh

- Nguyen, Dinh Duy Vu, Quang Bao Tran, Vien Nguyen, Nguyen Thanh Tuan. (2020), “Neighbor trees and habitat suitability of *Cinnamomum balansae* Lecomte in North Central Coast and Northern Vietnam”, *Springer. Model. Earth Syst. Environ.* 8, 5327–5336 (2022). <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01378-7>
- [140]. Tang, X., Yuan, Y., & Zhang. (2020), “How climate change will alter the distribution of suitable *Dendrobium* habitats”, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 536339. Volume 8 – DOI: 10.3389/fevo.2020.536339.
- [141]. Tan, Y.-C., Duarte, L., & Teodoro, A. C. (2024), “Comparative Study of Random Forest and Support Vector Machine for Land Cover Classification and Post-Wildfire Change Detection”, *Land*, 13(11), 1878. <https://doi.org/10.3390/land13111878>
- [142]. Tesfamariam, B.G., Gessesse, B. & Melgani, F. (2022), “MaxEnt based modeling of suitable habitat for rehabilitation of *Podocarpus* forest at landscape scale”. *Environmental Systems Research*, 11, Article 4. <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00248-6>
- [143]. Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. and Araújo, M. B. (2009), “BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions”, *Ecography* 32: 369–373 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- [144]. Tong R, Yesson C, Yu J, Luo Y and Zhang L .(2023), “Key factors for species distribution modeling in benthic marine environments”, *Front. Mar. Sci.* 10:1222382. doi: 10.3389/fmars.2023.1222382.
- [145]. Tran Van Con, Nguyen Toan Thang , Do Thi Thanh Ha, Cao Chi Khiem, Tran Hoang Quy, V Tien Lam, Tran Van Do, Tamotsu Sato, (2013), “Relationship between aboveground biomass and measures of structure and species diversity in tropical forests of Vietnam”, *Forest Ecology and Management*. 310:213-218. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.08.034
- [146]. Truong, V. T., Hirayama, S., Phan, D. C., Hoang, T. T., Tadono, T., & Nasahara, K. N. (2024), “JAXA’s New High-Resolution Land Use Land Cover Map for Vietnam Using a Time-Feature Convolutional Neural Network”, *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-54308-1>
- [147]. Trần, Q. B., Nguyễn, V. T., Lê, S. D., Phạm, V. D., Lã, N. K., Nguyễn, T. C., Bùi, T. H., Đào, T. T. M., & Đinh, V. T. (2022). “The method of forest change detection using Sentinel-2 optical satellite imagery and Sentinel-1 radar imagery: A case study in Dak Nong Province, Vietnam”. *Biodiversitas*, 23(9), 4800–4809. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d230948>
- [148]. Wang, P., Liu, X., & Yang, Z. (2023), “Machine learning approaches in biodiversity management”, *Environmental Modelling & Software*, 162, 105-118. DOI: 10.1016/j.envsoft.2022.105118.
- [149]. Wang, Y., Wang, Z., Xing, H., Li, J., and Sun, S. (2019), “Prediction of potential suitable distribution of *Davidia involucrata* Baill in China based on MaxEnt China”, *Ecol.* 38, 1230–1237. doi: 10.13292/j.1000-4890.201904.024
- [150]. Wudu, K., Abegaz, A., Ayele, L. et al. (2023), “The impacts of climate change on biodiversity loss and its remedial measures using nature-based conservation approach: a global perspective”. *Biodivers Conserv* 32, 3681–3701
- [151]. Xing, L., Wang, C., & Zhao, H. (2024), “Remote sensing classification and mapping of forest dominant tree species in the Three Gorges Reservoir Area of China based on sample migration and machine learning”, *Remote Sensing*, 16(14), 2547. <https://doi.org/10.3390/rs16142547>
- [152]. Xin, C., Wang, J., Yang, J., & Zhao, T. (2021). Seasonal dynamics in forest soil seed banks along an elevational gradient in the rocky mountainous area of North China. *Forests*,

12(10), 1318. <https://doi.org/10.3390/f12101318>

- [153]. Xiaoyang Song, Min Cao, Jieqiong Li, Roger L. Kitching, Akihiro Nakamura, Melinda J. Laidlaw, Yong Tang, Zhenhua Sun, Wenfu Zhang, Jie Yang, (2021), “Different environmental factors drive tree species diversity along elevation gradients in three climatic zones in Yunnan, southern China”. *Plant Diversity*. 43 (6), 433–443. DOI: 10.1016/j.pld.2021.04.006
- [154]. Xu, H., Man, Y., Yang, M., Wu, J., Zhang, Q., & Wang, J. (2023), “Analytical Insight of Earth: A Cloud-Platform of Intelligent Computing for Geospatial Big Data”, *arXiv preprint arXiv:2312.16385*. .
- [155]. Xue N, Li K, Chen K, Li P, Ji X, Ma Z and Ji W .(2024), “Predicting climate change impacts on distribution and conservation of critically endangered *Picea neoveitchii* using MaxEnt”, *Front. For. Glob. Change* 7:1472857. doi: 10.3389/ffgc.2024.1472857
- [156]. Vinicius Marcilio-Silva, Sally Donovan, Sarah E. Hobbie, J. Antonio Guzmán Q., Joseph F. Knight, Jeannine Cavender-Bares. (2025), “Integrating remote sensing and field inventories to understand determinants of urban forest diversity and structure”, *Ecology*, <https://doi.org/10.1002/ecy.70020>
- [157]. Zhang, P., Qin, Q., Zhang, S., Zhao, X., Yan, X., Wang, W., & Zhang, H. (2024), “Near Real-Time Remote Sensing Based on Satellite Internet: Architectures, Key Techniques, and Experimental Progress”, *Aerospace*, 11(2), 167. DOI: 10.3390/aerospace11020167
- [158]. Zhang F-G, Liang F, Wu K, Xie L, Zhao G and Wang Y (2024), “The potential habitat of *Angelica dahurica* in China under climate change scenario predicted by MaxEnt model”, *Front. Plant Sci.* 15:1388099. doi: 10.3389/fpls.2024.1388099
- [159]. Zangiabadi, S., Zaremaivan, H., Brotons, L., Mostafavi, H., & Ranjbar, H. ,2021, “Using climatic variables alone overestimate climate change impacts on predicting distribution of an endemic species”. *PLOS ONE*, 16(9), e0256918. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256918>.
- [160]. Zhao, Y., & Jia, X. (2019), “Surface heterogeneity-involved estimation of sample size for accuracy assessment of land cover classification”, *Remote Sensing*, 11(21), 2528. doi: 10.3390/rs19204430.
- [161]. Zhou, Q., Yang, L., & Zhang, Y. (2023), “Climate change scenarios and biodiversity responses”, *Nature Climate Change*, 13(1), 45-51. DOI: 10.1038/s41558-022-01444-6.
- [162]. Zhu, X. X., Tuia, D., Mou, L., Xia, G. S., Zhang, L., Xu, F., & Fraundorfer, F. (2017), “Deep learning in remote sensing: A comprehensive review and list of resources”, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine*, 5(4), 8-36. DOI: 10.1109/MGRS.2017.2762307
- [163]. Wei, L., Wang, G., Xie, C. et al. (2024), “Predicting suitable habitat for the endangered tree *Ormosia microphylla* in China”. *Sci Rep* 14, 10330 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61200-5>
- [164]. Whittaker, R. H. (1967), “Gradient analysis of vegetation”, *Biological Reviews*, 42(2), 207–264.
- [165]. White, N., Parsons, R., Collins, G. et al, (2023), “Evidence of questionable research practices in clinical prediction model”s. *BMC Med* 21, 339 (2023). <https://doi.org/10.1186/s12916-023-03048-6>.
- [166]. Wulder, M. A., Franklin, S. E., White, J. C., Linke, J., & Magnussen, S. (2004). “High spatial resolution remotely-sensed data for the study of forest ecosystems”. *Progress in Physical Geography*, 28(1), 1–22, DOI: 10.1641/0006-3568(2004)054[0511:HSRRSD]2.0.C
- [167]. U.S. Forest Service. (n.d.). *Forest Ecosystem Services: Cultural values*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Retrieved from

https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_srs226/gtr_srs226_ch2.pdf.

- [168]. International Union for Conservation of Nature. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3*. Retrieved from <https://www.iucnredlist.org>
- [169]. https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2
- [170]. <https://ec-earth.org/ec-earth-and-cmip/ec-earth3-and-cmip6>
- [171]. <https://ukesm.ac.uk/wp-content/uploads/2022/06>
- [172]. <https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>
- [173]. <https://earthengine.google.com>
- [174]. <https://sentinels.copernicus.eu>
- [175]. <https://gisgeography.com/sentinel-2-bands-combinations>
- [176]. <https://rpubs.com/markloessi>
- [177]. <https://cites.org/sites/default/files/reports/Implementation/E-SV-indicators.pdf>

PHỤ LỤC

PHỤ LỤC 1. Code tải ảnh vệ tinh SE-2A trên GEE

```
1. // Khai báo tập hợp ảnh Sentinel 2
2. var s2 = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S2_SR');
3. // Tải ranh giới từ Google Drive
4. var Ca = ee.FeatureCollection('users/pthang/RG_Tadung'); //
5. Map.addLayer(Ca, {color: 'Red'}, "SA");
6. var region = Ca.geometry().bounds().coordinates().get(0).getInfo();
7. // Define period //xác định thời gian quan tam.
8. var startdate = ee.Date.fromYMD(2022,1,1);
9. var enddate = ee.Date.fromYMD(2022,12,31);
10. // Define geographic domain
11. //loc theo tiêu chí quan tam
12. //Map.centerObject(Ca,8);
13. // filter s2 data</pre>
14. var Sentinel2 = s2.filterBounds(Ca)
15.     .filterDate(startdate, enddate)
16.     .filterBounds(Ca);
17. print(Sentinel2, 'Sentinel2');
18. Map.addLayer(Sentinel2,
19.   {min:0,max:3000,bands:["B4","B3","B2"]},'sentinel 2');
20. Map.addLayer(ee.Image(Sentinel2.first()),
21.   {min:0,max:3000,bands:["B4","B3","B2"]},'cloud');
22. // cloud function to remove clouds
23. // Sentinel 2 cloud function
24. var cloudfunction_ST2 = function(image) {
25.   // If band 4 is higher than 1600, the pixel is considered as cloudy.
26.   var quality = image.select("QA60").unmask();
27.   //get pixels above the threshold
28.   var cloud01 = quality.gte(100);
29.   var b4 = image.select("B2");
30.   // Get pixels above the threshold.
31.   var cloud = b4.gt(1540);
32.   //create a mask from high likelihood pixels
33.   var cloudmask = image.mask().and(cloud.not()).and(cloud01.not());
34.   //mask those pixels from the image
35.   return image.updateMask(cloudmask);
36. };
37. // remove the clouds
38. var ST2_nocloud = Sentinel2.map(cloudfunction_ST2);
39. print(ST2_nocloud, 'no may');
40. Map.addLayer(ee.Image(ST2_nocloud.first()),
41.   {min:0,max:3000,bands:["B4","B3","B2"]},'no cloud');
42. var count = Sentinel2.size();
43. print('Count of Sentinel2: ', count);
44. var count = ST2_nocloud.size();
45. print('Count of ST2_nocloud: ', count);
46. //reduce to median value per pixel
47. var median_ST2 = ST2_nocloud.median();
48. print(median_ST2, 'median_ST2');
49. Map.addLayer(median_ST2,
50.   {min:0,max:3000,bands:["B4","B3","B2"]},'median_ST2_all');
51. //Map.addLayer(median_ST2.clip(Ca),
52. // {min:0,max:3000,bands:["B11,B8,B4"]},'median ST2');
```

```

53. Map.addLayer(median_ST2.clip(Ca),
54.   {min:0,max:3000,bands:["B4","B3","B2"]}, 'median_ST2');
55. //NDVI = (NIR - red) / (NIR + red)
56. var ndvi = median_ST2.normalizedDifference(['B8', 'B4']);
57. var vegPalette = ['red', 'blue', 'yellow', 'green'];
58. Map.addLayer(ndvi, {min: -0.1, max: 0.8, palette: vegPalette}, 'NDVI');
59.
60. var median_ST2 = median_ST2.addBands(ndvi);
61. print(median_ST2, 'median_ST2');
62.
63. var dataset = ee.Image('USGS/SRTMGL1_003');
64. var elevation = dataset.select('elevation');
65. var slope = ee.Terrain.slope(elevation);
66. Map.addLayer(dataset.clip(Ca), {min: 0, max: 2000}, 'dataset');
67.
68. var median_ST2 = median_ST2.addBands(elevation);
69. print(median_ST2, 'median_ST2');
70.
71. var region = Ca;
72. Export.image(median_ST2.clip(Ca).toFloat()
73.   .select('B2','B3','B4','B5','B6','B7','B8','B8A','B11','B12','nd'), "SE_2A_TD_2022",
74.   {maxPixels: 1e13,
75.     region: region,
76.     crs: 'EPSG:32648',
77.     scale: 10})
78.
79. //Hien thi outline cua khu vuc nghien cuu
80. var empty = ee.Image().byte();
81. var sa_outline = empty.paint({featureCollection: Ca, color: 1, width: 2});
82. Map.addLayer(sa_outline, {palette: 'FF0000'}, 'StudyArea');

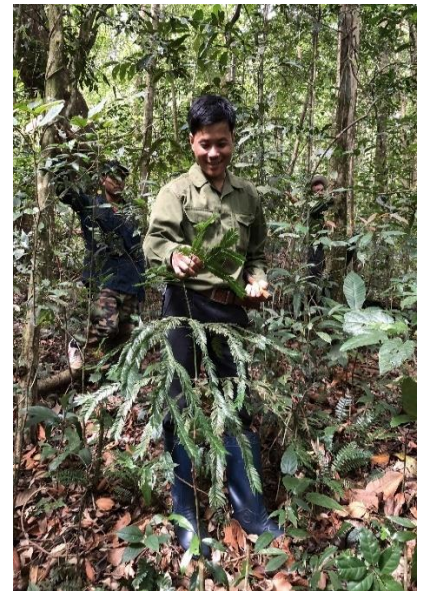
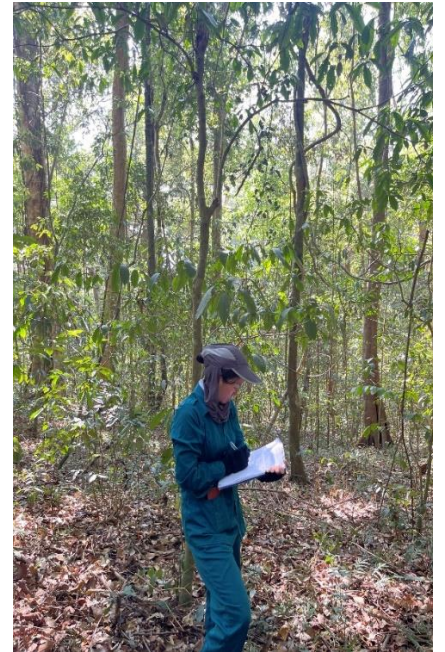
```

PHỤ LỤC 2. Code tải bản đồ pH đất trên GEE

```
// Dataset - khai báo bộ dữ liệu
var soil_ph = ee.Image('projects/soilgrids-isric/phh2o_mean');
//Check data - kiểm tra thông tin bộ dữ liệu
print(soil_ph)
// Define boundary or AOI - xác định vùng cần tải
var RG_Tadung = ee.FeatureCollection('users/thehientnu/CR_TaDung');
// Display boundary to google map - hiển thị vùng - ranh giới lên bản đồ
Map.addLayer(RG_Tadung, {color: 'Red'}, "Area of interest");
// convert polygon to geometry
var ta_dung = RG_Tadung.geometry();
// Select bands or layer - lựa chọn band hoặc lớp//divide value to 10
var soil_ph_tadung = soil_ph.select('phh2o_0-5cm_mean').divide(10);
// Display map to google map - zoom và hiển thị dữ liệu theo ranh giới
Map.centerObject(ta_dung, 12);
Map.addLayer(soil_ph_tadung.select('phh2o_0-5cm_mean').clip(RG_Tadung), {min: 4, max: 7,
palette: ['blue', 'green', 'yellow', 'red']}, 'Soil pH');
// Export image - xuất dữ liệu đã chọn theo hệ tọa độ và tỉ lệ
Export.image.toDrive({
  image: soil_ph_tadung,
  description: 'Soil_pH_Ta_Dung',
  scale: 30, // độ phân giải mét
  region: ta_dung,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  crs: 'EPSG: 4326'
});
```

PHỤ LỤC 3. MỘT SỐ HÌNH ẢNH ĐIỀU TRA KHẢO SÁT HIỆN TRƯỜNG







PHỤ LỤC 4: ĐOẠN CODE LỆNH TÍNH CHỈ SỐ NMDS

```
rm(list=ls())
### Goi package =====
library(openxlsx) # doc file excel
library(tidyverse)
library(vegan)
library(ggrepel) #label text
source("function.R")
### Doc du lieu =====
# danh sach cac o mau
OMauTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Plot")
# bang du lieu do cay
TreeTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Tree")
# danh sach loai
SpeciesTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Species") %>%
  dplyr::select(spcode, LatinName, TenPhoThong, Family, Genus, TaxonRank, L10loai )
#### tao bien cac cap cao do va do doc
OMauTaDung <- OMauTaDung %>%
  mutate(CaoDo_level = case_when(CaoDo >= 1400 ~ "H6:>=1400m",
    CaoDo >= 1200 ~ "H5:[1200-1400)m",
    CaoDo >= 1000 ~ "H4:[1000-1200)m",
    CaoDo >= 800 ~ "H3:[800-1000)m",
    CaoDo >= 600 ~ "H2:[600-800)m",
    TRUE ~ "H1:<600m"),
    CaoDo_level = factor(CaoDo_level,
      levels=c("H1:<600m", "H2:[600-800)m", "H3:[800-1000)m", "H4:[1000-1200)m", "H5:[1200-1400)m", "H6:>=1400m")),
  DoDoc_level = case_when(DoDoc >= 25 ~ "D4:>=25",
    DoDoc >= 20 ~ "D3:[20-25)",
    DoDoc >= 15 ~ "D2:[15-20)",
    TRUE ~ "D1:<15"),
  DoDoc_level = factor(DoDoc_level, levels=c("D1:<15", "D2:[15-20)", "D3:[20-25)", "D4:>=25")))

#loc bo cac dong khong co D1.3 va tinh tiet dien ngang them m2
TreeTaDung <- TreeTaDung %>%
  filter(!is.na(D1.3_cm)) %>%
  mutate(G = ((D1.3_cm/2)/100)^2*pi) %>%
  left_join(OMauTaDung %>%
    dplyr::select(KiHieuO, CaoDo_level, DoDoc_level), by="KiHieuO")
##### Dem so loai theo cac cap cao do
```

```

SoLoaiTheoCaoDo <- TreeTaDung %>%
  group_by(CaoDo_level) %>%
  summarise(SoLoai=n_distinct(LatinName), SoCay=n())
View(SoLoaiTheoCaoDo)
#### FIG.
SoLoaiTheoCaoDo %>%
  pivot_longer(cols=-CaoDo_level,names_to = "Group", values_to = "value") %>%
  ggplot(aes(x=CaoDo_level, y=value, fill=Group)) +
  geom_col(position = "dodge", color="black")+
  geom_text(aes(label=value), position = position_dodge(width = .9),
    vjust=-0.5, size=5)+
  theme_bw(15)+
  labs(x = "Cấp cao độ",
    y = "Số lượng",
    fill = "Nhóm")
ggsave("OUT/IV-NMDS/SoLoaiTheoCaoDo.pdf", height = 8, width = 10, units = "in")
#### Tính Loại quan trọng và chỉ số đa dạng sinh học theo từng cấp cao độ
list_CaoDo <- OMauTaDung$CaoDo_level %>% unique()
Tree_H_All = IVI_ALL = bioD_All = figure <- list()
for (h in list_CaoDo){
  print(h)
  # danh sách o mau theo cao do
  H_omau <- OMauTaDung %>%
    filter(CaoDo_level == h)
  # lọc danh sách cây theo cao do
  Tree_H_All[[h]] <- TreeTaDung %>%
    filter(KiHieuO %in% H_omau$KiHieuO)
  # tính IVI theo cấp cao do
  IVI_ALL[[h]] <- Tree_H_All[[h]] %>% b_IVI(TongSoOMau = nrow(H_omau))
  figure[[h]] <- b_plot_IVI_rank(IVI_ALL[[h]],pn=h)
  # Tính Chỉ số đa dạng sinh học theo cấp cao do
  bioD_All[[h]] <- IVI_ALL[[h]] %>% summarise(b.biodiv.index(n))
  bioD_All[[h]]$Group <- h
}
# gộp các kết quả lại
bioD_res_all <- do.call(bind_rows,bioD_All)
#Vẽ figure so sánh chỉ số đa dạng sinh học
bioD_res_all %>%
  dplyr::select(-Richness) %>%
  pivot_longer(cols=-Group,names_to = "Index", values_to = "value") %>%
  ggplot(aes(x=Index, y=value, fill=Group)) +

```

```

geom_col(position = "dodge", color="black")+
geom_text(aes(label=round(value,2) %>%
  str_replace_all("\\.",","), position = position_dodge(width = .9),
  vjust=-0.5, size=6))+
#scale_fill_manual(values = c("#252525", "#525252", "#cccccc", "#ffffff"))+
theme_bw(18)+
labs(x = "Chỉ số Đa Dạng Sinh học",
  y = "Giá trị",
  fill = "CaoDo")
ggsave("OUT/IV-NMDS/BIOD_ketqua.pdf", height = 10, width = 15, units = "in")
library(ggplot2)
library(ggpubr)
# Ve figure so sanh IVI
library(ggpubr)
names(IVI_ALL)
ggarrange(figure[[2]],figure[[5]],figure[[1]], figure[[3]],figure[[4]], ncol = 2, nrow = 3)
ggsave("OUT/IV-NMDS/IVI_ketqua.pdf", height = 15, width = 12, units = "in")
# xuất Excel
names(IVI_ALL) <- str_sub(names(IVI_ALL),1,2)
for(i in 1: 5){
  IVI_ALL[[i]] <- IVI_ALL[[i]] %>%
    mutate_if(is.numeric, round,2) %>%
    left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
}
write.xlsx(IVI_ALL, "OUT/IV-NMDS/IVI_ALL.xlsx")

##### PHAN TICH THEO CAP DO DOC
##### Dem so loai theo cac cap cao do
SoLoaiTheoDoDoc <- TreeTaDung %>%
  group_by(DoDoc_level) %>%
  summarise(SoLoai=n_distinct(LatinName), SoCay=n())

View(SoLoaiTheoCaoDo)
#### FIG.
SoLoaiTheoDoDoc %>%
  pivot_longer(cols=-DoDoc_level,names_to = "Group", values_to = "value") %>%
  ggplot(aes(x=DoDoc_level, y=value, fill=Group)) +
  geom_col(position = "dodge", color="black")+
  geom_text(aes(label=value), position = position_dodge(width = .9),
    vjust=-0.5, size=5)+
  theme_bw(15)+

```

```

labs(x = "Cấp độ dốc",
     y = "Số lượng",
     fill = "Nhóm")

ggsave("OUT/IV-NMDS/SoLoaiTheoDoDoc.pdf", height = 8, width = 10, units = "in")

#### Tính Loai quan trọng và chỉ số đa dạng sinh học theo từng cấp cao độ
list_DoDoc <- OMauTaDung$DoDoc_level %>% unique()
Tree_H_All = IVI_ALL = bioD_All = figure <- list()
for (h in list_DoDoc){
  print(h)
  # danh sách o mau theo cao độ
  H_omau <- OMauTaDung %>%
    filter(DoDoc_level == h)
  # lọc danh sách cây theo cao độ
  Tree_H_All[[h]] <- TreeTaDung %>%
    filter(KiHieuO %in% H_omau$KiHieuO)
  # tính IVI theo cao độ
  IVI_ALL[[h]] <- Tree_H_All[[h]] %>% b_IVI(TongSoOMau = nrow(H_omau))
  figure[[h]] <- b_plot_IVI_rank(IVI_ALL[[h]],pn=h)
  # Tính Chỉ số đa dạng sinh học theo cấp cao độ
  bioD_All[[h]] <- IVI_ALL[[h]] %>% summarise(b.biodiv.index(n))
  bioD_All[[h]]$Group <- h
}
# gộp các kết quả lại
bioD_res_all <- do.call(bind_rows,bioD_All)
# Vẽ figure so sánh chỉ số đa dạng sinh học
bioD_res_all %>%
  dplyr::select(-Richness) %>%
  pivot_longer(cols=-Group,names_to = "Index", values_to = "value") %>%
  ggplot(aes(x=Index, y=value, fill=Group)) +
  geom_col(position = "dodge", color="black")+
  geom_text(aes(label=round(value,2) %>%
    str_replace_all("\\.",","), position = position_dodge(width = .9),
    vjust=-0.5, size=6))+
  #scale_fill_manual(values = c("#252525", "#525252", "#cccccc", "#ffffff"))+
  theme_bw(18)+
  labs(x = "Chỉ số Đa Dạng Sinh học",
     y = "Giá trị",
     fill = "Cấp độ dốc")
ggsave("OUT/IV-NMDS/BIOD_ketqua_theoDoDoc.pdf", height = 10, width = 15, units = "in")
# Vẽ figure so sánh IVI

```

```

library(ggpubr)
names(IVI_ALL)
ggarrange(figure[[2]],figure[[3]],figure[[1]], figure[[4]], ncol = 2, nrow = 2)
ggsave("OUT/IV-NMDS/IVI_ketqua_DoDoc.pdf", height = 15, width = 12, units = "in")
# xuat Excel
names(IVI_ALL) <- str_sub(names(IVI_ALL),1,2)
for(i in 1: 4){
  IVI_ALL[[i]] <- IVI_ALL[[i]] %>%
    mutate_if(is.numeric, round,2) %>%
    left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
}
write.xlsx(IVI_ALL, "OUT/IV-NMDS/IVI_ALL_theoDoDoc.xlsx")
##### Phan tich NMDS Theo Cap CAO DO
##### Tao ma tran loai va cap cao do
SoLoaiTheoCaoDo2 <- TreeTaDung %>%
  group_by(LatinName,CaoDo_level) %>%
  summarise(n=n_distinct(LatinName), .groups = "keep") %>%
  ungroup() %>%
  pivot_wider(names_from = CaoDo_level, values_from = n, values_fill = 0)
SoLoaiTheoCaoDo3 <- SoLoaiTheoCaoDo2 %>%
  mutate(sum = rowSums(across(where(is.numeric))))
SoLoaiTheoCaoDo3$sum %>% table
write.xlsx(SoLoaiTheoCaoDo3,"OUT/IV-NMDS/SoLoaiTheoCaoDo.xlsx")
NhomLoaiTungCapCaoDo <- SoLoaiTheoCaoDo3 %>%
  filter(sum==1)
colSums(NhomLoaiTungCapCaoDo[,-1])
##### Tinh khoang cach jaccard giua cac cap cao do theo thanh phan loai
mydata <- t(SoLoaiTheoCaoDo2[,-1]) %>% as.data.frame()
distJacard <- vegdist(mydata, method = "jaccard")
hc <- hclust(distJacard, method = "Ward.D2 ")
plot(hc)
##### Phan tich NMDS
#Tao dataframe theo dinh dang chuan cua ham metaMDS
TreeAll <- TreeTaDung %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName") %>%
  group_by(KiHieuO,CaoDo_level, spcode) %>%
  summarise(n=n(), .groups = "keep") %>%
  pivot_wider(names_from = spcode, values_from = n, values_fill = 0) %>%
  ungroup()
TreeAll2 <- TreeAll %>% dplyr::select(-KiHieuO, -CaoDo_level)
rownames(TreeAll2) <- TreeAll$KiHieuO

```

```
### chuan hoa lai data
```

```
TreeAll2 <- decostand(TreeAll2, "log")
```

```
## Phan tich NMDS voi distance jaccard
```

```
TD_NMDS <- metaMDS(TreeAll2,k=3, distance = "jaccard")
```

```
## Stressplot
```

```
stressplot(TD_NMDS)
```

```
#stress value
```

```
TD_NMDS$stress
```

```
# xem nhanh ket qua
```

```
plot(TD_NMDS)
```

```
## Ve figure
```

```
sites <- scores(TD_NMDS, display = "sites") %>% as.data.frame()
```

```
spps <- scores(TD_NMDS, display = "species") %>% as.data.frame()
```

```
spps$spcode <- row.names(spps)
```

```
sites$KiHieuO <- TreeAll$KiHieuO
```

```
sites$CaoDo_level <- TreeAll$CaoDo_level
```

```
# Calculate the hulls for each group
```

```
hull_sites <- sites %>%
```

```
  group_by(CaoDo_level) %>%
```

```
  slice(chull(NMDS1, NMDS2))
```

```
p<-ggplot()+
```

```
  geom_polygon(data = hull_sites, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, fill = CaoDo_level), alpha=0.5)+
```

```
  geom_point(data = spps, aes(x=NMDS1, y=NMDS2))+
```

```
  geom_label_repel(data = spps, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, label = spcode),
```

```
    fill = NA, color="black",size=5, label.size = NA,
```

```
    min.segment.length = 0, segment.linetype = 2,
```

```
    segment.size = 0.4, parse = TRUE, max.overlaps = 15)+
```

```
  geom_point(data = sites, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, col = CaoDo_level, shape = CaoDo_level)) +
```

```
  theme_bw() +
```

```
  labs(fill="Cap Cao Do",col="Cap Cao Do",shape="Cap Cao Do")
```

```
p
```

```
p + theme(legend.position="none")
```

```
ggsave("OUT/IV-NMDS/NMDS2.pdf", height = 10, width = 10, units = "in")
```

```
##### PHAN TICH NMDS Theo Do doc
```

```
SoLoaiTheoDoDoc2 <- TreeTaDung %>%
```

```
  group_by(LatinName,DoDoc_level) %>%
```

```
  summarise(n=n_distinct(LatinName), .groups = "keep") %>%
```

```
  ungroup() %>%
```

```
  pivot_wider(names_from = DoDoc_level, values_from = n, values_fill = 0)
```

```

SoLoaiTheoDoDoc3 <- SoLoaiTheoDoDoc2 %>%
  mutate(sum = rowSums(across(where(is.numeric))))
SoLoaiTheoDoDoc3$sum %>% table
write.xlsx(SoLoaiTheoDoDoc3,"OUT/IV-NMDS/SoLoaiTheoDoDoc.xlsx")

NhomLoaiTungCapDoDoc <- SoLoaiTheoDoDoc3 %>%
  filter(sum==1)
colSums(NhomLoaiTungCapDoDoc[,-1])
##### Tinh khoang cach jaccard giua cac cap cao do theo thanh phan loai
mydata <- t(SoLoaiTheoDoDoc2[,-1]) %>% as.data.frame()
distJacard <- vegdist(mydata, method = "jaccard")
hc <- hclust(distJacard, method = "Ward.D2 ")
plot(hc)
#Tao dataframe theo dinh dang chuan cua ham metaMDS
TreeAll <- TreeTaDung %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName") %>%
  group_by(KiHieuO,DoDoc_level, spcode) %>%
  summarise(n=n(), .groups = "keep") %>%
  pivot_wider(names_from = spcode, values_from = n, values_fill = 0) %>%
  ungroup()

TreeAll2 <- TreeAll %>% dplyr::select(-KiHieuO, -DoDoc_level)
rownames(TreeAll2) <- TreeAll$KiHieuO
### chuan hoa lai data
TreeAll2 <- decostand(TreeAll2, "log")
## Phan tich NMDS voi distance jaccard
TD_NMDS <- metaMDS(TreeAll2,k=3, distance = "jaccard")
## Stressplot
stressplot(TD_NMDS)
#stress value
TD_NMDS$stress
# xem nhanh ket qua
plot(TD_NMDS)
## Ve figure
sites <- scores(TD_NMDS, display = "sites") %>% as.data.frame()
spps <- scores(TD_NMDS, display = "species") %>% as.data.frame()
spps$spcode <- row.names(spps)
sites$KiHieuO <- TreeAll$KiHieuO
sites$DoDoc_level <- TreeAll$DoDoc_level
# Calculate the hulls for each group
hull_sites <- sites %>%

```

```

group_by(DoDoc_level) %>%
slice(chull(NMDS1, NMDS2))
p<-ggplot()+
geom_polygon(data = hull_sites, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, fill = DoDoc_level), alpha=0.5)+
geom_point(data = spps, aes(x=NMDS1, y=NMDS2))+
geom_label_repel(data = spps, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, label = spcode),
  fill = NA, color="black",size =5, label.size = NA,
  min.segment.length = 0, segment.linetype = 2,
  segment.size = 0.4, parse = TRUE, max.overlaps = 15)+
geom_point(data = sites, aes(x=NMDS1, y=NMDS2, col = DoDoc_level, shape = DoDoc_level)) +

theme_bw() +
labs(fill="Cấp độ dốc",col="Cấp độ dốc",shape="Cấp độ dốc")
p
p + theme(legend.position="none")
ggsave("OUT/IV-NMDS/NMDS2_DoDoc.pdf", height = 10, width = 10, units = "in")

```

PHỤ LỤC 5. ĐOẠN CODE LỆNH TÍNH IVI VÀ CHỈ SỐ ĐA DẠNG

```
rm(list=ls())
### Goi package =====
library(tidyverse)
library(openxlsx) # doc file excel
library(ggrepel) #label text
library(vegan) #tinh chi so da dang
library(abdiv) #tinh chi so margalef
library(ggpubr)
library(scales)
### Viet cac function dung nhieu =====
source("function.R")
### Doc du lieu =====
# danh sach cac o mau
OMauTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Plot")
# bang du lieu do cay
TreeTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Tree")
# danh sach loai
SpeciesTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Species") %>%
  dplyr::select(spcode, LatinName, TenPhoThong, Family, Genus, TaxonRank, L10loai)
# loc bo cac dong khong co duong kinh, tinh Dien tich goc G va Chi nhom duong kinh
TreeTaDung <- TreeTaDung %>%
  filter(!is.na(D1.3_cm)) %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName") %>%
  mutate(G = ((D1.3_cm/2)/100)^2*pi, # unit: m2
    gD1.3 = case_when( D1.3_cm >= 20 ~ ">=20",
      TRUE ~ "[6-20)"),
    gD1.3 = factor(gD1.3, levels= c("[6-20)", ">=20")))
### Thong ke chung
nrow(TreeTaDung) # so than cay
# dem so cay o moi nhom cap kinh
TreeTaDung %>%
  group_by(gD1.3) %>%
  summarise(n=n())
# Dem so cay co duong kinh tren 1m
TreeTaDung %>%
  filter(D1.3_cm>=100) %>%
  group_by(LatinName) %>%
  summarise(n=n()) %>%
  View()
# Dem tong so loai
```

```

TreeTaDung$LatinName %>% n_distinct()
# Dem so luong loai chi ho da dinh
TreeTaDung %>%
  filter(TaxonRank!="ChuaBiet") %>%
  summarise(sp=n_distinct(LatinName),
            Fa=n_distinct(Family),
            Ge = n_distinct(Genus))
# Dem so luong loai theo ho
SoLoaiTheoHo <- TreeTaDung %>%
  filter(TaxonRank!="ChuaBiet") %>%
  group_by(Family) %>%
  summarise(n=n_distinct(LatinName)) %>%
  arrange(desc(n))
# Fig
ggplot(SoLoaiTheoHo, aes(x=reorder(Family,n), y = n))+
  geom_col() +
  geom_text(aes(y = n/2,label=round(n,2)), col="white")+
  coord_flip() +
  theme_bw(14) +
  labs(y="Số loài", x = "Họ")
ggsave("OUT/II-IVI/Fig.LoaiTheoHo.pdf", height = 15,width = 8)
# Tính IVI va chi so sampson, shanon, Evenness =====
# Toan bo cay khao sat =====
IVI_All <- TreeTaDung %>% b_IVI(TongSoOMau = 100)
bioD_all <- IVI_All %>% summarise(b.biodiv.index(n))
bioD_all$Group <- ">=6"
# Nhóm cây có D1.3 >= 20 cm =====
IVI_grA <- TreeTaDung %>%
  filter(gD1.3==">=20") %>%
  b_IVI(TongSoOMau = 100)
#Tính chỉ số đa dạng sinh học
bioD_A <- IVI_grA %>% summarise(b.biodiv.index(n))
bioD_A$Group <- ">=20"

# Nhóm cây có D1.3 [6-20) cm =====
IVI_grB <- TreeTaDung %>%
  filter(gD1.3=="[6-20)") %>%
  b_IVI(TongSoOMau = 100)
#Tính chỉ số đa dạng sinh học
bioD_B <- IVI_grB %>% summarise(b.biodiv.index(n))
bioD_B$Group <- "[6-20)"

```

```

# gop cac ket qua lai
bioD_res_all <- bind_rows(bioD_all,bioD_A,bioD_B) %>%
  mutate(Group= factor(Group,levels=c(">=6","[6-20)",">=20")))
#Ve figure chi so da dang sinh hoc
bioD_res_all %>%
  dplyr::select(-Richness) %>%
  pivot_longer(cols=-Group,names_to = "Index", values_to = "value") %>%
  ggplot(aes(x=Index, y=value, fill=Group)) +
  geom_col(position = "dodge", color="black")+
  geom_text(aes(label=round(value,2)) %>%
    str_replace_all("\\.", ","), position = position_dodge(width = .9),
    vjust=-0.5, size=5)+
  #scale_fill_manual(values = c("#252525","#525252", "#cccccc","#ffffff"))+
  theme_bw(15)+
  labs(x = "Chỉ số Đa Dạng Sinh học",
    y = "Giá trị",
    fill = "D1.3(cm)")
ggsave("OUT/II-IVI/BIOD_Index_ketqua.pdf", height = 6, width = 8, units = "in")

##### Ve ket qua IVI
p1 <- b_plot_IVI_rank(IVI_All, pn=">= 6cm")
p2 <- b_plot_IVI_rank(IVI_grA, pn=">= 20cm")
p3 <- b_plot_IVI_rank(IVI_grB, pn = "[6-20)cm")
ggarrange(p1,p2,p3)
ggsave("OUT/II-IVI/IVI_ketqua.pdf", height = 15, width = 12, units = "in")

### luu ket qua
IVI_All <- IVI_All %>%
  mutate_if(is.numeric, round,2) %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
IVI_grA <- IVI_grA %>%
  mutate_if(is.numeric, round,2) %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
IVI_grB <- IVI_grB %>%
  mutate_if(is.numeric, round,2) %>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
write.xlsx(IVI_All,"OUT/II-IVI/IVI_All.xlsx")
write.xlsx(IVI_grA,"OUT/II-IVI/IVI_grA.xlsx")
write.xlsx(IVI_grB,"OUT/II-IVI/IVI_grB.xlsx")
write.xlsx(bioD_res_all,"OUT/II-IVI/bioD_res_all.xlsx")

##### TINH CHI SO DA DANG SINH HOC CHO TUNG O MAU
DanhSachOMau <- OMauTaDung$KiHieuO %>% unique()
ChiSoDDSH <- list()

```

```

for(i in 1:100){
  (KiHieuOMau <- DanhSachOMau[i])
  DuLieuCayMoiO <- TreeTaDung %>%
    filter(KiHieuO ==KiHieuOMau)
  DuLieuCayMoiO %>% b_IVI(TongSoOMau = 1)
  SoCayTheoLoai <- DuLieuCayMoiO %>%
    group_by(LatinName) %>%
    summarise(n=n())
  res <- b.biodiv.index(SoCayTheoLoai$n)
  res$KiHieuO <- KiHieuOMau
  ChiSoDDSH[[i]] <- res
}
ChiSoDDSH <- do.call(bind_rows,ChiSoDDSH)
write.xlsx(ChiSoDDSH,"OUT/II-IVI/ChiSoDDSHOTC.xlsx")

##### Margalef
ggplot(ChiSoDDSH, aes(x=KiHieuO,y=Margalef, group=1))+
  geom_line(color="#33a02c")+
  geom_point(color="#33a02c", size=2)+
  theme_bw(14) +
  theme(axis.text.x = element_text(angle = 90)) +
  labs(x="Kí Hiệu Ô Mẫu", y="Margalef Index") +
  coord_flip()
ggsave("OUT/II-IVI/Margalef.pdf", height = 15, width = 8, units = "in")
ggsave("OUT/II-IVI/Margalef_Ngang.pdf", height = 5, width = 14, units = "in")

##### Shannon
ggplot(ChiSoDDSH, aes(x=KiHieuO,y=Shannon, group=1))+
  geom_line(color="#33a02c")+
  geom_point(color="#33a02c", size=2)+
  theme_bw(14) +
  theme(axis.text.x = element_text(angle = 90)) +
  labs(x="Kí Hiệu Ô Mẫu", y="Shannon Index (H)") +
  coord_flip()
ggsave("OUT/II-IVI/Shannon.pdf", height = 15, width = 8, units = "in")
ggsave("OUT/II-IVI/Shannon_Ngang.pdf", height = 5, width = 14, units = "in")

##### Simpson
ggplot(ChiSoDDSH, aes(x=KiHieuO,y=Simpson, group=1))+
  geom_line(color="#33a02c")+
  geom_point(color="#33a02c", size=2)+
  theme_bw(14) +
  theme(axis.text.x = element_text(angle = 90)) +
  labs(x="Kí Hiệu Ô Mẫu", y="Simpson Diversity Index (D)") +

```

```

coord_flip()
ggsave("OUT/II-IVI/Simpson.pdf", height = 15, width = 8, units = "in")
ggsave("OUT/II-IVI/Simpson_Ngang.pdf", height = 5, width = 14, units = "in")
###Rarity INDEX =====
### Phương pháp theo gọi RARITY
#install.packages("Rarity")
library(Rarity)
# chuẩn hóa dữ liệu
regional.occ <- IVI_All$n
names(regional.occ) <- IVI_All$LatinName
# Tính rarity weights cho từng loài
rarity.weights <- rWeights(regional.occ, normalised = T)
summary(rarity.weights$W)
## Xem số loài hiếm gặp
rarity.weights$R %>% table
#Đếm số loài có ghi nhận ít
rarity.weights %>%
  filter(R==1) %>% .$Q %>% table()
# Calculation of Index of Relative Rarity cho toàn bộ khu vực
Irr(regional.occ, rarity.weights)
##### Xuất bảng kết quả
rarity.weights$LatinName <- rownames(rarity.weights)
rarity.weights <- rarity.weights%>%
  left_join(SpeciesTaDung, by="LatinName")
view(rarity.weights)
write.xlsx(rarity.weights, "OUT/II-IVI/RarityWeight.xlsx")

```

PHỤ LỤC 6: SỐ LOÀI GHI NHẬN THEO CẤP ĐỘ CAO

https://docs.google.com/spreadsheets/d/1Mt4KcWhND4UgqPCQPPiv4Rj4dQeiMudx/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true
https://docs.google.com/spreadsheets/d/1qecSdTU49f8QBWA5HfuCjIt19JVOSSbl/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true

PHỤ LỤC 7. SỐ LOÀI GHI NHẬN THEO CẤP ĐỘ DỐC

https://docs.google.com/spreadsheets/d/1yAeqn8yzUOnv8Y5s1aWhttps://docs.google.com/spreadsheets/d/18bm8Gh2zQD1MXC15p1jcrhKisdERCM68/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true8r0TihdRVToA/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true
https://docs.google.com/spreadsheets/d/1faWjMR-XgiAvWiDRpNmrt1b-t-jfGHDS/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true

PHỤ LỤC 8. CHỈ SỐ LOÀI HIẾM

https://docs.google.com/spreadsheets/d/1u6xQty93XtBi9WCweem5wRbvPPsWbAHO/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true

PHỤ LỤC 9: CODE LỆNH ĐỂ THỰC HIỆN PHÂN TÍCH PERSON VÀ PCA

```
rm(list=ls())

library(raster)

library(tidyverse)

WCPATH = "../0-BaseMap/TD_wc2.1_30s_bio"

WCvariable <- list.files(path = WCPATH, pattern=".tif", full.names = TRUE)

# stack biến khi hau worldclim

currentEnv <- stack(WCvariable)

varname <- names(currentEnv) |>

  str_remove_all( "wc2.1_30s_|TDbio30s21_|_30s|TD_")

names(currentEnv) <- varname

#projection

crswgs84 <- "+proj=longlat +ellps=WGS84 +datum=WGS84 +no_defs"

proj4string(currentEnv) <- sp::CRS(crswgs84)

# Tính toán ma trận tương quan Pearson

jnk=layerStats(currentEnv, 'pearson', na.rm=T)

correlation_matrix=jnk$'pearson correlation coefficient'

### Vẽ đồ thị tương quan

library(ggcorrplot)

ggcorrplot(round(correlation_matrix,1), hc.order = F, type = "upper", lab = TRUE,

  lab_size = 3)

ggsave("OUT/CorrPearson.pdf", height = 10, width = 10)

# Chuyển ma trận tương quan thành danh sách các cặp biến và hệ số tương quan

correlation_pairs <- as.data.frame(as.table(correlation_matrix))

colnames(correlation_pairs) <- c("Variable1", "Variable2", "Correlation")

# Hiển thị các cặp biến có mức độ cộng tuyến cao

high_correlation_pairs <- correlation_pairs |>

  filter(Variable1 != Variable2) |>

  mutate(high_corr = ifelse(abs(Correlation) > 0.8,1,0)) |>

  arrange(desc(high_corr), Variable1)

openxlsx::write.xlsx(high_correlation_pairs,"OUT/high_correlation_pairs.xlsx")

## Loại bỏ các cặp biến giống nhau và trùng lặp và Lọc ra các cặp biến có hệ số tương quan tuyệt đối lớn hơn ngưỡng (ví dụ: 0.8)
```

```

#

# correlation_pairs <- data.frame(t(apply(correlation_pairs,1,sort)))

# colnames(correlation_pairs) <- c("Correlation", "Variable1", "Variable2")

# correlation_pairs <- correlation_pairs[!duplicated(correlation_pairs[c(2,3)]),]

#

#

#

# # Hiển thị các cặp biến có mức độ cộng tuyến cao

# high_correlation_pairs <- correlation_pairs |>

# filter(Variable1 != Variable2) |>

# mutate(Correlation=as.numeric(Correlation),

#         high_corr = ifelse(abs(Correlation) > 0.8,1,0))

#

# openxlsx::write.xlsx(high_correlation_pairs,"OUT/I-DUDOAN/high_correlation_pairs.xlsx")

##### PCA

dfcurrentEnv <- as.data.frame(currentEnv)

dfcurrentEnv <- na.omit(dfcurrentEnv)

varname <- colnames(dfcurrentEnv) |>

str_remove_all( "wc2.1_30s_TDbio30s21_30s|TD_")

colnames(dfcurrentEnv) <- varname

# Ví dụ về sử dụng PCA để giảm thiểu cộng tuyến

library(FactoMineR)

library(factoextra)

# Thực hiện PCA

pca_result <- PCA(dfcurrentEnv, scale.unit = TRUE, ncp = 2, graph = FALSE)

# Hiển thị kết quả PCA

fviz_pca_var(pca_result, col.var = "contrib",repel=T)

ggsave("OUT/PCA.pdf", height = 7, width = 7

```

PHỤ LỤC 10: ĐOẠN CODE LỆNH ĐỂ THỰC HIỆN PHÂN TÍCH JACKKNIFE

```
rm(list=ls())
#### Goi package =====
library(openxlsx) # doc file excel
library(raster)
#library(rgdal)
library(sf)
library(dismo)
library(rJava)
library(RColorBrewer)
library(tidyverse)
library(ggpubr)
##### FUNCTION
source("../function.R")
##### Load toa do quy hiem
TreeQH <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "TOADO_QUYHIEM")
#### Dem so luong diem ghi nhan theo loai
TreeQH_ThongKe <- TreeQH %>% group_by(LatinName, spcode) %>%
  summarise(n=n(), .groups = "drop")
TreeQH_ThongKe
#### Tao danh sach loai
listsp <- TreeQH_ThongKe$LatinName
listspcode <- TreeQH_ThongKe$spcode
#####
### Step 1 =====
#=====
#projection
crswgs84 <- "+proj=longlat +ellps=WGS84 +datum=WGS84 +no_defs"
# load bản đồ nền
tadung <- st_read("../0-BaseMap/MAP/Vector/TaDung_RanhGioi_LonLat.shp")
# thu muc chua cac bien khi hau hien tai
WCPath = "../0-BaseMap/TD_wc2.1_30s_bio/"
#WCvariable <- list.files(path = WCPath, pattern=".tif", full.names = F)
WCvariable <- c("TDbio01.tif", "TDbio02.tif", "TDbio03.tif", "TDbio04.tif",
  "TDbio07.tif", "TDbio12.tif", "TDbio13.tif", "TDbio14.tif",
  "TDbio16.tif", "TDbio19.tif", "TD_Aspect.tif", "TD_Elev.tif", "TD_Slope.tif",
  "TD_solpH.tif", "TD_HienTrang.tif", "TD_NDVI.tif")
# stack bien khi hau worldclim
currentEnv <- stack(paste0(WCPath, WCvariable))
varname <- names(currentEnv) |>
```

```

str_remove_all( "wc2.1_30s_|TDbio30s21_|_30s|TD_")
names(currentEnv) <- varname
proj4string(currentEnv) <- sp::CRS(crswgs84)
# get random point on background
set.seed(134)
bg1 <- randomPoints(currentEnv[[1]], n=700,p=b_tospatial(TreeQH))
##### Loai 1 Canarium littorale
contributionTable <- list()
for(sp in 1:10){
  #Loc data tung loai
  spname <- listsp[sp]
  spcode <- listspcode[sp]
  print(spname)
  spcies_occ <- TreeQH %>%
    filter(LatinName ==spname) %>%
    b_tospatial()
  ## Run model voi MaxEnt cho tung loai
  outpath <- paste0("OUT/TestJackKnife/",spcode,"/")
  #B2 chay model
  currentModel <- b_model_ma(spcies_occ,outpath)
  contributionTable[[spcode]] <- b_get_contribution_table(currentModel)
}
library(openxlsx)
write.xlsx(contributionTable,"contributionTable.xlsx")

```

PHỤ LỤC 11: ĐOẠN CODE LỆNH ĐỂ XÂY DỰNG SDM_s

```
rm(list=ls())

### Goi package =====

library(openxlsx) # doc file excel

library(raster)

library(sf)

library(dismo)

library(rJava)

library(RColorBrewer)

library(tidyverse)

library(ggpubr)

##### Function =====

source("function.R")

### Doc du lieu =====

# danh sach cac o mau

OMauTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Plot")

# bang du lieu do cay

TreeTaDung <- read.xlsx("DataPlot.xlsx", sheet = "Tree")

### Trich loc lay danh sach cay co truoc khi khao sat

OMauTaDung_cu <- OMauTaDung %>% filter(ODVTruoc==1)

dsOmau_cu <- OMauTaDung_cu$KiHieuO %>% unique()

## Loc ghi nhan cua 10 loai quy hiem trong o mau truoc

species_occ <- TreeTaDung %>%

  filter(!is.na(D1.3_cm), L10loai==1) %>%

  filter(KiHieuO %in% dsOmau_cu) %>%

  dplyr::select(TreeID, LatinName, Lon, Lat)

# so ghi nhan cua tung loai

dem_sodiem <- species_occ %>%

  group_by(LatinName) %>%

  summarise(n=n())

# Fig

ggplot(dem_sodiem, aes(x=reorder(LatinName,n), y = n))+

  geom_col() +

  geom_text(aes(y = n/2, label=round(n,2)), col="white")+

  coord_flip() +

  theme_bw(10) +
```

```

labs(y="Điểm ghi nhận", x = "Loài")
ggsave("OUT/I-DUDOAN/Fig.diemghinhan.pdf", width = 5)
#
# chuyen sang dinh dang spatial map
#projection
crswgs84 <- "+proj=longlat +ellps=WGS84 +datum=WGS84 +no_defs"
#crsutm48 <- "+proj=utm +zone=48 +datum=WGS84 +units=m +no_defs"
coordinates(species_occ) <- ~ Lon + Lat
proj4string(species_occ) <- sp::CRS(crs84)
### Xuat File DiemGhiNhanLoai
DiemGhiNhanLoai <- st_as_sf(species_occ) %>% st_transform(32648)
st_write(DiemGhiNhanLoai, paste0("OUT/I-DUDOAN/All_10Loai/DiemGhiNhanLoai_UTM48N.gpkg"), append = F)
# load bản đồ nền
tadung <- st_read("IN/MAP/Vector/TaDung_RanhGioi_LonLat.shp")
tadungDEM <- raster("IN/MAP/Raster/TaDung_DEM.tif")
#####
### Step 1 =====
#=====
# thu muc chua cac bien mo hinh
WCPath = "IN/TD_wc2.1_30s_bio"
WCvariable <- list.files(path = WCPath, pattern=".tif", full.names = TRUE)
##### VE figure cac bien khi hau =====
tdwcraster <- lapply(WCvariable, raster)
tdwemap <- lapply(tdwcraster, b_plot_map,tadung)
ggarrange(tdwemap[[1]],tdwemap[[2]], tdwemap[[3]],tdwemap[[4]],tdwemap[[5]],tdwemap[[6]],
          tdwemap[[7]],tdwemap[[8]], tdwemap[[9]],tdwemap[[10]],tdwemap[[11]],tdwemap[[12]],
          ncol = 3,nrow = 4)
ggsave("OUT/I-SDM/TD_p1-p12.pdf", width = 15, height = 20)
ggarrange(tdwemap[[13]],tdwemap[[14]], tdwemap[[15]],tdwemap[[16]],tdwemap[[17]],tdwemap[[18]],
          tdwemap[[19]],
          ncol = 3,nrow = 3)
ggsave("OUT/I-SDM/TD_p13-p19.pdf", width = 15, height = 15)
#### ve bien NDVI
NDVI <- raster("IN/MAP/Raster/TD_NDVI_lonlat.tif")
NDVI30s <- raster("IN/TD_wc2.1_30s_bio/TDbio30s21_NDVI_30s.tif")
NDVIplot <- b_plot_map(NDVI,tadung)
NDVI30sPlot <- b_plot_map(NDVI30s, tadung)
ggarrange(NDVIplot, NDVI30sPlot)

```

```

ggsave("OUT/I-SDM/NDVI.pdf", width = 15, height = 10)

## ve hinh khong anh SENTINEL

SENTINEL <- stack("IN/MAP/Raster/Sentinel2_td_2022.tif")

plotRGB(SENTINEL, axes = TRUE, stretch = "lin", main = "RGB")


## tach thanh 2 bo du lieu voi 70% train và 30% test

set.seed(134)

fold <- kfold(species_occ, k=10)

species_occ_test <- species_occ[fold %in% c(1:3), ]

species_occ_train <- species_occ[!fold %in% c(1:3), ]

nrow(species_occ)

nrow(species_occ_train)

nrow(species_occ_test)

### Chay mo hinh MaxEnt=====

#=====

# stack bien khi hau worldclim

currentEnv <- stack(WCvariable)

proj4string(currentEnv) <-sp::CRS(crswgs84)

# get random point on background

set.seed(134)

bg1 <- randomPoints(currentEnv[[1]], n=700,p=species_occ)

### Step 4 =====

#=====

## Run model voi MaxEnt

outpath <- "OUT/I-DUDOAN/All_10Loai/MaxEnt/"

#B2 chay model

currentModel <- b_model_ma(species_occ_train,outpath)

#B3 Xuat ket qua raster

currentMap <- b_makemap(currentModel, outpath=outpath)

plot(currentMap)

plot(currentModel)

#### evaluate

e1 <- evaluate(currentModel, p=species_occ_train, a=bg1, x=currentEnv)

plot(e1, 'ROC')

e2 <- evaluate(currentModel, p=species_occ_test, a=bg1, x=currentEnv)

plot(e2, 'ROC')

##### lay gia tri du doan tai cac diem dung de kiem tra

Predict_Value <-raster::extract(currentMap, species_occ_test)

```

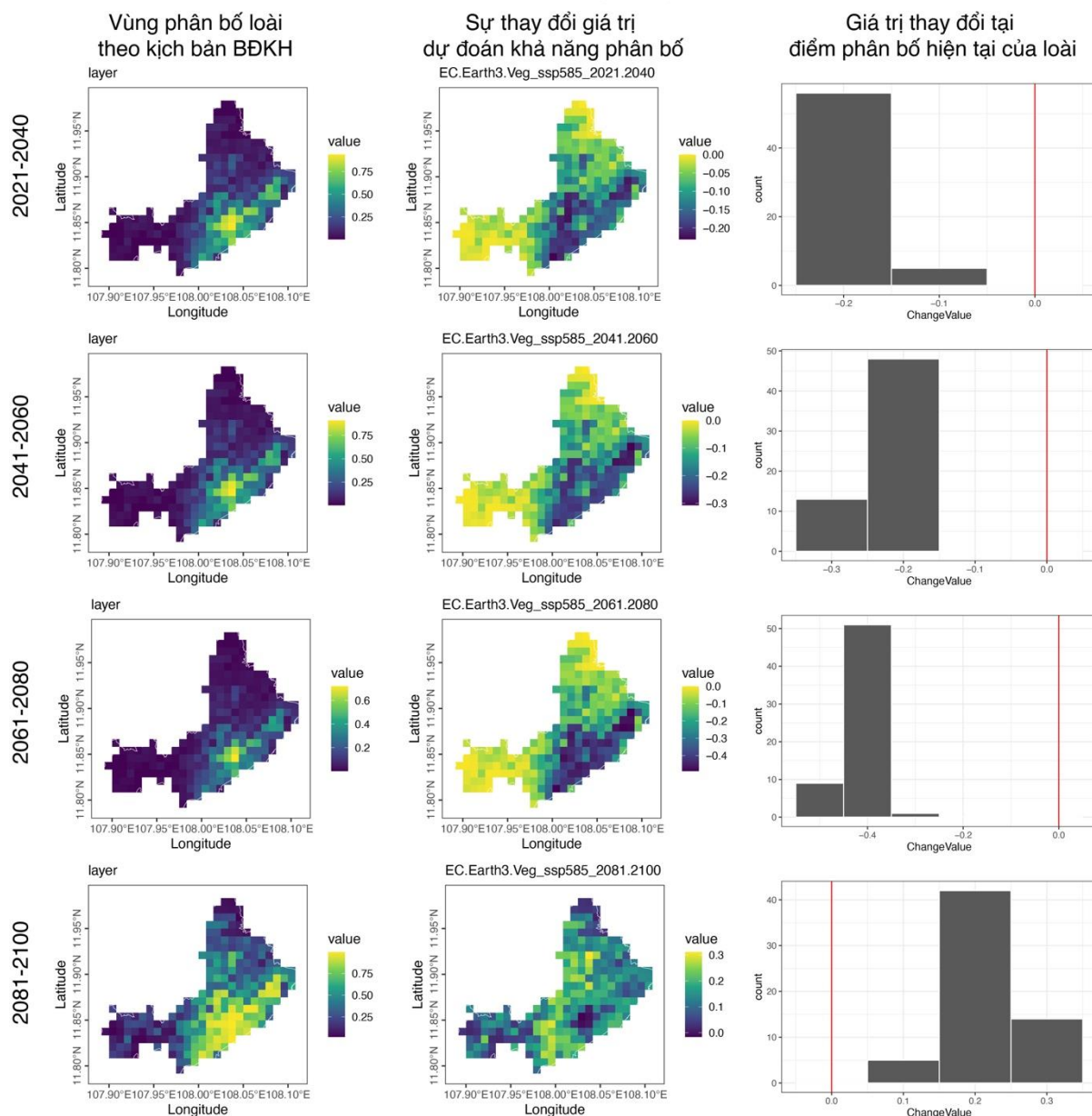
```

summary(Predict_Value)
boxplot(Predict_Value)
##### Xem vi tri cac o mau
OMauTaDung = st_as_sf(OMauTaDung, coords = c("LON", "LAT"), crs = crswgs84)
OMauTaDung_utm48N <-st_transform(OMauTaDung, 32648)
st_write(OMauTaDung_utm48N, paste0("OUT/I-DUDOAN/All_10Loai/OMauTaDung_utm48N.gpkg"))
Omau_Value <-raster::extract(currentMap, OMauiTaDung)
summary(Omau_Value)
boxplot(Omau_Value)
##### Chay rieng cho tung loai
# Lay danh sach 6 loai
listsp <- c("Canarium littorale","Dacrycarpus imbricatus","Dipterocarpus baudii","Dipterocarpus Hasseltii", "Quercus
langbianensis.", "Rhodoleia championii")
listspcode <- c("canapi","dacrim","diptco","diptha","lithsp2","rhodch")
Tree_occ <- TreeTaDung %>%
  filter(!is.na(D1.3_cm), LatinName %in%listsp ) %>%
  filter(KiHieuO %in% dsOmau_cu) %>%
  dplyr::select(TreeID,LatinName,Lon,Lat)
for(sp in 1:6){
  #Loc data tung loai
  spname <- listsp[sp]
  spcode <- listspcode[sp]
  sp_occ <- Tree_occ %>%
    filter(LatinName ==spname) %>%
    b_tospatial()
  ## Run model voi MaxEnt cho tung loai
  outpath <- paste0("OUT/I-DUDOAN/",spcode,"/")
  #dir.create(outpath)
  sp_occ_utm48N <-st_transform(sp_occ, 32648)
  st_write(sp_occ_utm48N, paste0(outpath,"Point_",spcode,".gpkg"))
  #B2 chay model
  currentModel <- b_model_ma(spcies_occ,outpath)
  #B3 Xuat ket qua raster
  currentMap <- b_makemap(currentModel, outpath=outpath)
}

```

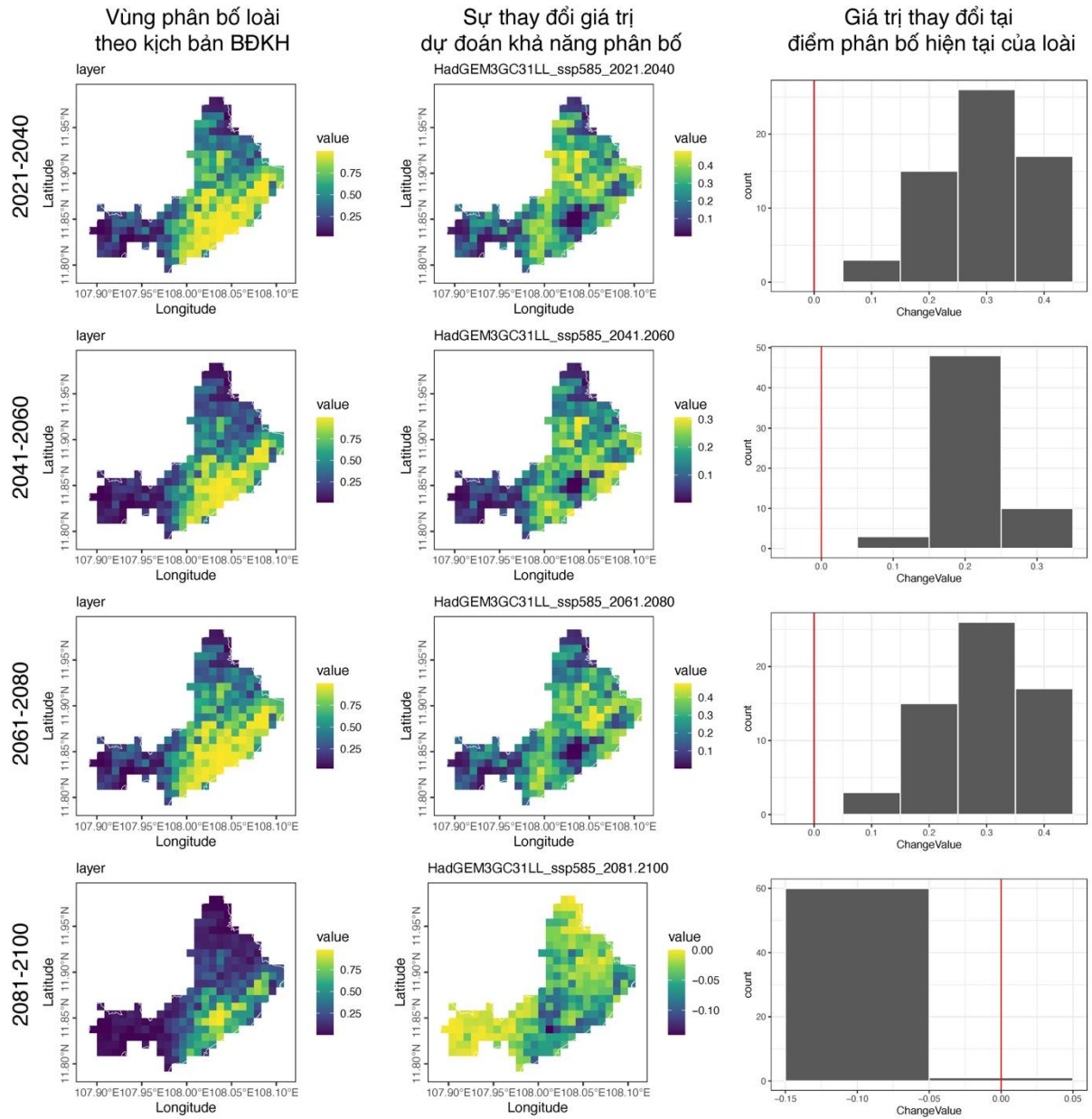
PHỤ LỤC 12: CÁC KỊCH BẢN BIẾN ĐỔI KHÍ HẬU CỦA CÁC LOÀI NGHIÊN CỨU

EC-Earth3-Veg_ssp585



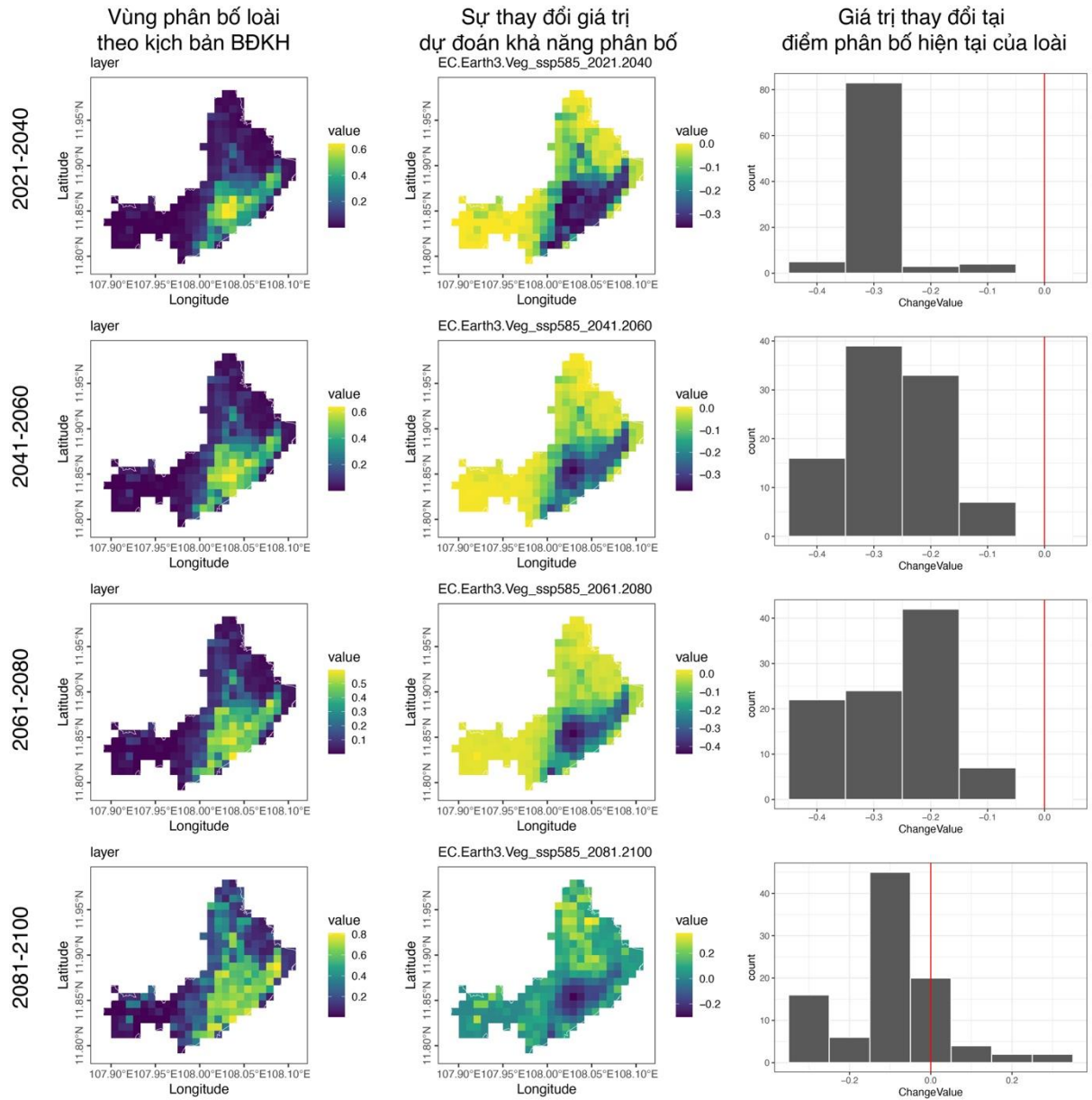
Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



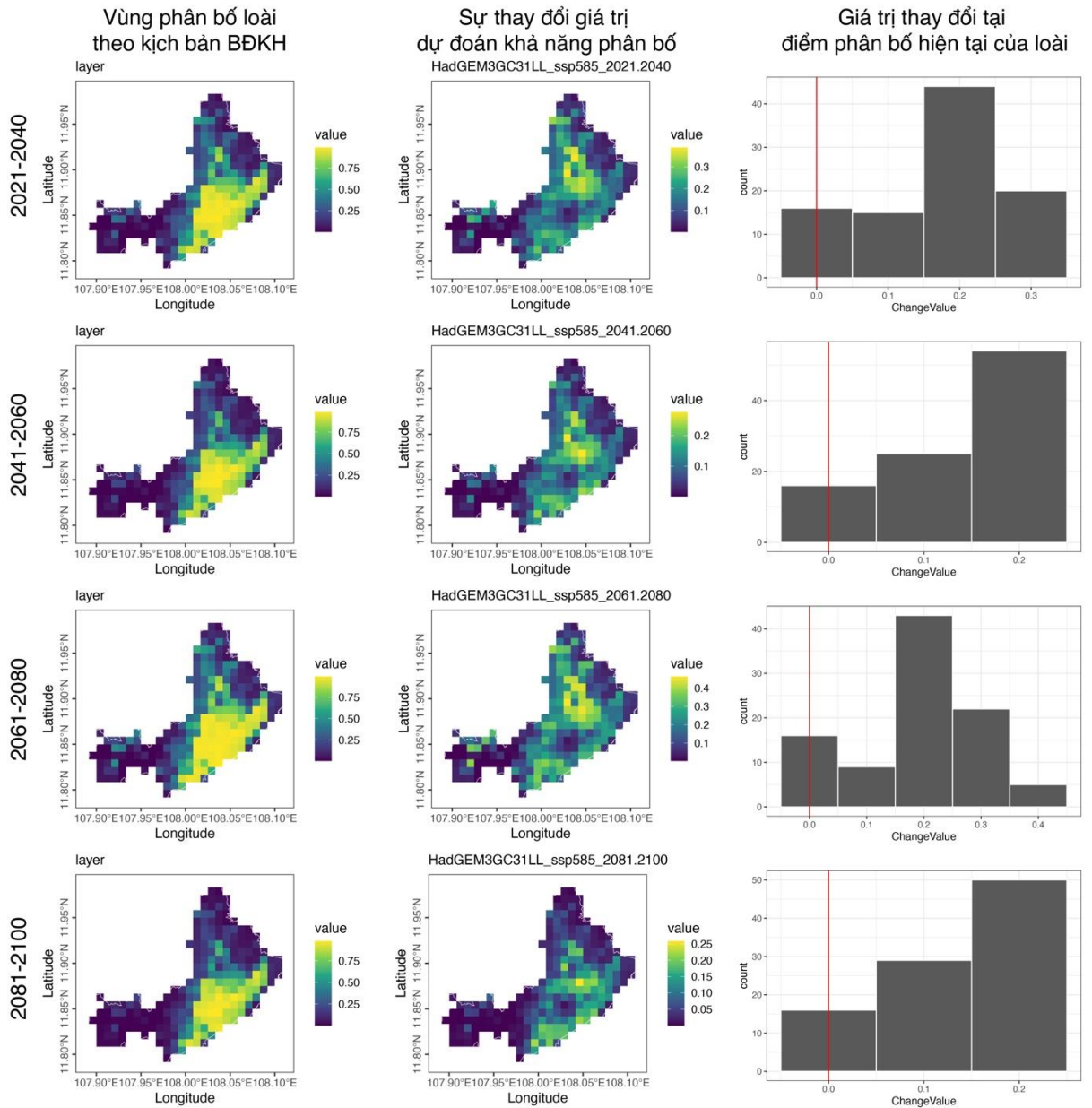
Dự đoán vùng phân bố loài Xá xị theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



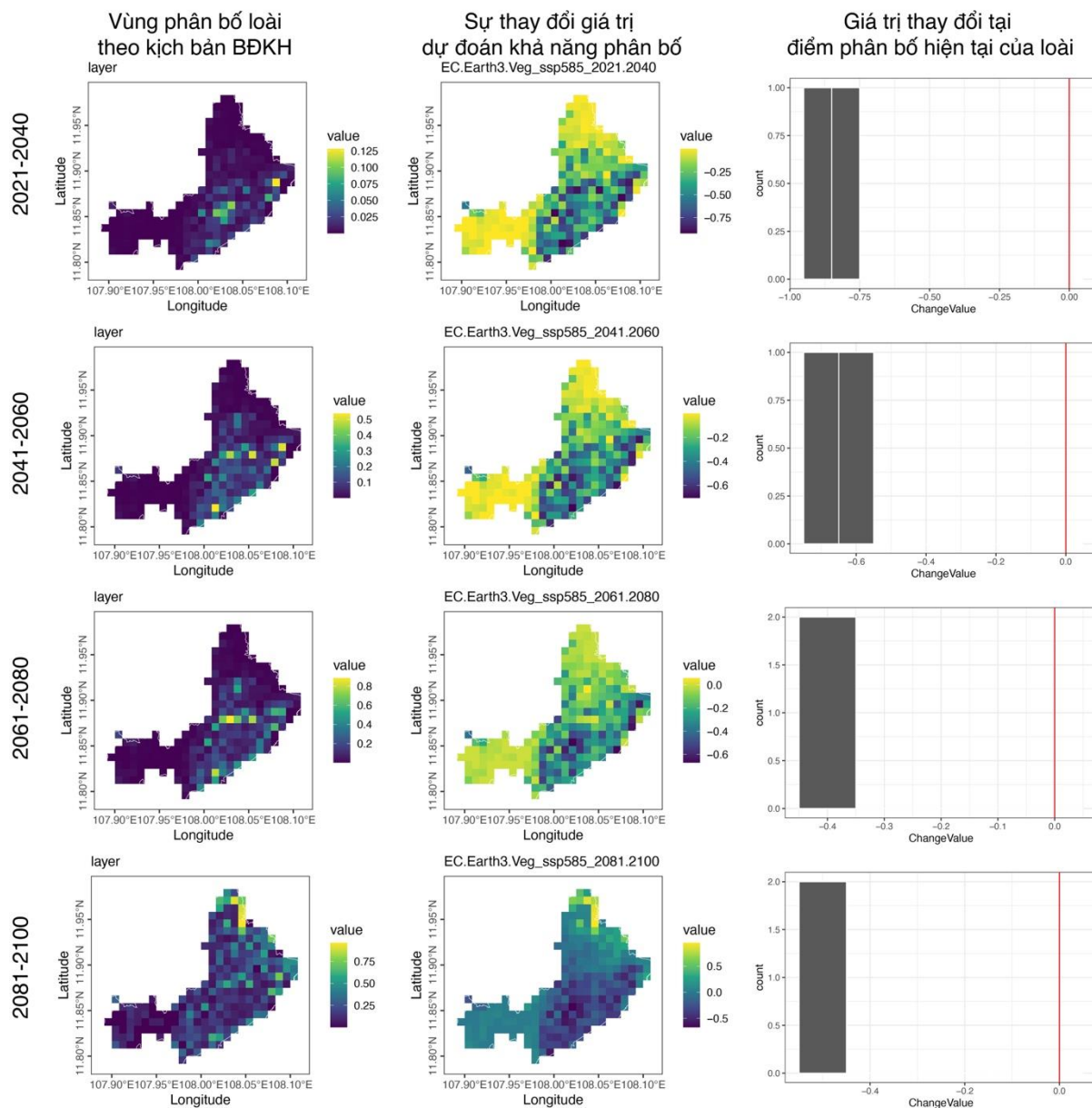
Dự đoán vùng phân bố loài Thông nạng theo kịch bản ĐDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



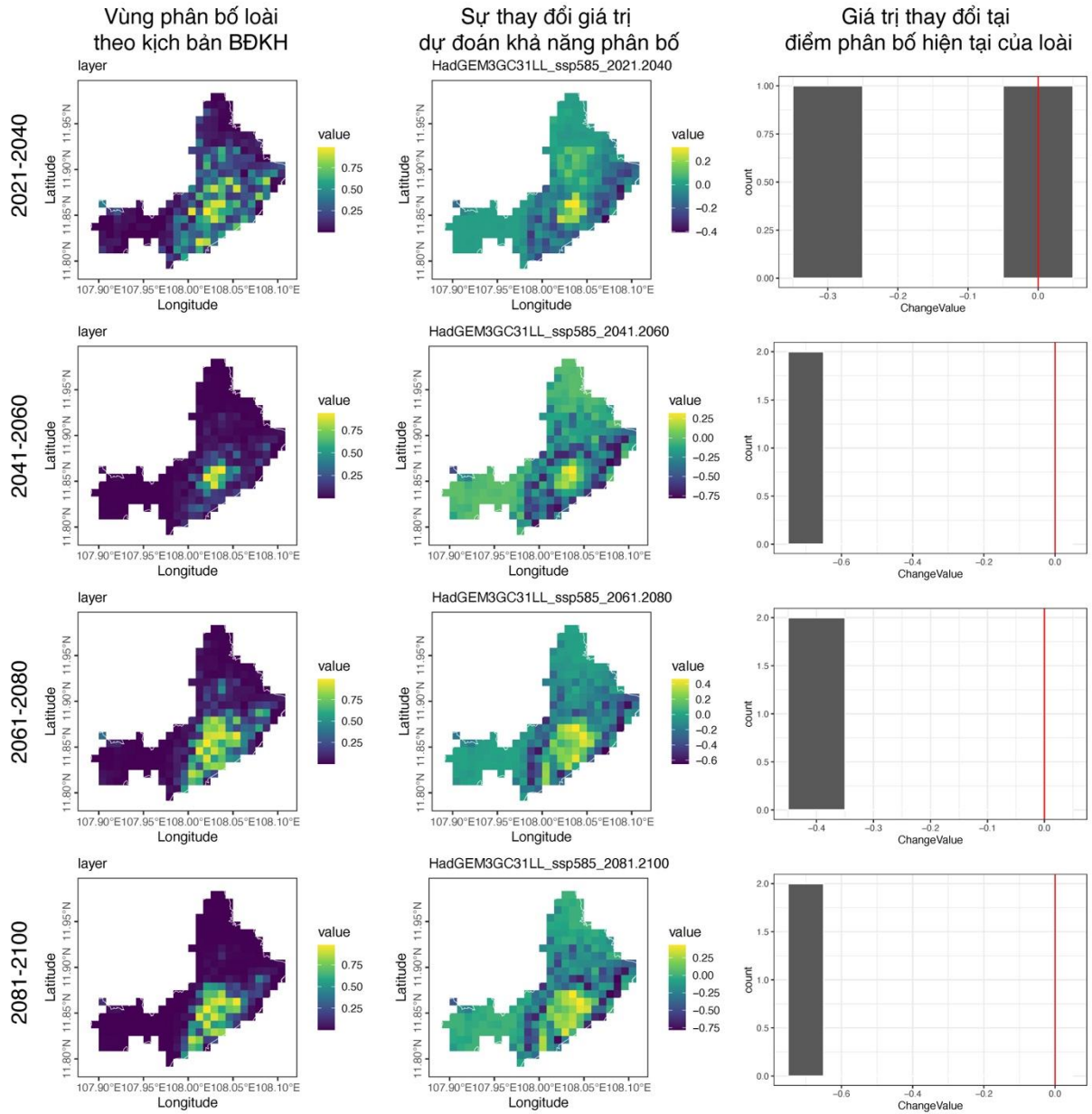
Dự đoán vùng phân bố loài Thông nạng theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



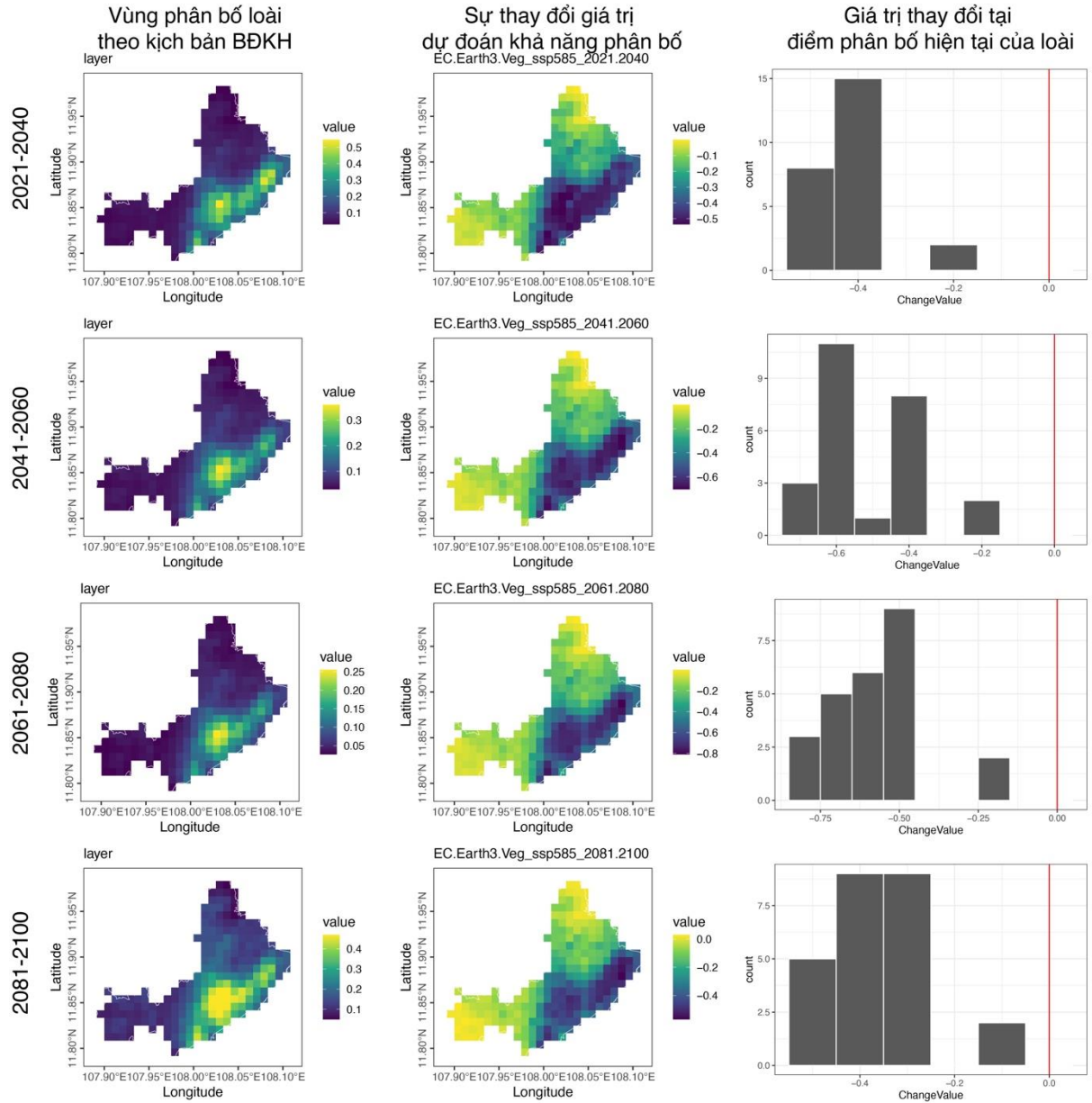
Dự đoán vùng phân bố loài Trầm hương theo kịch bản ĐDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



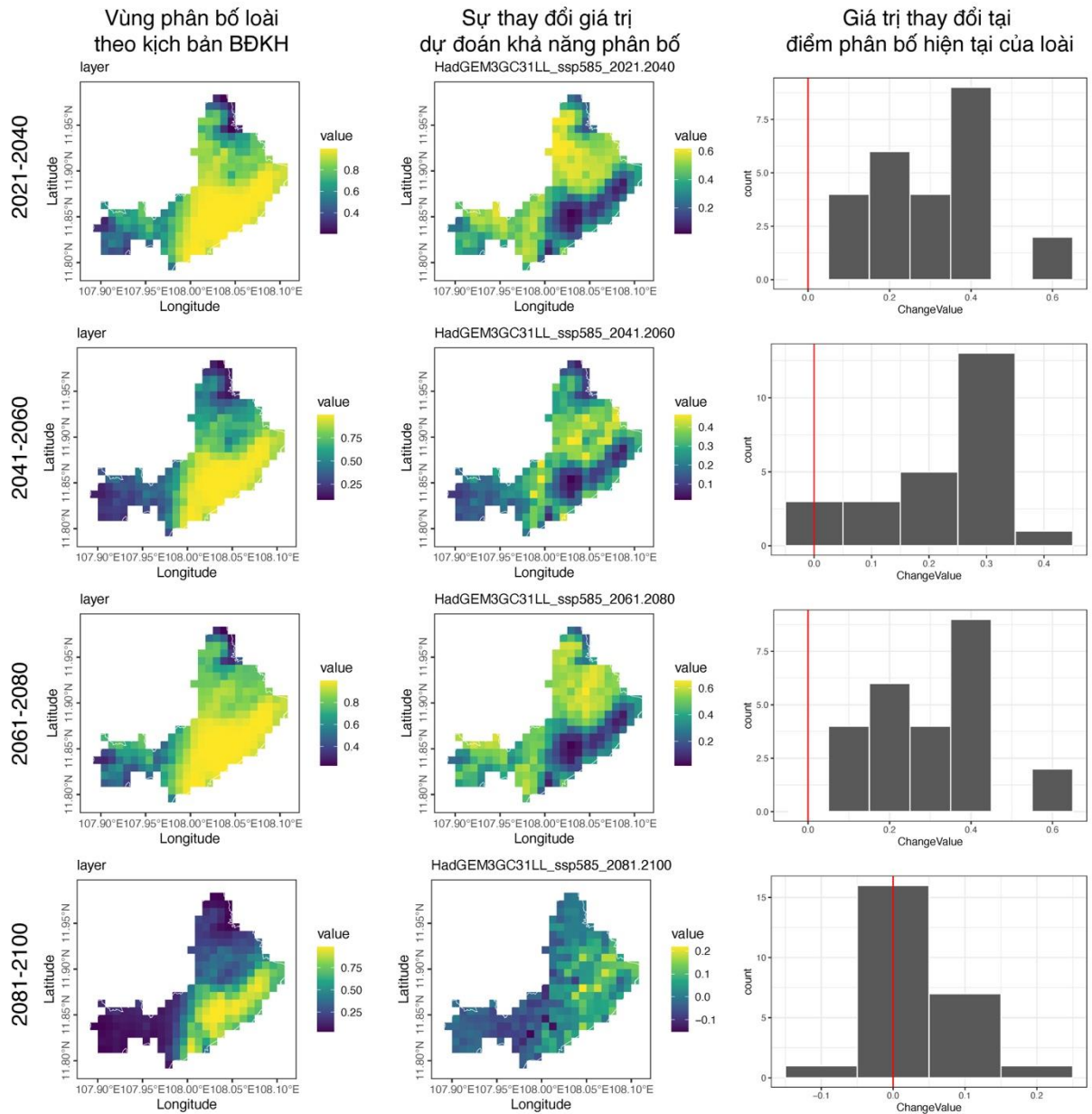
Dự đoán vùng phân bố loài Trầm hương theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



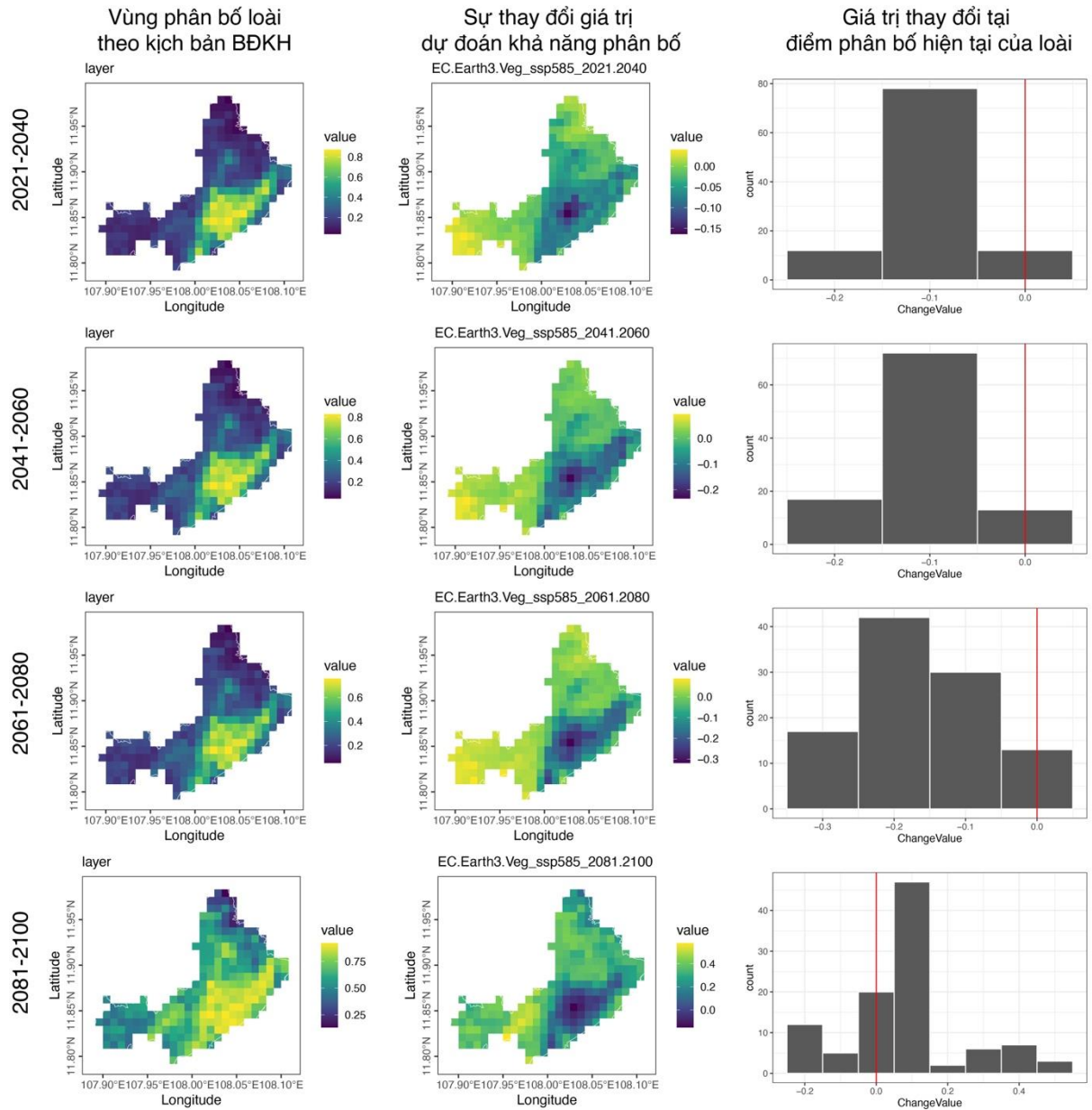
Dự đoán vùng phân bố loài Trám nâu theo kịch bản ĐDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



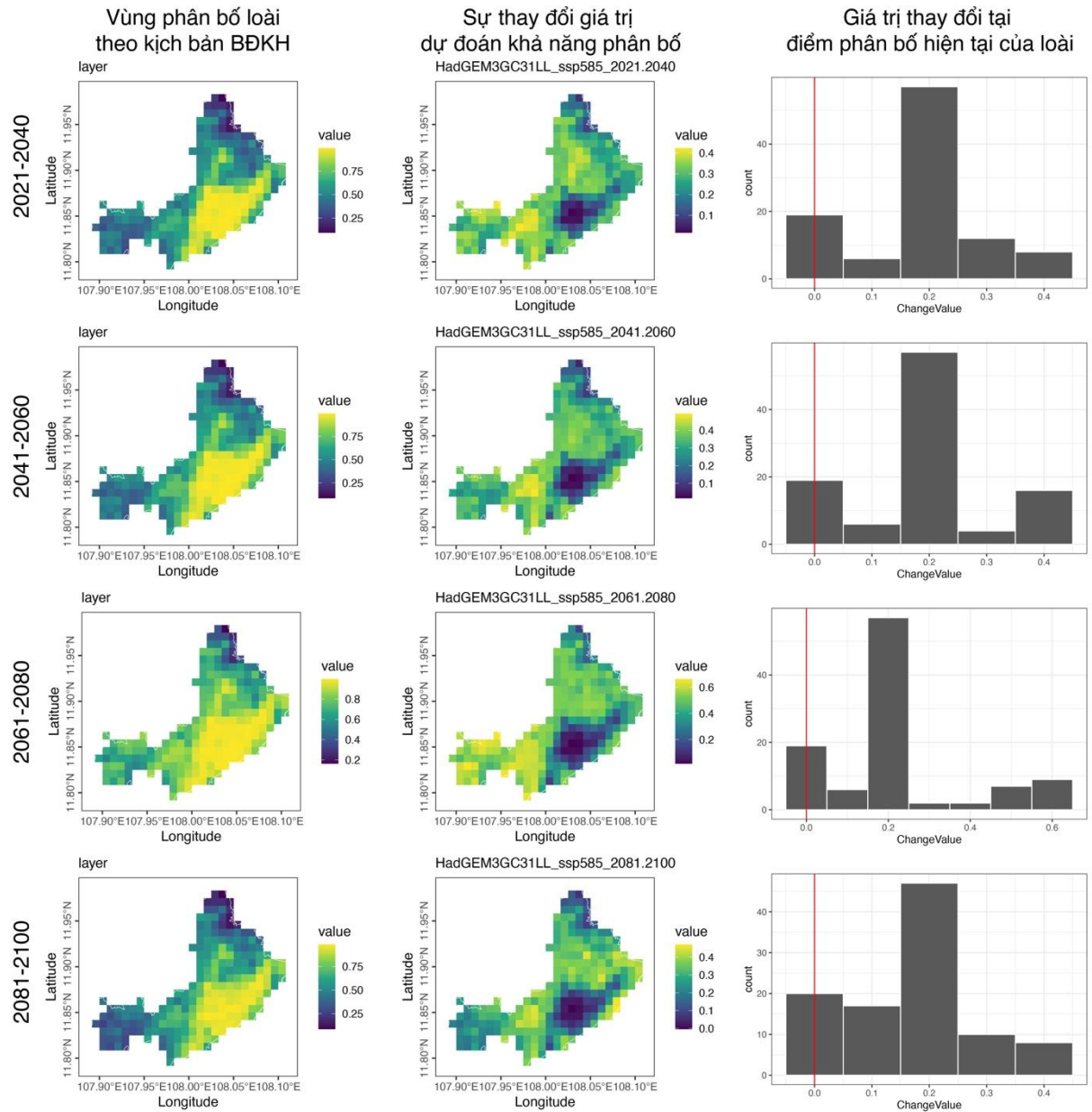
Dự đoán vùng phân bố loài Trám nâu theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



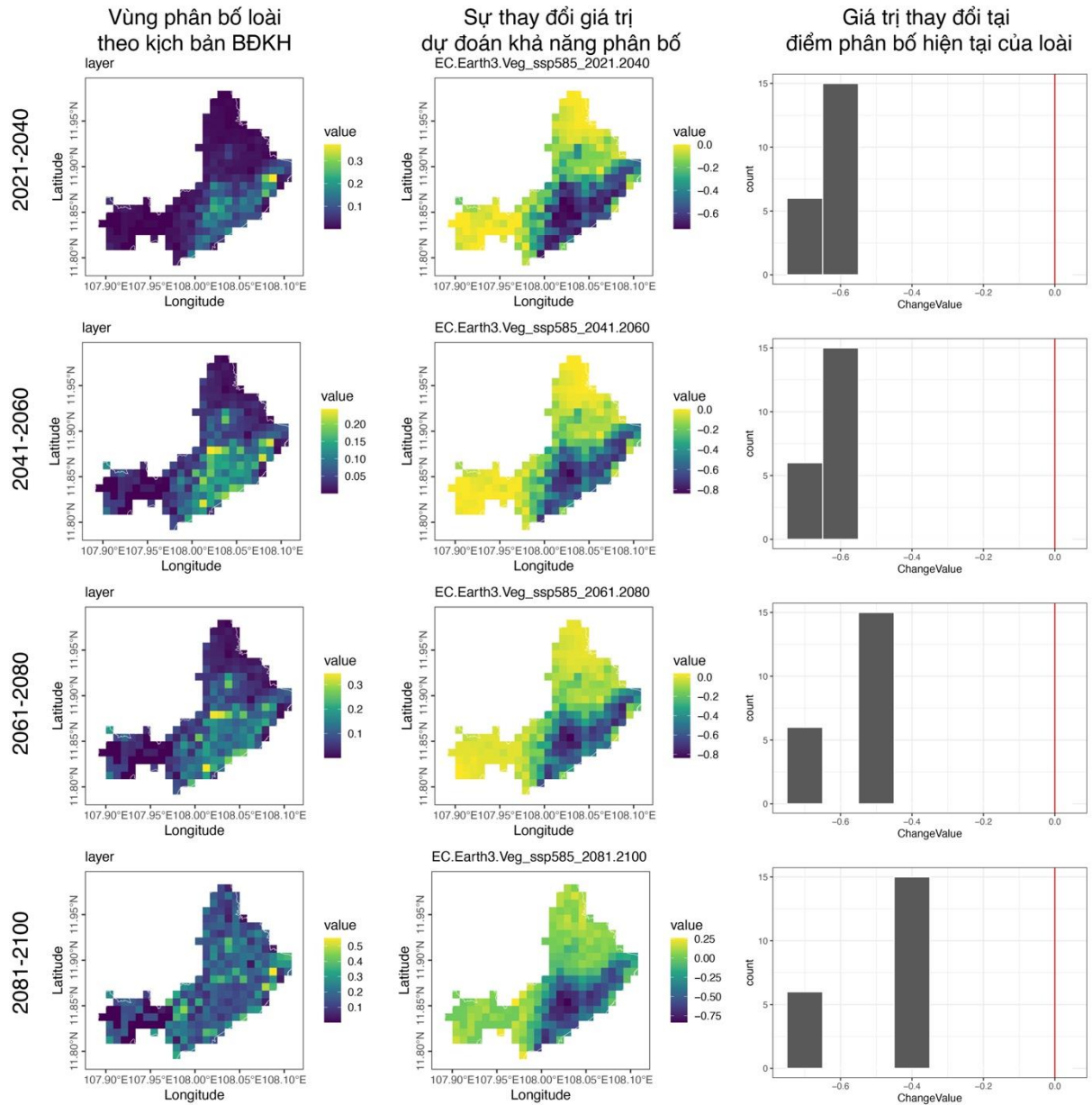
Dự đoán vùng phân bố loài Dầu baud theo kịch bản ĐDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



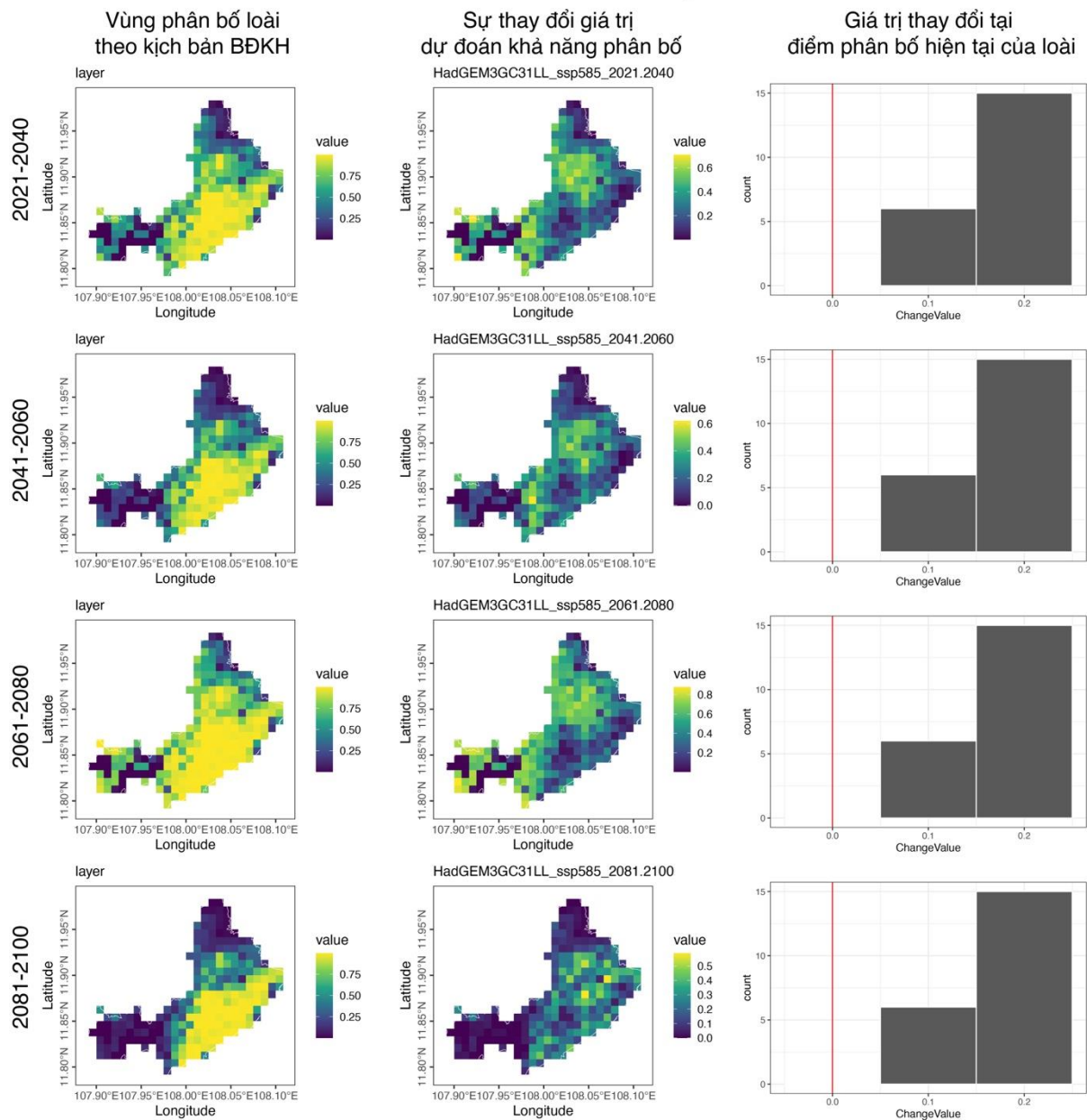
Dự đoán vùng phân bố loài Dầu baud theo kịch bản ĐDKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



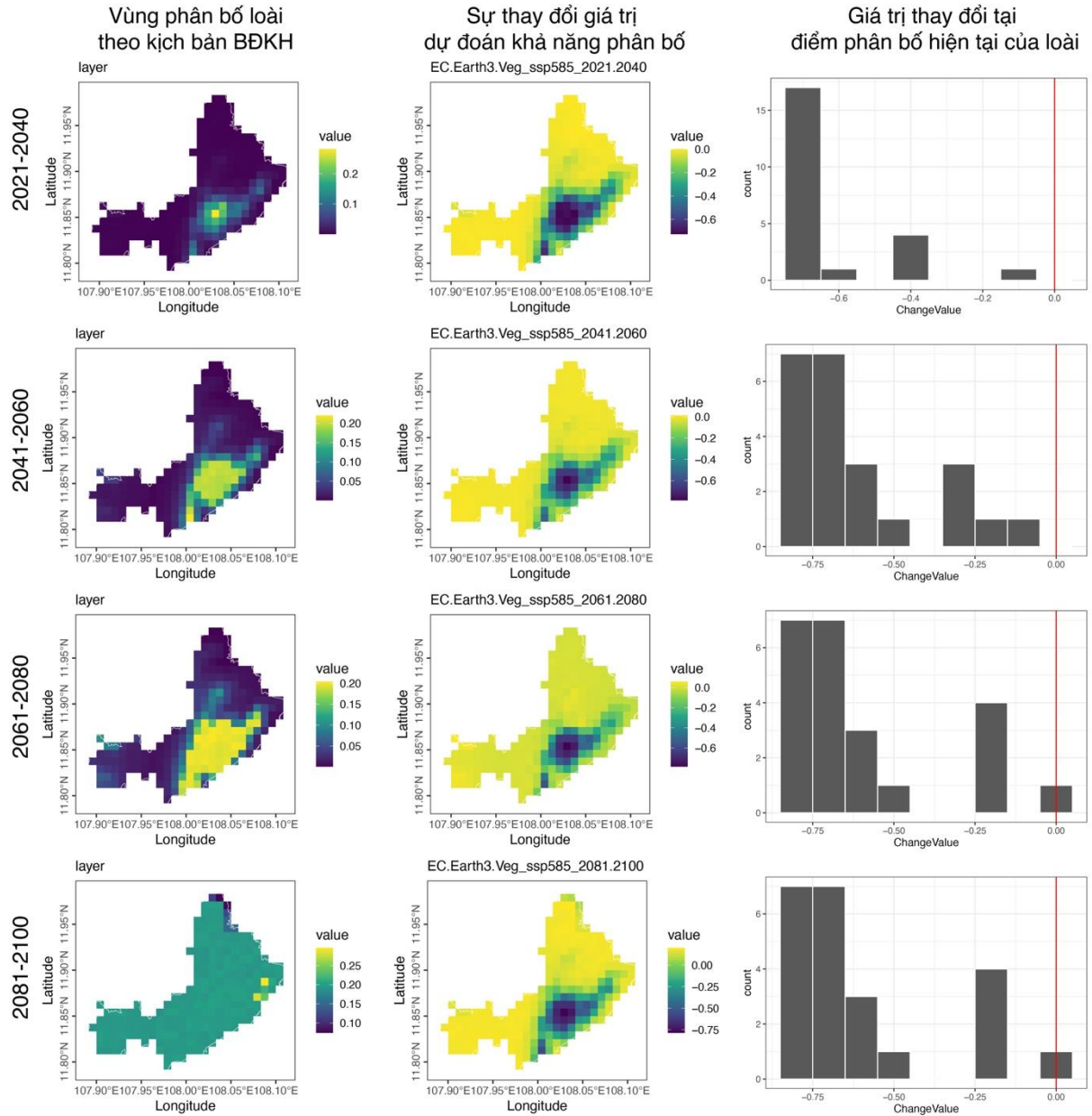
Dự đoán vùng phân bố loài Dầu hasselt theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



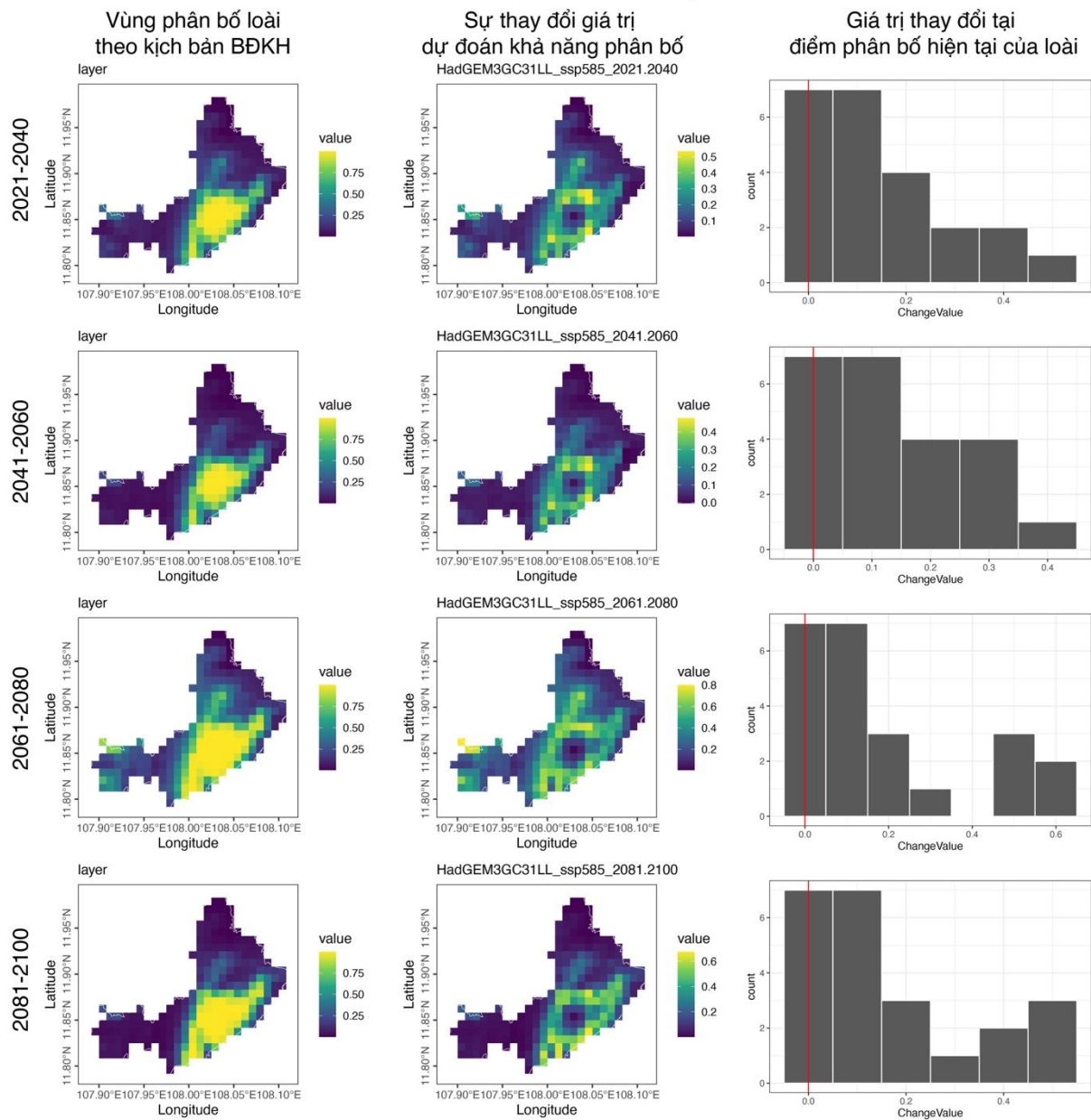
Dự đoán vùng phân bố loài Dầu hasselt theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



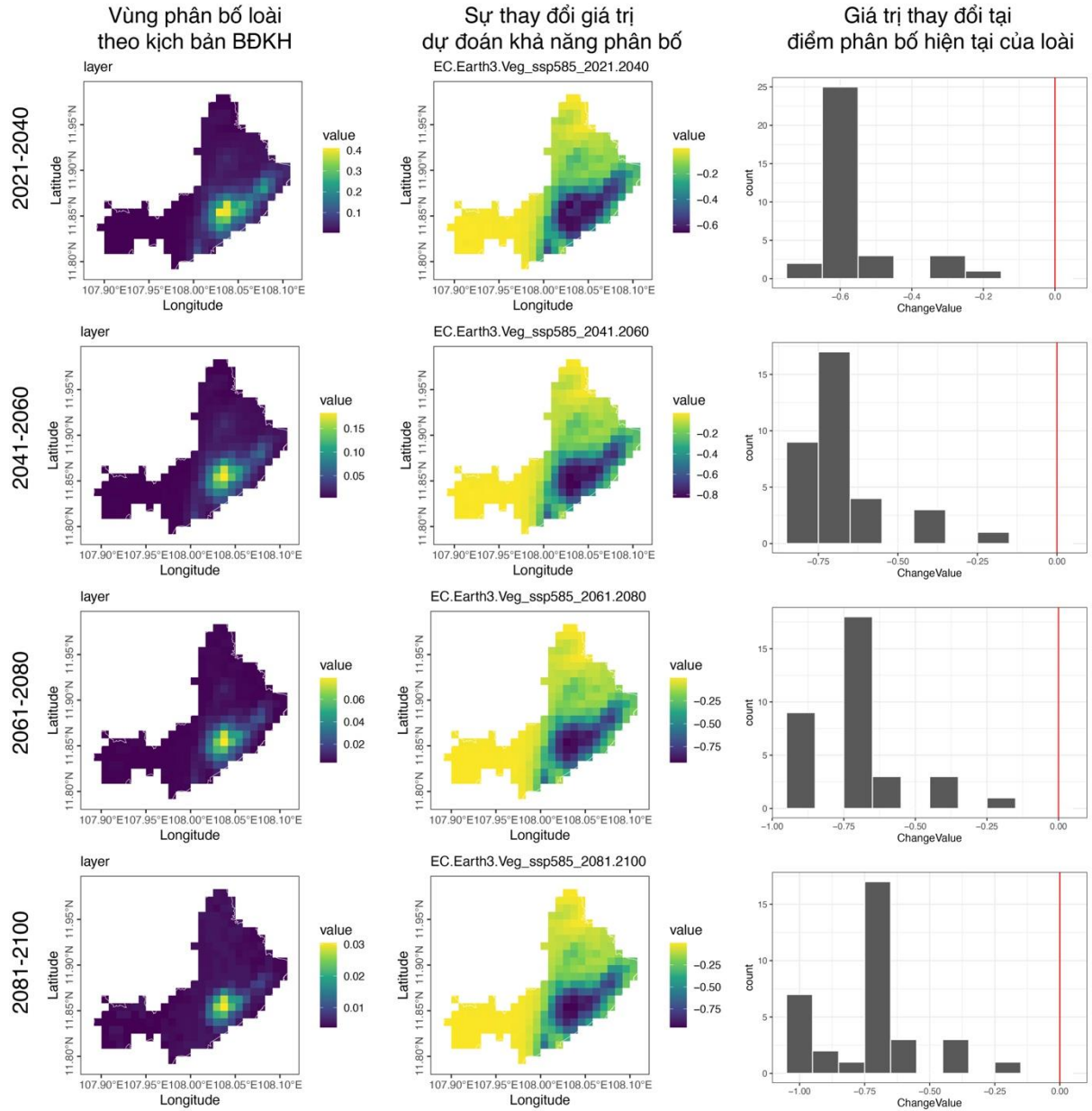
Dự đoán vùng phân bố loài Sồi ba cánh theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



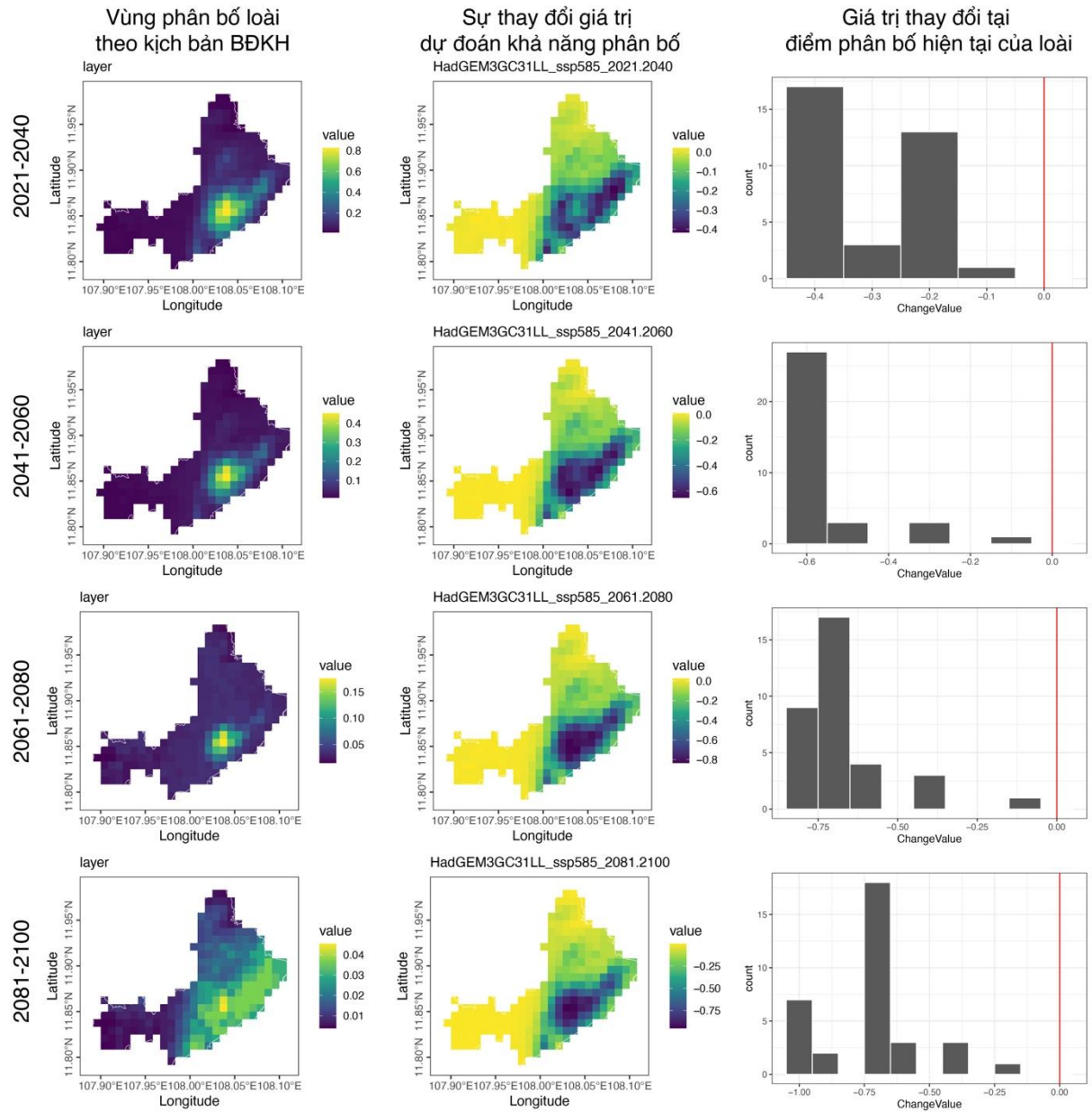
Dự đoán vùng phân bố loài Sồi ba cạnh theo kịch bản ĐDKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



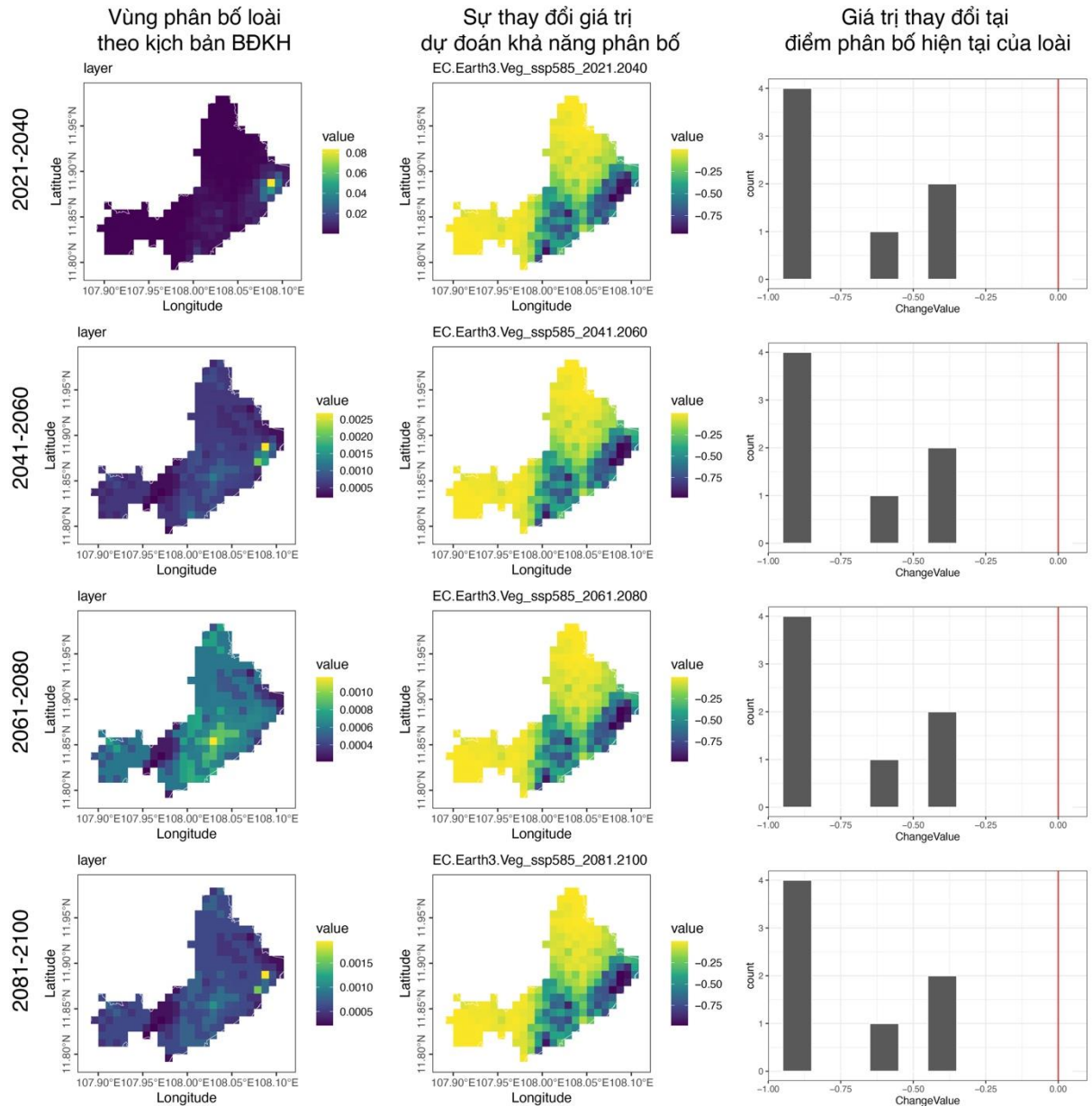
Dự đoán vùng phân bố loài Dẻ Langbian theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



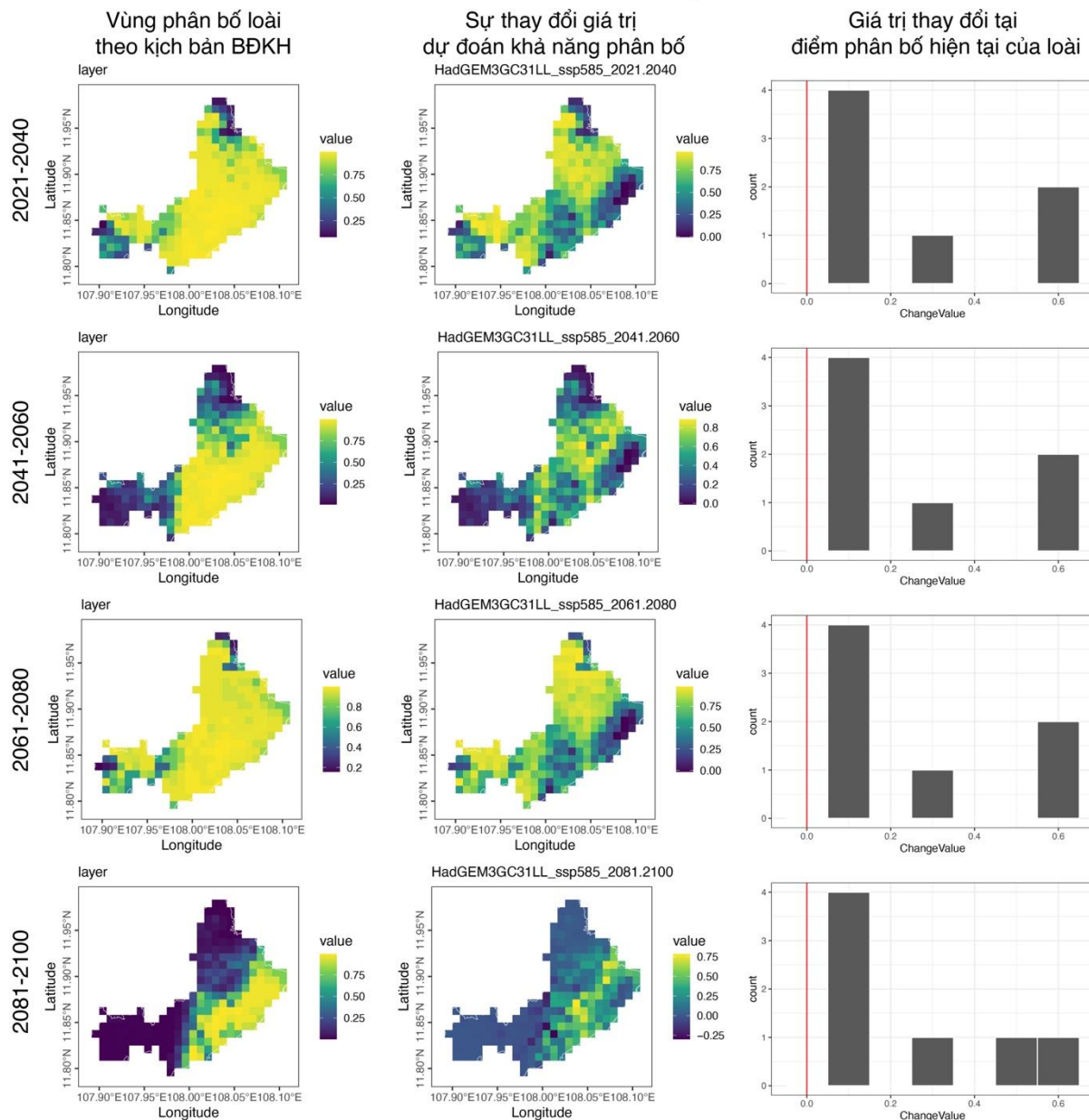
Dự đoán vùng phân bố loài Dẻ Langbian theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



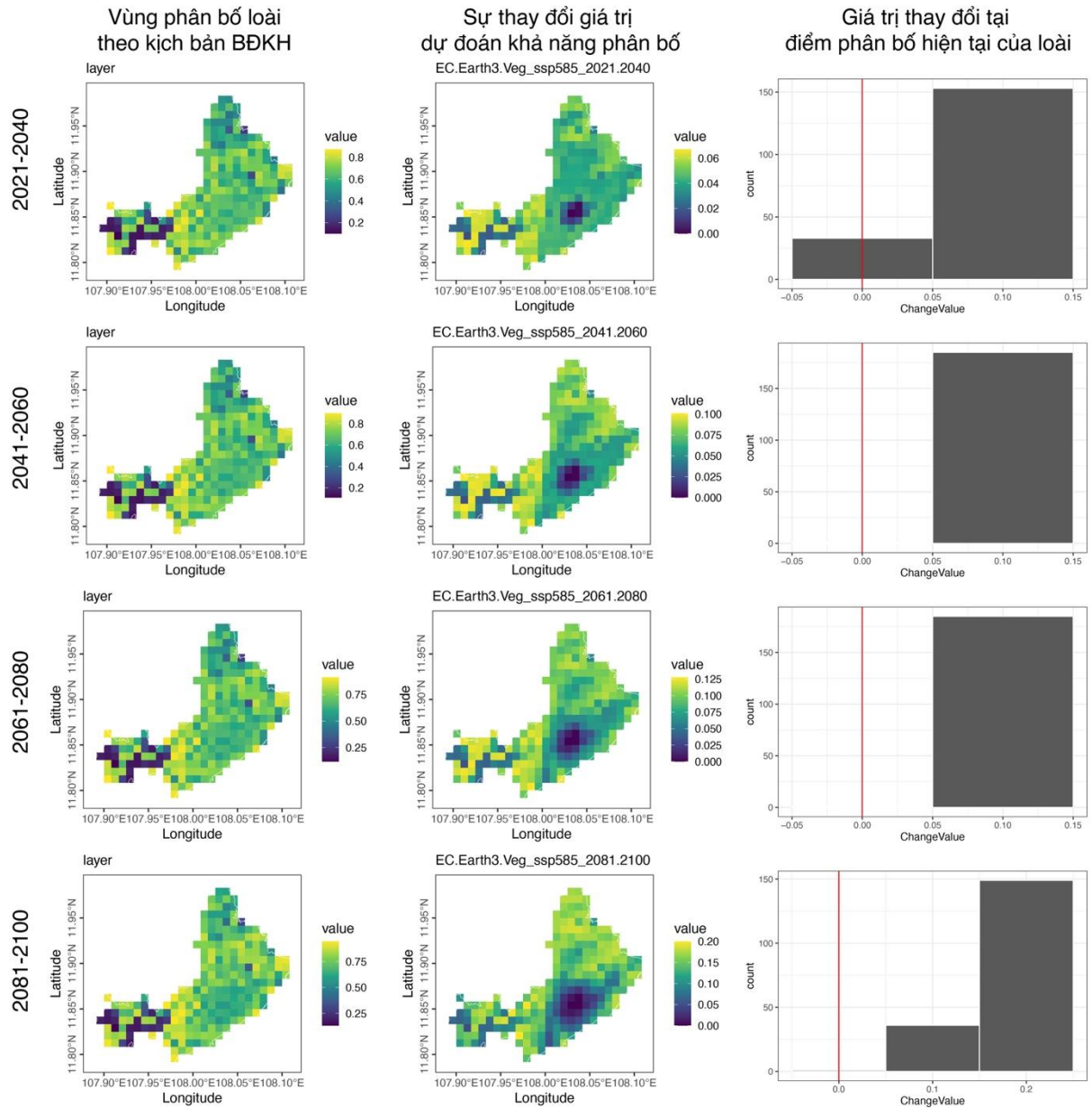
Dự đoán vùng phân bố loài Thông tre theo kịch bản ĐDKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



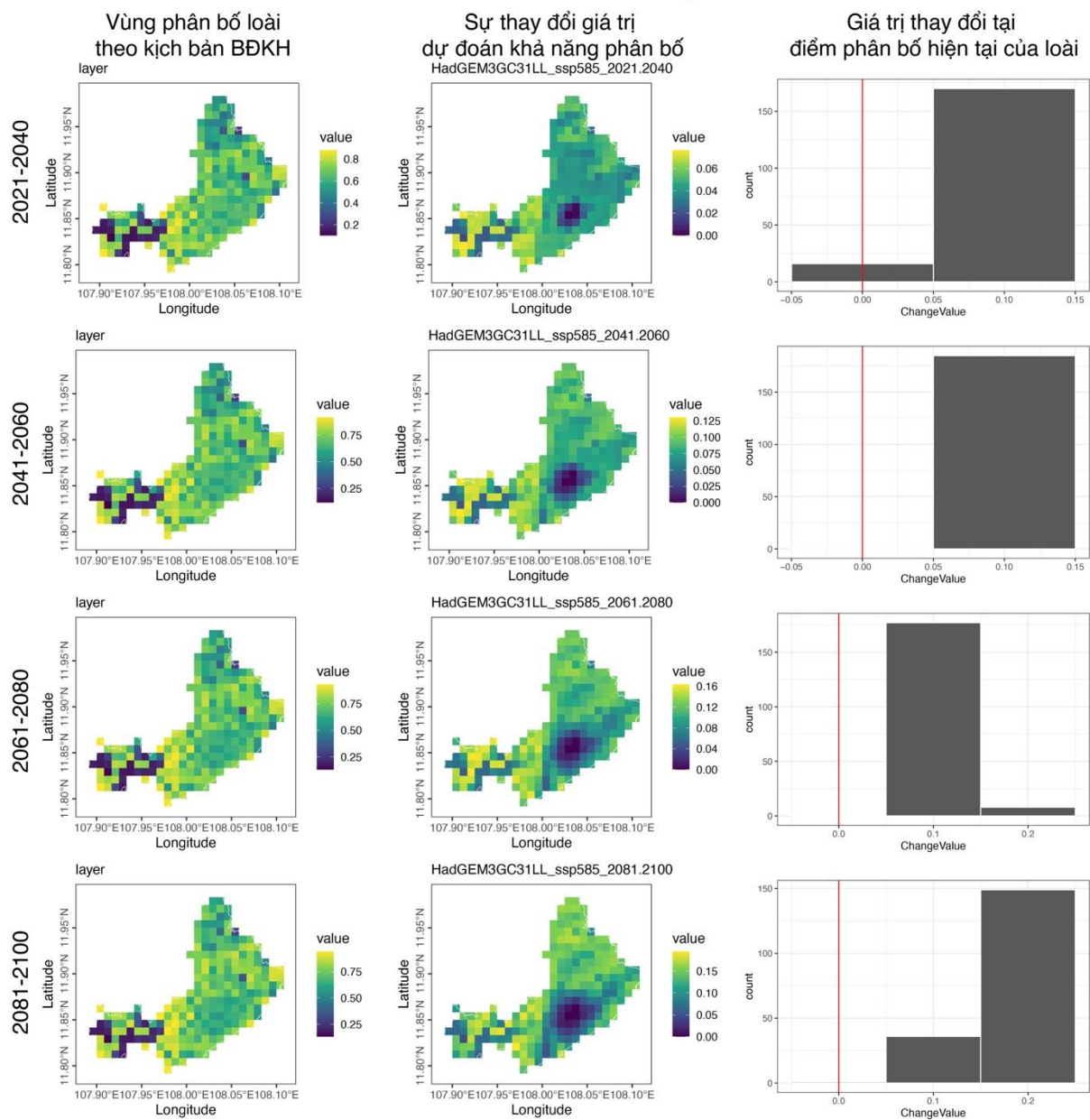
Dự đoán vùng phân bố loài Thông tre theo kịch bản BĐKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

EC-Earth3-Veg_ssp585



Dự đoán vùng phân bố loài Hồng quang theo kịch bản BĐKH mô hình EC-Earth3-Veg, ssp585

HadGEM3-GC31-LL_ssp585



Dự đoán vùng phân bố loài Hồng quang theo kịch bản ĐDKH mô hình HadGEM3-GC31-LL, ssp585

PHỤ LỤC 13. KẾT QUẢ TÍNH CHỈ SỐ QUAN TRỌNG IVI

https://docs.google.com/spreadsheets/d/18bm8Gh2zQD1MXC15p1jcrhKisdERCM68/edit?usp=drive_link&ouid=103653515047984621798&rtpof=true&sd=true

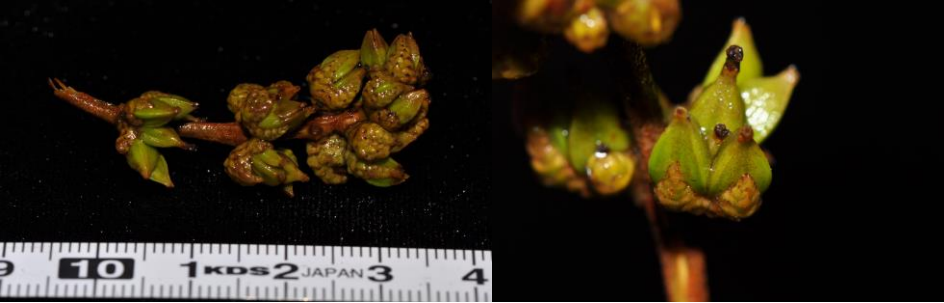
PHỤ LỤC 14. HÌNH ẢNH CÁC LOÀI CÂY NGHIÊN CỨU TẠI VƯỜN QUỐC GIA TÀ ĐÙNG, ĐẮK NÔNG

Loài	Mô tả đặc điểm hình thái
Dẻ Langbian- <i>Quercus langbianensis</i> Họ: Sồi-Dẻ - Fagaceae Phân hạng IUCN (2021): NT - Sắp bị đe dọa Sách đỏ Việt Nam : VU - Sắp nguy cấp	Cây gỗ trung bình đến to, cao 15-28 m, đường kính 35-50 cm. Cành non có lông màu nâu vàng. Lá dai như da, hình bầu dục đến hình mũi mác, cỡ 8-16 x 2,5-4,5 cm, mặt dưới thường màu ô liu và khi non có lông tơ, chóp và gốc lá đều nhọn; mép có răng cưa nhọn ở gần chót; gân bên 8-13 đôi, cong ở gần mép; cuống lá dài 1-2 cm. Hoa cái chụm 2-3 ở trên một trục riêng; vòi nhụy 4-5. Đầu không cuống, hình chén hay hình bán cầu, cao 1-1,3 cm, đường kính 2-3 cm, mặt ngoài có 4-5 vòng đồng tâm rộng với mép lượn sóng hay khía tai bèo; đầu cao bằng 1/3 hạch. Hạch (hạt) hình trứng ngược có mỏ nhọn ở đỉnh, cao 2,5-3 cm, đường kính 1,5-2 cm. Mọc rải rác trong rừng nhiệt đới thường xanh ẩm, ưa đất đỏ basalt, ở độ cao 900-2000 m.  <i>Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS</i>
Trầm hương - <i>Aquilaria crassna</i> Họ: Trầm hương - Thymelaeaceae Phân hạng IUCN (2021): CR – cực kỳ nguy cấp. Sách đỏ Việt Nam: CR - cực kỳ nguy cấp.	Cây gỗ thường xanh, cao đến 30m; vỏ màu nâu xám, nứt dọc, cành mọc cong queo, tán thưa. Lá hình trứng thuôn hay bầu dục, dài 5 - 11cm, rộng 3 - 9cm, đầu có mũi nhọn, gốc hình nêm rộng, mép nguyên, mặt trên màu lục bóng, mặt dưới nhạt hơn và có lông mịn; gân bên 12 - 20 đôi; cuống lá dài 2 - 5mm. Cụm hoa hình tán ở nách lá gần ngọn. Hoa nhỏ, màu vàng lục. Đài hình chuông nông, với 5 thùy. Cánh hoa 10. Nhị 10. Bầu 2 ô, mỗi ô chứa 1 noãn, ở gốc bầu có tuyến mật. Quả nang hình trứng ngược, dài 3 - 5cm, có lông mềm ngắn, màu vàng xám, mang đài tồn tại. Hạt chín màu nâu đen. Cây mọc rải rác trong rừng nhiệt đới thường xanh mưa mùa ẩm nguyên sinh ở độ cao 500 - 1000m trên sườn núi. Gỗ có mùi thơm.  <i>Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS</i>
Dầu hasselt - <i>Dipterocarpus hasseltii</i>	Đây là loài cây gỗ lớn thuộc họ Dipterocarpaceae, cao tới 40–45 m, thân tròn thẳng, gốc thường có bệnh vè. Vỏ cây màu xám nâu đến hơi cam, bong

Loài	Mô tả đặc điểm hình thái
Họ: Dầu - Dipterocarpaceae) Phân hạng IUCN (2021): CR – Loài cực kỳ nguy cấp Sách đỏ Việt Nam: CR – Loài cực kỳ nguy cấp	vảy theo thời gian. Lá đơn, mọc so le, phiến hình elip đến mũi giáo rộng, dài 9–18 cm, mép nguyên hoặc hơi gợn sóng; gân bên nổi rõ, mặt dưới lá thường phủ lông mịn. Cụm hoa nhỏ, gồm 3–9 hoa; đài hoa dạng ống, phủ lông mịn bên ngoài; nhị dài, màu vàng; bầu nhụy có lông mềm. Quả gồm một hạt cứng mang hai cánh dài 15–22 cm và ba cánh ngắn, giúp phát tán bằng gió.  Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS
Xá xị - <i>Cinnamomum balansae</i> Họ: Long não - Lauraceae Phân hạng IUCN (2021): EN – Loài nguy cấp. Sách đỏ Việt Nam: EN – Loài nguy cấp.	Xá xị là cây gỗ to, thường xanh, cao đến 30m, đường kính thân 70 - 90cm, cành nhẵn, màu hơi đen khi khô. Lá mọc cách, dai, hình trứng, dài 9 – 11 cm, rộng 4 – 5 cm, thót nhọn về 2 đầu; gân bên 4 - 7 đôi, gân giữa phẳng ở mặt trên, lõm ở mặt dưới; cuống dài 2 - 3cm, nhẵn. Cụm hoa chùy ở nách lá, dài 6 cm – 12 cm, phủ lông mềm nâu; cuống hoa dài 1 - 3mm, phủ lông; bao hoa 6 thuỳ, có lông dài 1,5 mm – 2 mm, thuần; nhị hữu thụ 9, chia 3 vòng, 2 vòng nhị ngoài không tuyến, chỉ có lông, nhị vòng thứ 3 có 2 tuyến, tuyến không chân, nhị lép 3, hình tam giác có chân; bầu hình trứng, nhẵn, vòi ngắn, núm hình đĩa. Quả hình cầu, đường kính 8mm - 10 mm, đính trên ống bao hoa hình chén. Mọc trong rừng rậm nhiệt đới thường xanh, ở độ cao từ 800m trở lên.  Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS

Loài	Mô tả đặc điểm hình thái
Dầu baud - <i>Dipterocarpus baudii</i> Họ Dầu - Dipterocarpaceae Phân hạng IUCN (2021): EN – Loài nguy cấp. Sách đỏ Việt Nam: EN – Loài nguy cấp.	Cây gỗ cao 20 - 30m, đường kính 60 - 80cm, thân có vỏ nứt ngang, khá dày, thịt màu đỏ. Cành, cuống lá, mặt dưới lá, cụm hoa có lông cứng, màu đỏ nhạt. Lá đơn mọc cách, phiến lá hình xoan, hình trứng ngược hay hình bầu dục thuôn, gốc tù, tròn hay gần hình tim, đỉnh có mũi ngắn và tù, mép lượn sóng, gân bên 15 - 18 đôi rất nổi ở mặt dưới. Cuống khá lớn, lá kèm hình dải thuôn, màu đỏ, ngoài có lông, trong nhẵn. Cụm hoa bông đơn ít kếp. Cuống chung có nhiều lông, dài 9cm, mang 5 - 10 hoa, cánh dài hình trụ - trái xoan, có nhiều lông mềm màu hung, ống dài dài 10mm, có 5 thùy, nhị hơi ngắn hơn vòi nhụy. Bầu hình trái xoan, có 3 góc, vòi hình dùi có lông. Quả bao bọc bởi ống dài hình cầu, đường kính 20 - 25mm, gân nhẵn. Đỉnh có 2 cánh lớn có lông hình sao, dài 15 - 18cm, rộng 2,5cm có gân giữa dài và các gân bên ngắn. Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS
Trám nâu - <i>Canarium littorale</i> Họ Trám - Burseraceae Phân hạng IUCN (2021): VU- dễ tổn thương Sách đỏ Việt Nam: VU - dễ tổn thương	Cây gỗ lớn thường xanh, cao 15–30 m, thân thẳng, vỏ xám nâu có rãnh dọc và bong vảy nhỏ, tiết nhựa trắng hoặc vàng nhạt. Lá kép lông chim lẻ, gồm 3–7 lá chét hình bầu dục hoặc mác, mép nguyên hoặc hơi khía răng, mặt trên xanh đậm, mặt dưới nhạt. Hoa nhỏ màu trắng hoặc vàng nhạt, mọc thành chùm ở nách lá hoặc đầu cành, thường lưỡng tính hoặc đơn tính khác gốc. Quả hạch hình thoi, dài 2–4 cm, khi chín chuyển nâu hoặc tím sẫm, vỏ cứng, bên trong có một hạt. Cây phân bố ở rừng thường xanh ẩm dưới 1000 m, ưa sáng nhưng chịu bóng khi non. Nguồn hình ảnh: Từ dự án PEER
Thông nang - <i>Dacrycarpus imbricatus</i> Họ Kim giao - Podocarpaceae Phân hạng IUCN (2021): LC – Nguy cơ thấp Sách đỏ Việt Nam: LC – Nguy cơ thấp	Đặc điểm hình thái: Thông nang là loài cây gỗ có kích thước lớn, thân tròn đều, dáng thân thẳng đẹp, cao đến 30 m và đường kính 50 - 60 cm. Vỏ thân xám trắng. Trên cây non, lá mọc xếp thành hai dãy như lông chim, dài khoảng trên dưới 1 cm, còn trên cây già, lá hình vẩy nhỏ, đầu nhọn. Tán rậm màu xanh đậm. Nón đực mọc ở nách lá, dài 1 cm. Nón cái mọc lẻ hay từng đôi ở đầu cành. Hạt hình trứng, dài 0,5-0,6 cm, bóng. Cây mọc ở rừng nhiệt đới ẩm thường xanh, giữa các độ cao 300 - 2400 m.

Loài	Mô tả đặc điểm hình thái
	 Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS
Thông tre - <i>Podocarpus neriifolius</i> Họ Kim giao - Podocarpaceae Phân hạng IUCN (2021): LC – Nguy cơ thấp Sách đỏ Việt Nam: LC – Nguy cơ thấp	Cây gỗ nhỏ cao khoảng 25m, đư-ờng kính có thể tới 50cm. Vỏ xám nâu, mỏng, nhẵn. Cành non xanh hoặc xanh vàng. Lá xếp xoắn ốc, hình dải dài 7-15cm, rộng 0,9-1,3cm đầu và đuôi nhọn , đầu mặt trên xanh bóng, mặt dưới xanh vàng. Gân giữa nổi rõ ở cả 2 mặt. Nón đơn tinh , nón đực hình trụ tròn dài 2,5 – 5cm, thường 2 – 3 nón tập trung ở nách lá. nón cái mọc lẻ ở lách lá. Chỉ có 1 lá noãn phát triển mang 1 noãn đảo, các lá noãn khác hợp thành đế mập. Nón hình trứng dài 1,2 – 1,6cm đ-ường kính 0,8 – 1 2cm đế mập to gần bằng nón. Cây mọc từ độ cao 600 – 1200m.  Nguồn hình ảnh: Hình ảnh chụp từ các đợt thu thập số liệu của NCS
Hồng quang - <i>Rhodoleia championii</i> Họ Hồng quang - Rhodoleiaceae Phân hạng: LC – Nguy cơ thấp Sách đỏ Việt Nam: LC – Nguy cơ thấp	Cây gỗ nhỏ đến trung bình, cao khoảng 10–15 m, thân tròn, tán rậm. Lá đơn, mọc so le, dày và cứng như da, phiến lá hình bầu dục hoặc trái xoan ngược, dài 7–16 cm, rộng 4.5–10.5 cm; mặt trên xanh bóng, mặt dưới nhạt màu và có thể phủ lớp lông mịn hoặc lông sao mờ. Gân chính 3, nổi rõ từ gốc; cuống lá dài 3–5.5 cm. Hoa mọc thành cụm ở đầu cành, có dạng chùm đầu giả, thường rủ xuống. Mỗi cụm mang nhiều hoa màu đỏ tươi hoặc hồng đậm; cánh hoa hình thìa, dài 2.5–3.5 cm, hẹp ở gốc, đầu tròn; nhị nhiều, dài bằng hoặc hơn cánh, chỉ nhị rời; vòi nhụy ngắn, đầu nhụy chẻ thùy rõ. Bao hoa có nhiều lá bắc xếp lớp như vảy, phủ lông màu nâu.Loài này thường gặp ở các vùng rừng ẩm nguyên sinh hoặc thứ sinh.Phân bố từ độ cao 600m trở lên.

Loài	Mô tả đặc điểm hình thái
	 Nguồn hình ảnh: dự án PEER
Sồi ba cạnh - <i>Trigonobalanus verticillata</i> Họ: Sồi-Dẻ - Fagaceae Phân hạng IUCN: NT - Sắp bị đe dọa Sách đỏ Việt Nam: EN - Nguy cấp	Cây gỗ lớn, cao 25–35 m, đường kính 40–70 cm. Lá mọc vòng 3, dày, hình bầu dục hoặc trứng ngược, dài 6–14 cm, rộng 3–5,5 cm; mép lá khía tai bèo ở phần chót, mặt dưới có lông hình sao, đặc biệt trên gân. Cuống lá dài 5–10 mm. Hoa đơn tính, mọc ở nách lá; gié đực dài 5–10 cm, mang 3–12 hoa, có 6 nhị, bao phấn ngắn; gié cái cũng dài 5–10 cm, hoa cái tập trung 3–7(15) hoa; bầu 3 ô, vòi nhụy 3, noãn 2 mỗi ô. Đầu gần như không cuống, có vảy xếp lợp và xẻ thùy; mỗi đầu chứa 1–10 hạch hình ba cạnh, có lông hình sao. Mọc rải rác trong rừng nhiệt đới, trên sườn và đỉnh núi, ở độ cao 900-2000 m.  Nguồn hình ảnh: Từ đợt thu thập số liệu của NCS Nguồn hình ảnh: Nhóm nghiên cứu PEER, NCS

PHỤ LỤC 15. MẪU PHIẾU ĐIỀU TRA ÔTC
Mẫu 4: ĐO Đếm CÂY GỖ TRONG Ô TIÊU CHUẨN

Mã ô:.....
 Tọa độ: X:.....Y:.....Độ cao:.....
 Địa phương: xã..... huyện: Tỉnh:
 VQG/KBT..... Tiểu khu:
 Người điều tra:Ngày điều tra:/...../ 2022;

I. Điều tra nhân tố sinh thái

1. Nhân tố thảm thực vật rừng

Kiểu rừng:
 Trạng thái
 Ưu hợp tầng cây gỗ chính:
 Độ tàn che:.....;G (m²/ha):.....; Số tầng rừng:
 Loài tre le:; Loài thực bì chính:
 Độ che phủ thực bì(%):.....
 Loài cây gỗ tái sinh chủ yếu (2-3 loài):

2. Đất đai

Màu đất.....; pH đất:; Kết cấu (1:Xốp, 2: hơi chặt, 3:chặt, 4:rất chặt):
 Mức độ ngập nước:(0: Không; 1: Ngập Nhẹ; 2: Ngập có mặt nước)
 Đá nổi %:.....;
 Kết von bề mặt%:.....; Độ sâu tầng đất: <30cm; 30 -50; >50cm:

3. Địa hình

Vị trí (1:Thung lũng, 2:Bằng, 3:Chân, 4: Sườn, 5: Đỉnh):.....
 Độ dốc:; Hướng phơi (độ Bắc):

4. Mức độ tác động

Mức độ tác động (1:Không, 2:tác động thấp, 3:tác động trung bình; 4 tác động cao
 Mức độ lửa rừng (1:Không, 2: Vài năm, 3: Hàng năm):

II. ĐIỀU TRA CÂY GỖ (CÂY CÓ ĐƯỜNG KÍNH TỪ 6CM TRỞ LÊN)

Ô 10x10m	STT	Loài	D1.3 (cm)	H(m)	Phẩm chất	Ghi chú
	1.					
	2.					

III. ĐIỀU TRA CÂY TÁI SINH (trong 5 ô 2x2m là 1, 3, 5, 7, 9)

STT	Loài	Chiều cao	Đường kính cây D _{1.3} >1cm	Phẩm chất cây tái sinh	Ghi chú Độ cao, độ dốc
1.					
2.					
3.					

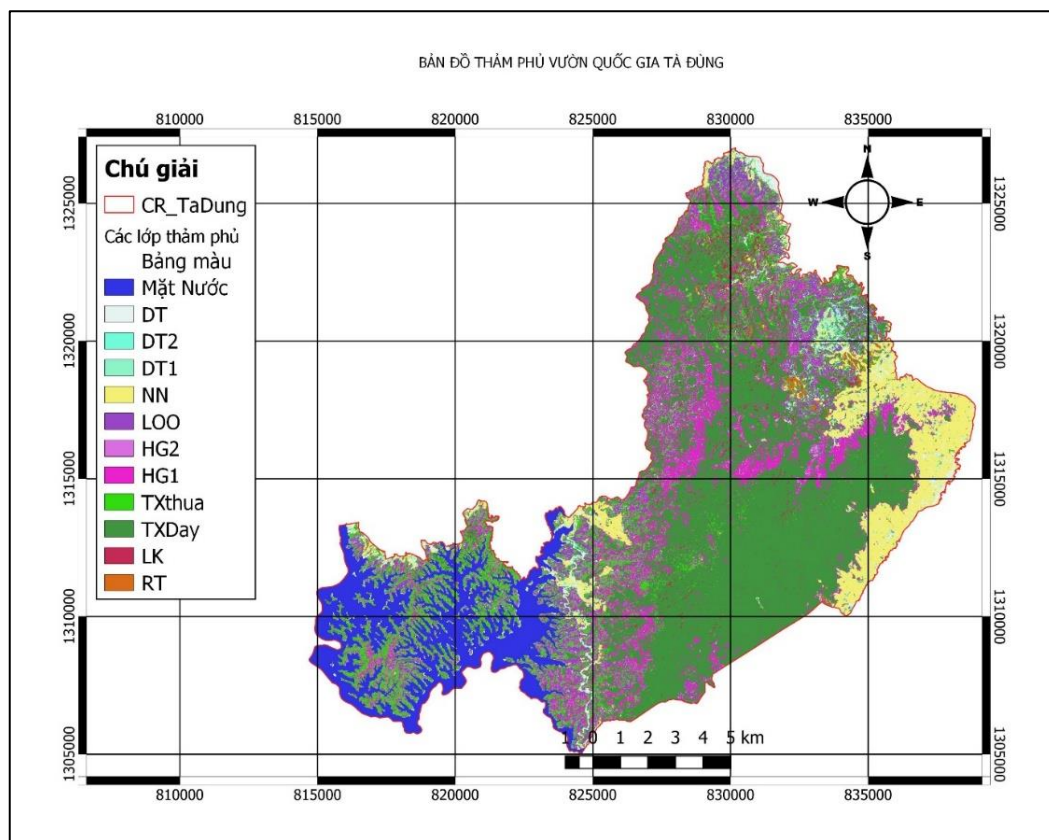
Mẫu 3: CÁC NHÂN TỔ SINH THÁI, VỊ TRÍ XUẤT HIỆN LOÀI CÂY QUÝ HIẾM
(Trên tuyến khảo sát)

Địa phương: xã..... huyện:.....tỉnh: ; VQG.....

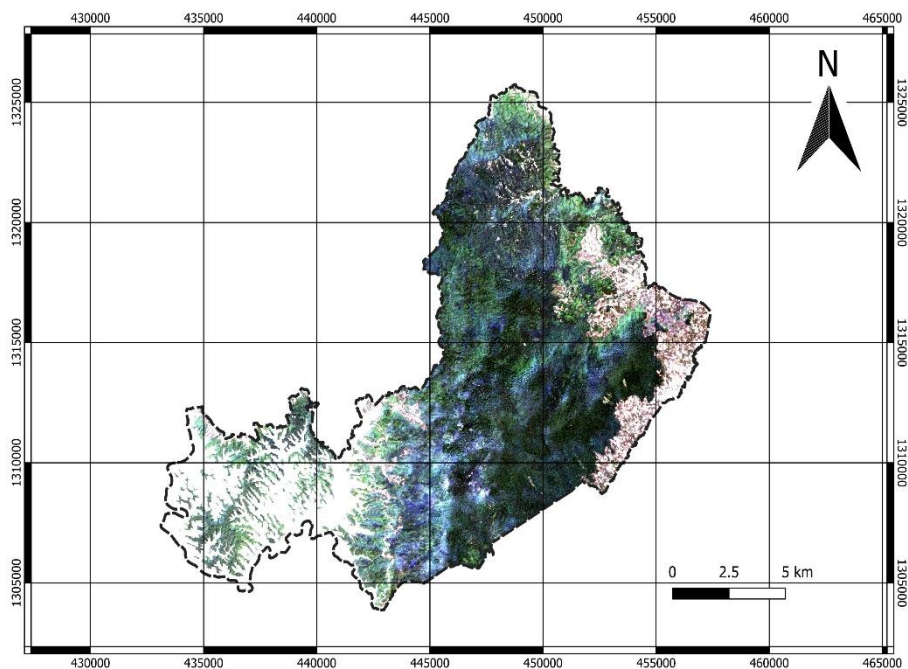
Người điều tra:Ngày điều tra:/...../ 2022

Điểm số:				
Tọa độ X:				
Y:				
Độ cao				
Loài cây				
D _{1.3} (cm)				
H (m)				
Phẩm chất (a, b, c)				
Số cây quan sát được				
Tái sinh (D _{1.3} <6cm, H>1.3m)- đếm số cây xung quanh điểm				
1. Nhân tố liên quan đến rừng				
Kiểu rừng: Khộp, 1/2 rụng lá, Txanh, Hồn giao gỗ - tre nứa				
Trạng thái				
Ưu hợp tầng cây gỗ chính:				
Độ tàn che:				
G (m ² /ha)				
Số tầng rừng				
Loài tre le				
Loài thực bì chính				
Loài cây gỗ tái sinh chủ yếu (2-3 loài)				
2. Đất đai				
Màu đất				
pH đất				
Kết cấu (1:Xốp, 2: hơi chặt, 3:chặt, 4:rất chặt)				
Đá nổi %:				
Kết von bề mặt%:				
Độ sâu tầng đất: <30cm; 30 -50; >50cm				
3. Địa hình				
Vị trí (1:Thung lũng, 2:Bằng, 3:Chân, 4:Sườn, 5: Đỉnh)				
Độ dốc				
Hướng phơi (độ Bắc)				
4. Nhân tác				
Loại hình tác động (1:Không, 2:sau nương rẫy, 3:khai thác chọn)				
Mức độ tác động (1:Không, 2:tác động thấp, 3:tác động trung bình; 4 tác động cao)				
Mức độ lửa rừng (1:Không, 2: Vài năm, 3: Hàng năm)				

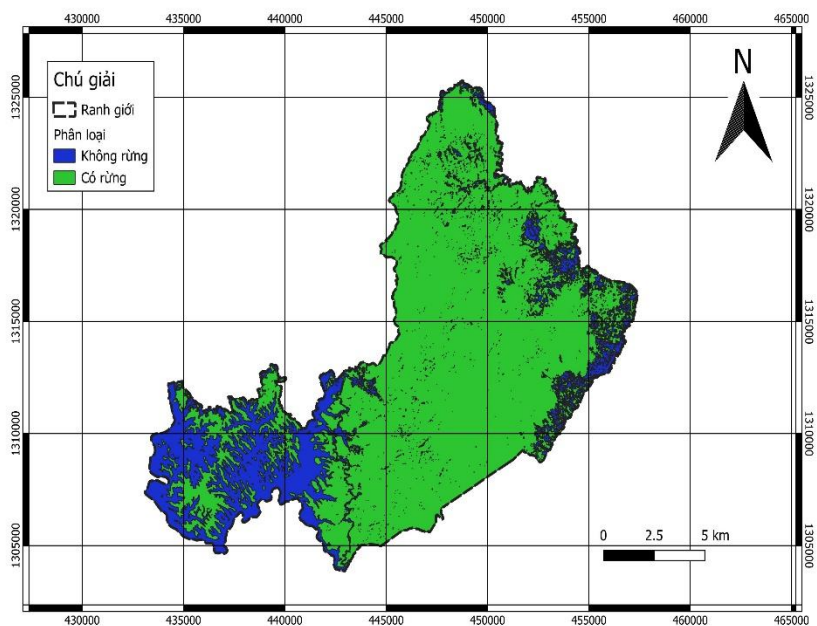
PHỤ LỤC 16. BẢN ĐỒ HIỆN TRẠNG THẨM PHỦ RỪNG VQG TÀ ĐÙNG



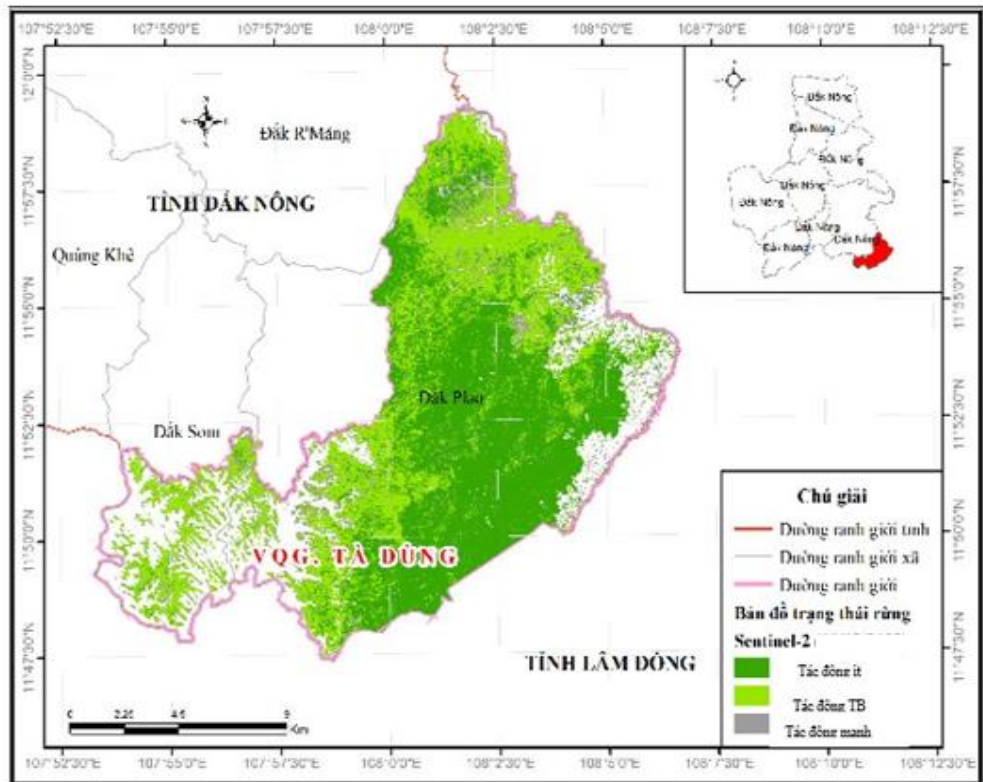
PHỤ LỤC 17. MỘT SỐ HÌNH ẢNH KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU CỦA LUẬN ÁN



Hình 1. Mặt nạ rừng Vườn Quốc Gia Tà Đùng

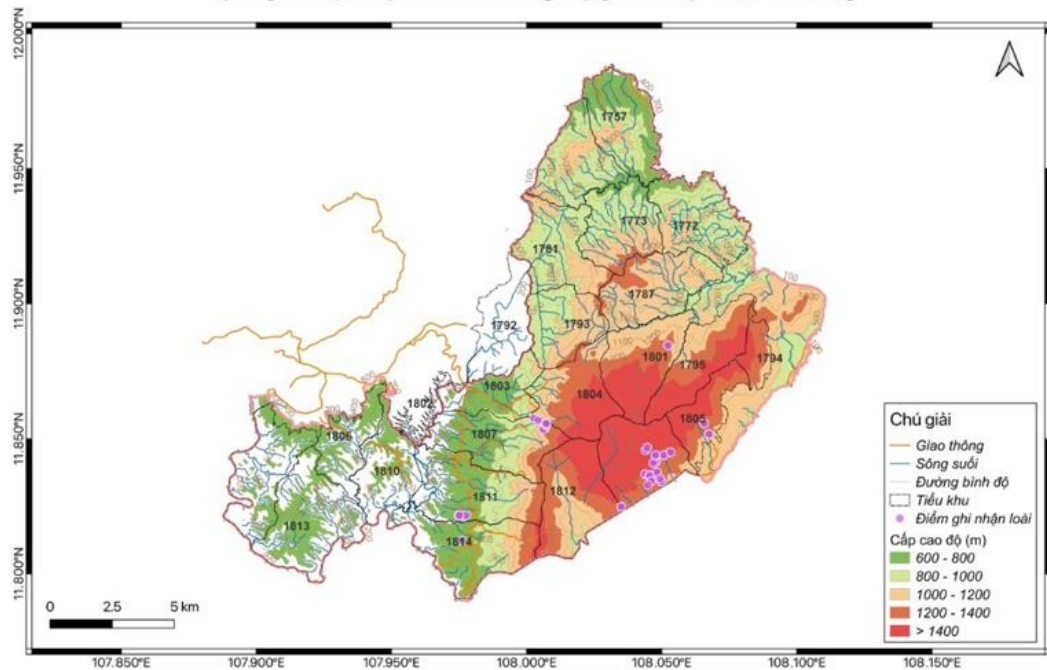


Hình 2. Bản đồ phân tách rừng tại VQG Tà Đùng

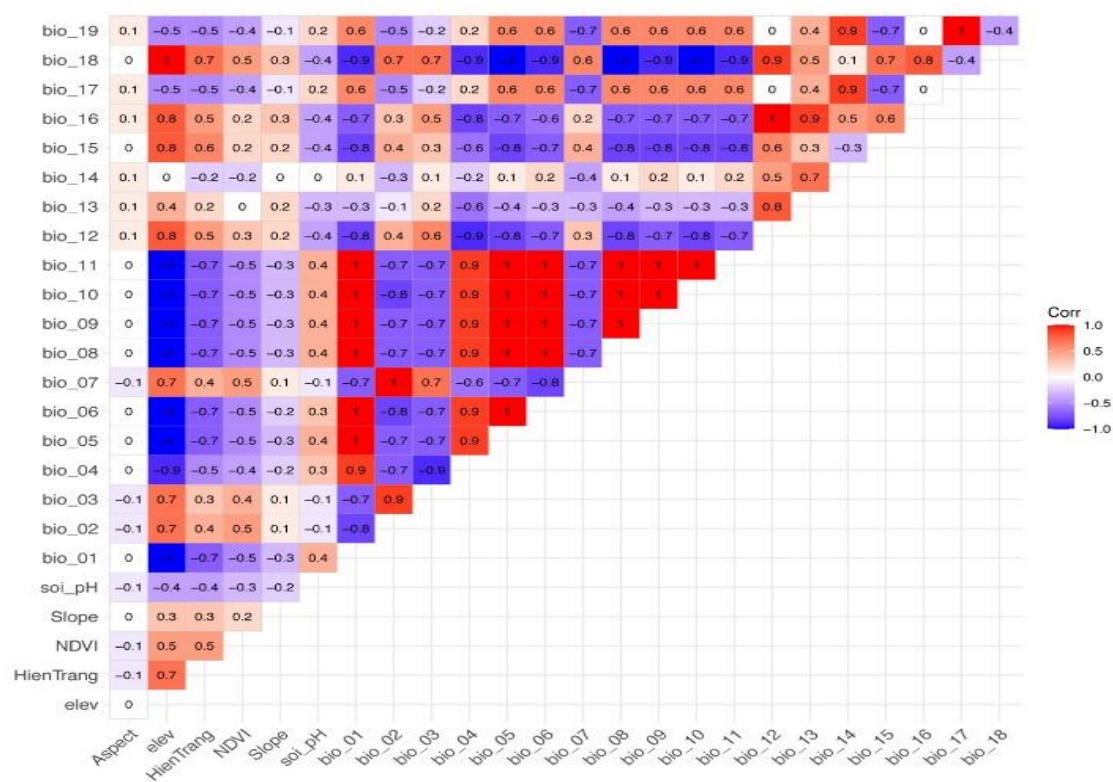


Hình 3. Bản đồ thăm phủ rừng VQG Tà Đùng

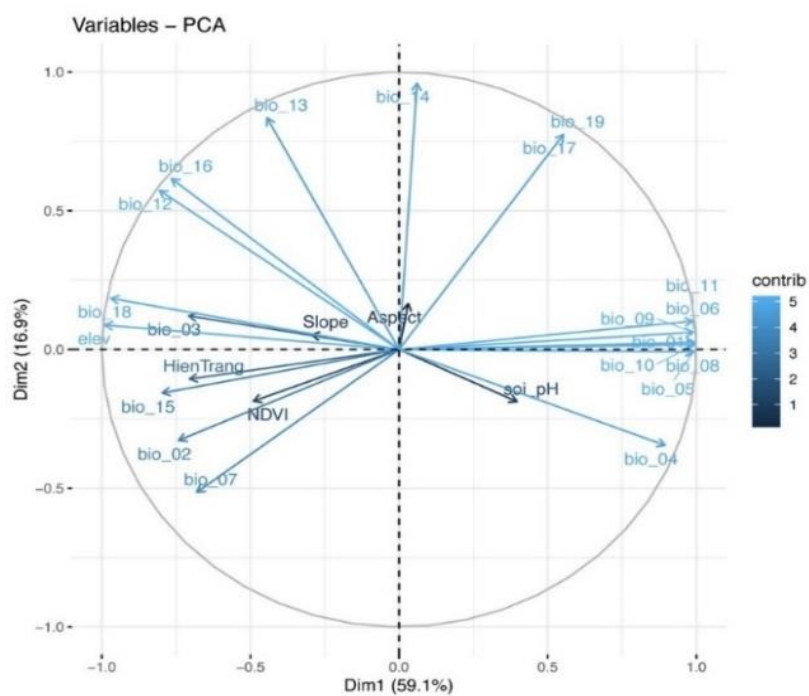
Vị trí ghi nhận một số loài thân gỗ quý hiếm tại VQG Tà Đùng



Hình 4. Vị trí ghi nhận các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

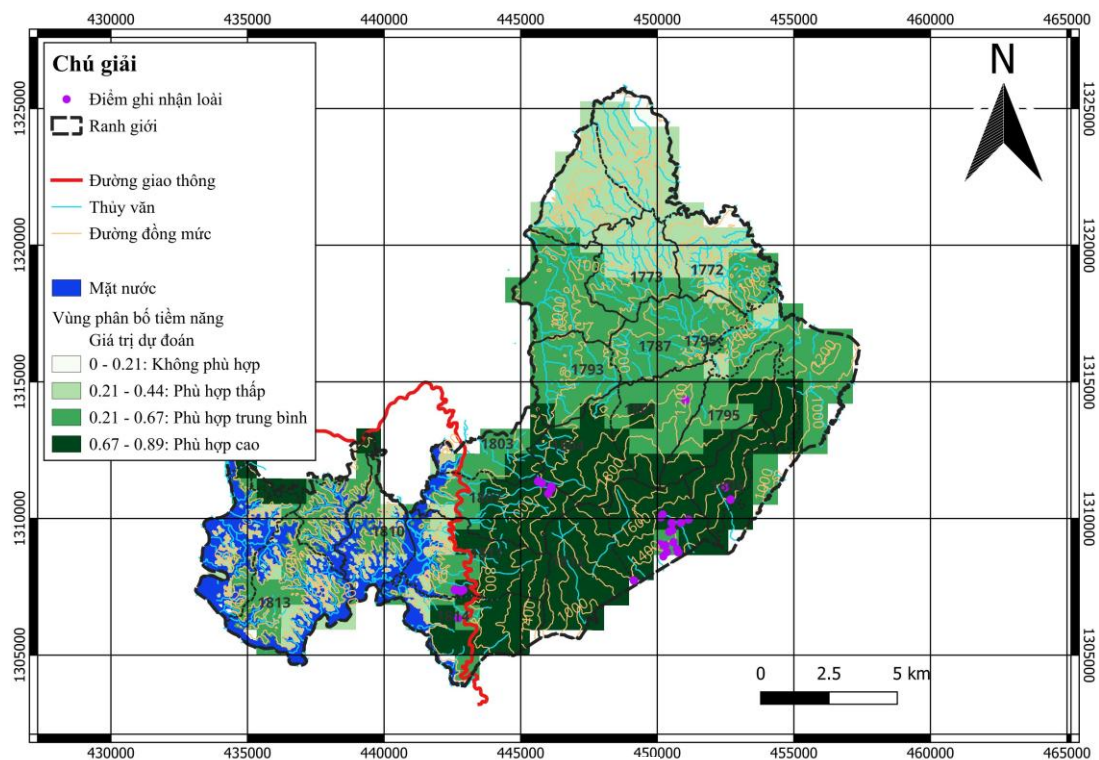


Hình 5. Kết quả phân tích Pearson

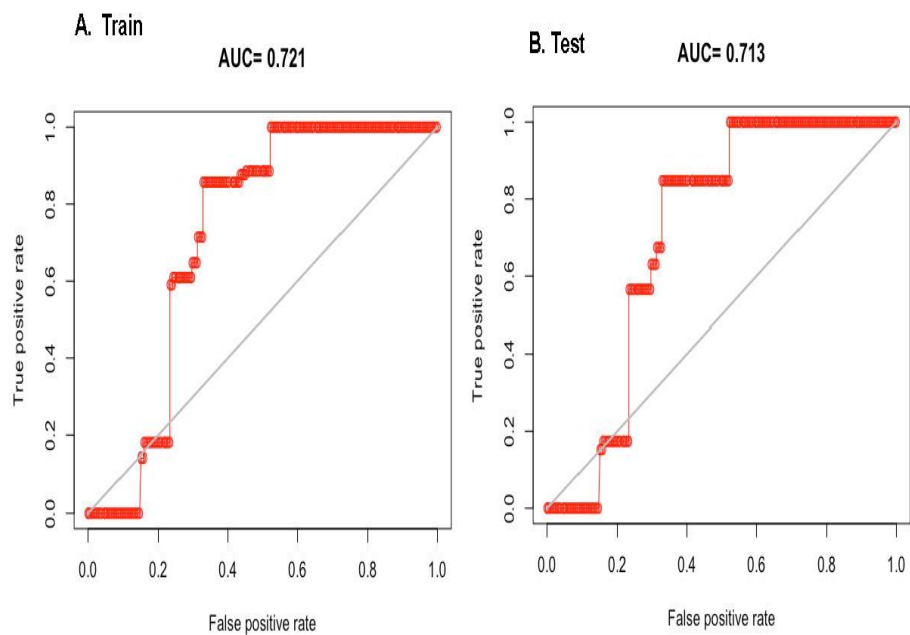


Hình 6. Kết quả phân tích PCA

Vùng phân bố tiềm năng một số loài thân gỗ quý hiếm tại VQG Tà Đùng

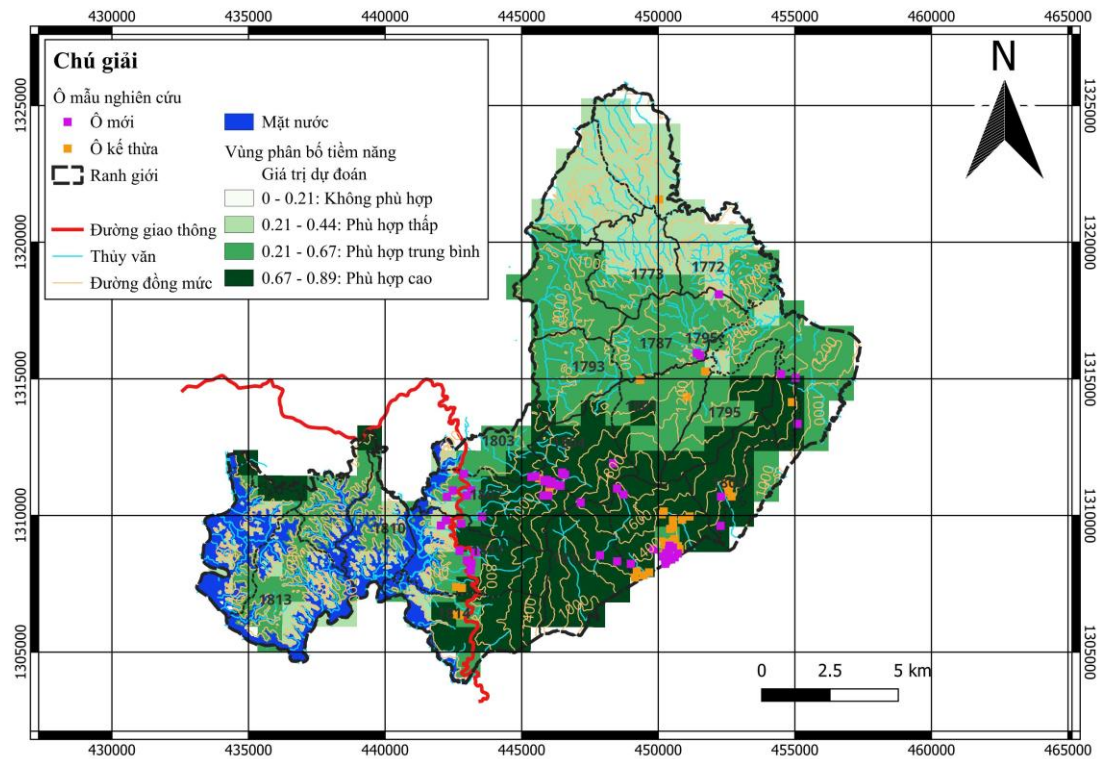


Hình 7. Bản đồ phân bố tiềm năng của các loài nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

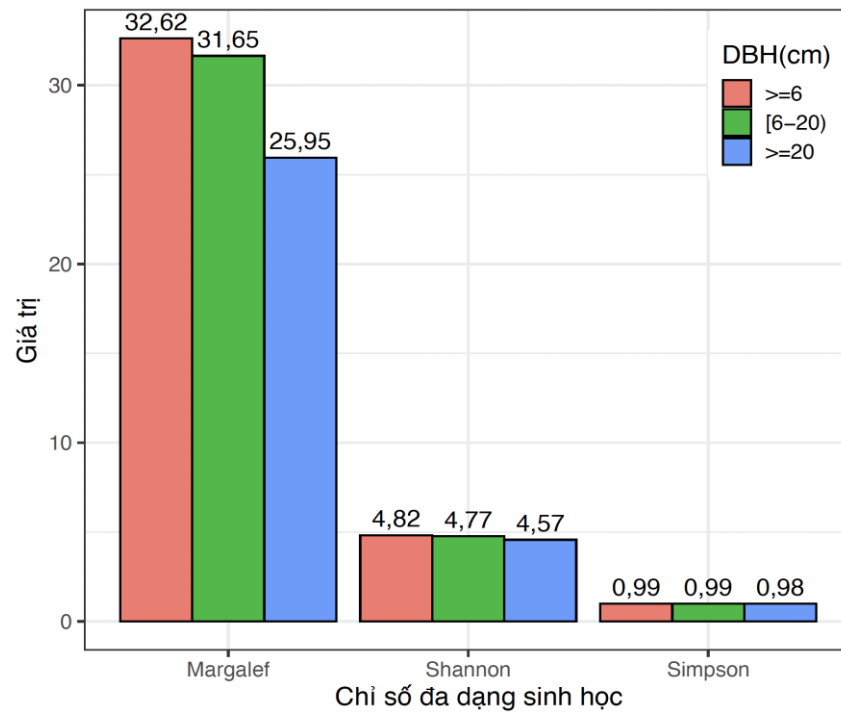


Hình 8. Kết quả đánh giá chất lượng mô hình dự đoán phân bố tiềm năng

Vị trí thiết lập ô mẫu nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

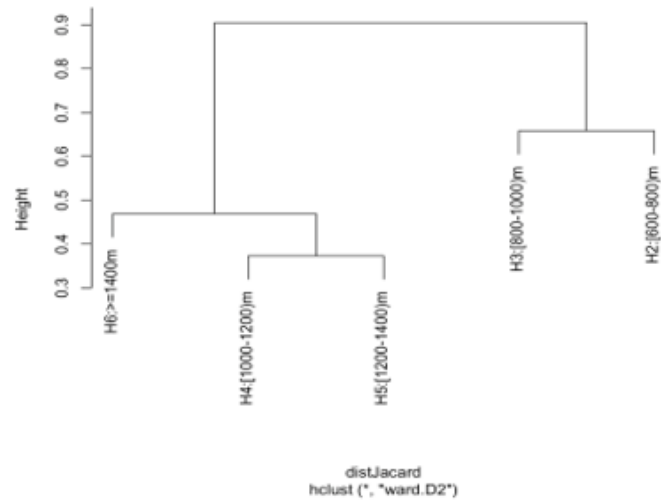


Hình 9. Bản đồ vị trí thiết lập ô mẫu thực địa tại VQG Tà Đùng



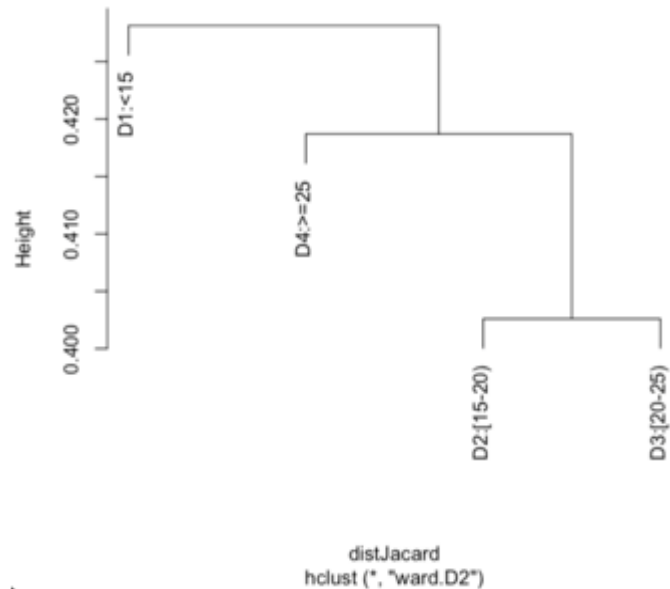
Hình 10. Chỉ số đa dạng sinh học của lâm phần tại VQG Tà Đùng

Phân cụm đại độ cao theo thành phần loài thực vật thân gỗ

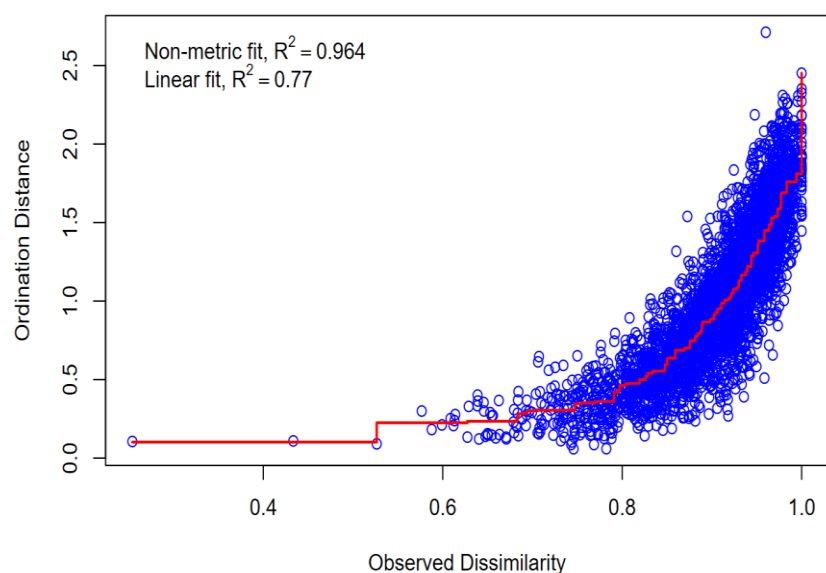


**Hình 11. Phân cụm đại độ cao theo thành phần loài thực vật thân gỗ
(Chỉ số *dj* – Ward.D2)**

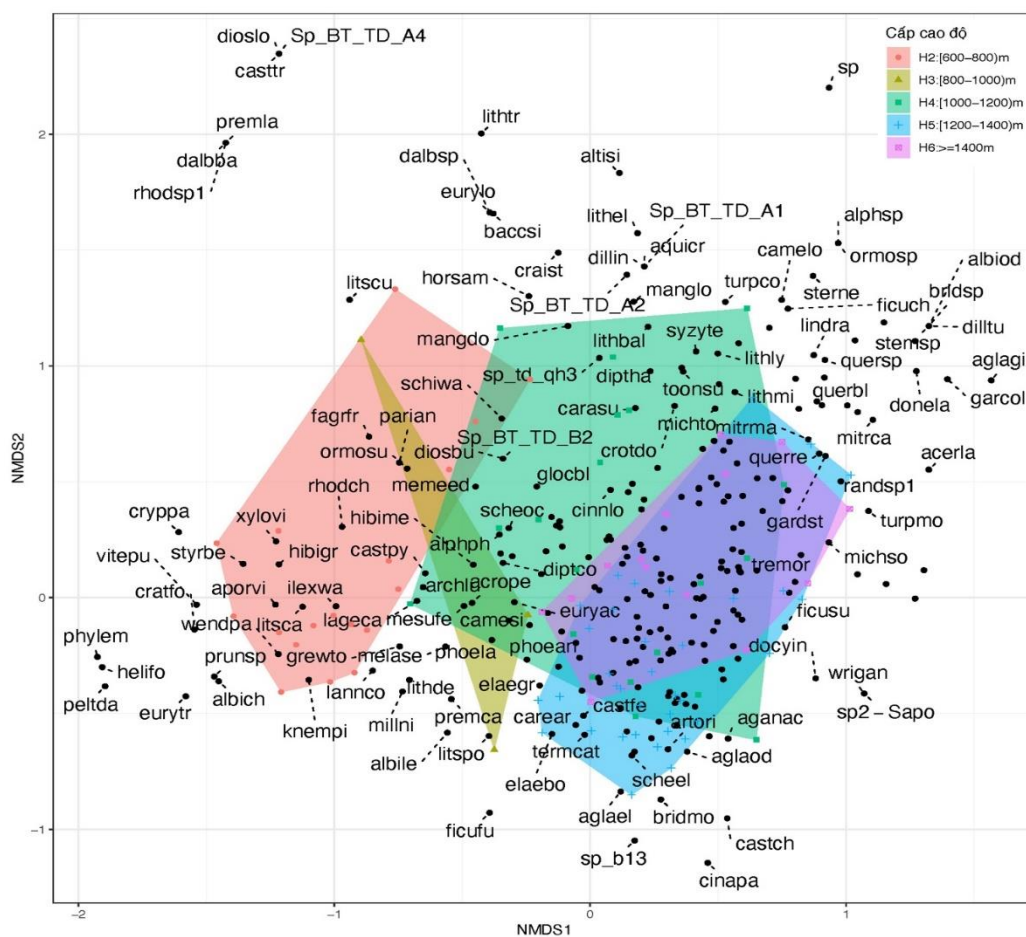
Phân cụm đại độ dốc theo thành phần loài thực vật thân gỗ



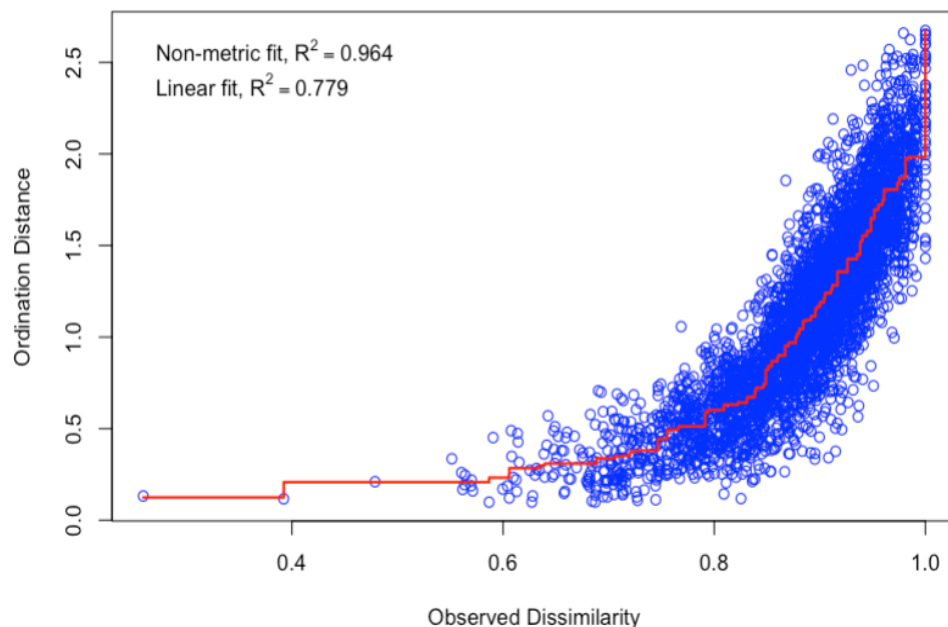
**Hình 12. Phân cụm đại độ dốc theo thành phần loài thực vật thân gỗ (Chỉ số
dj– Ward.D2)**



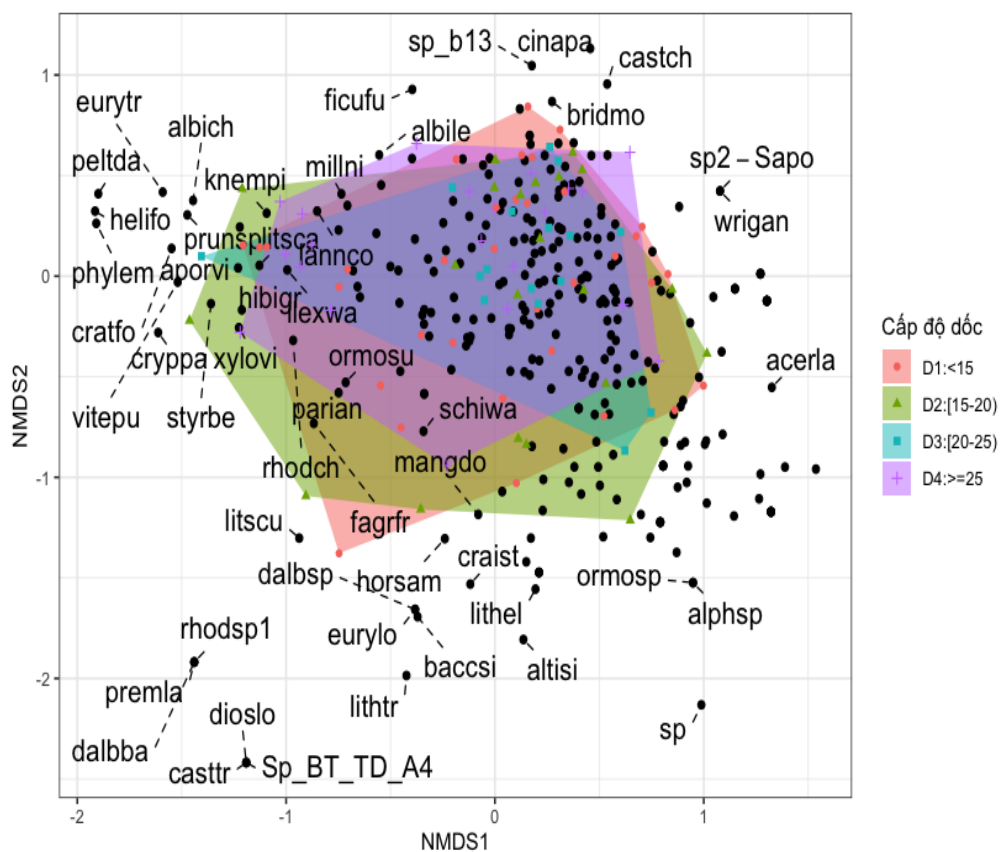
Hình 13. Biểu đồ Shepard của các đại cao



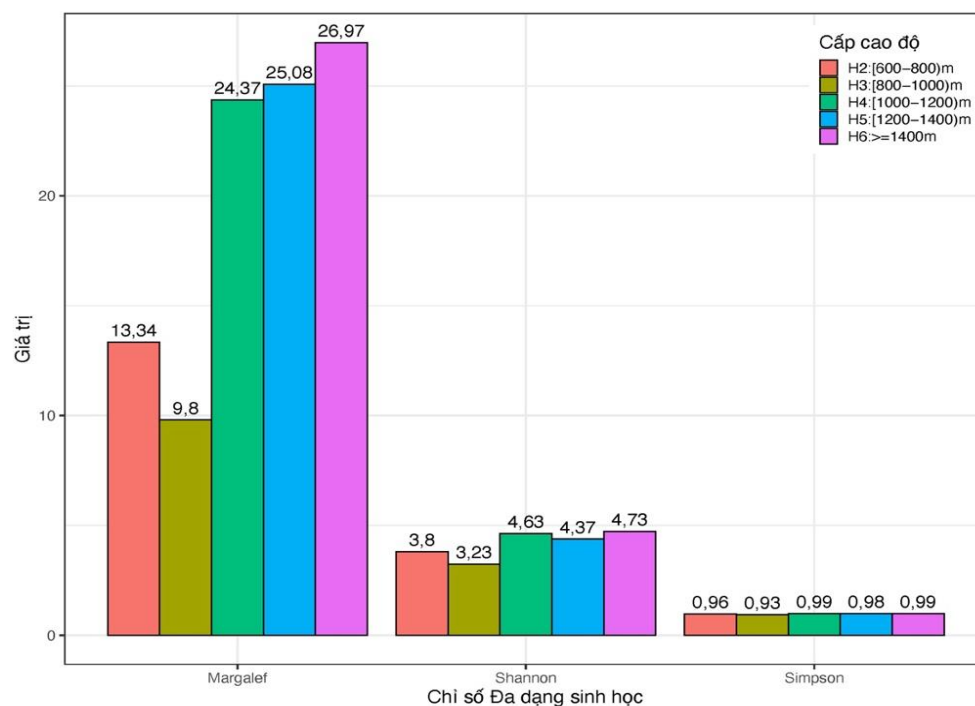
Hình 14. Phân tích NMDS của các đại cao



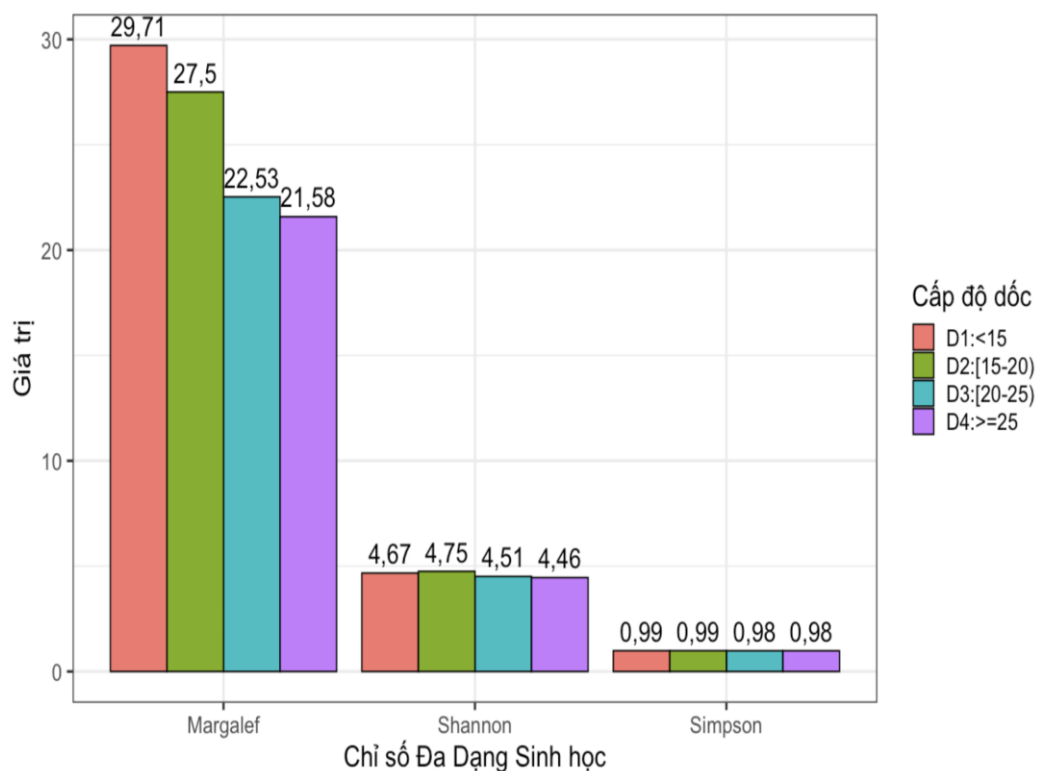
Hình 15. Biểu đồ Shepard của các cấp độ dốc



Hình 16. Phân tích NMDS của các đại độ dốc

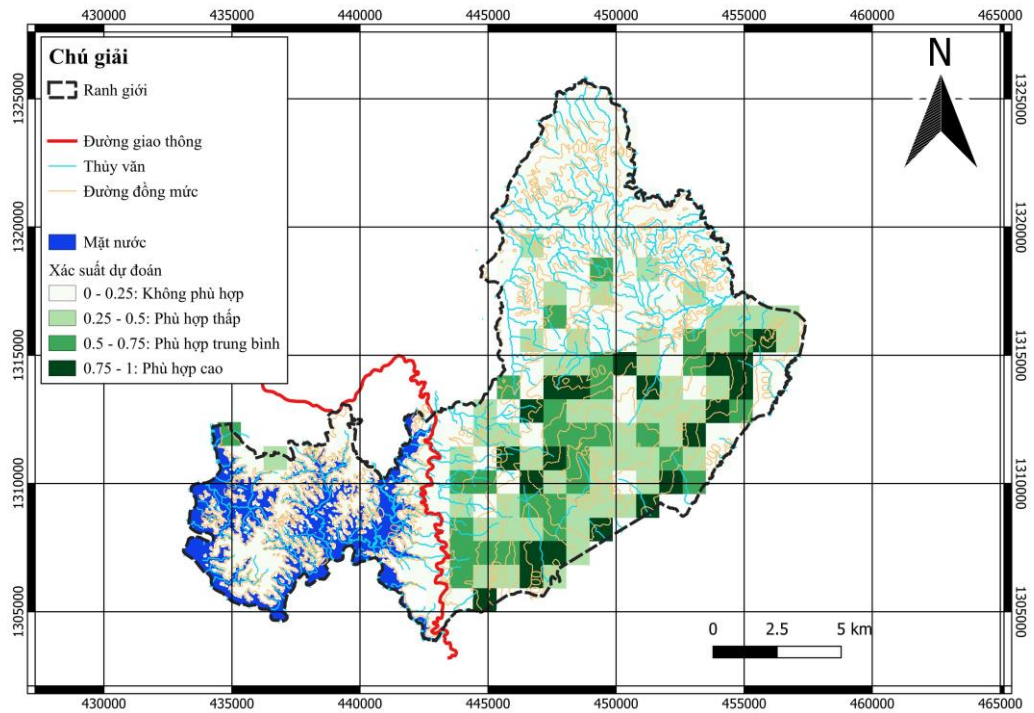


Hình 17. Chỉ số đa dạng sinh học theo đai cao



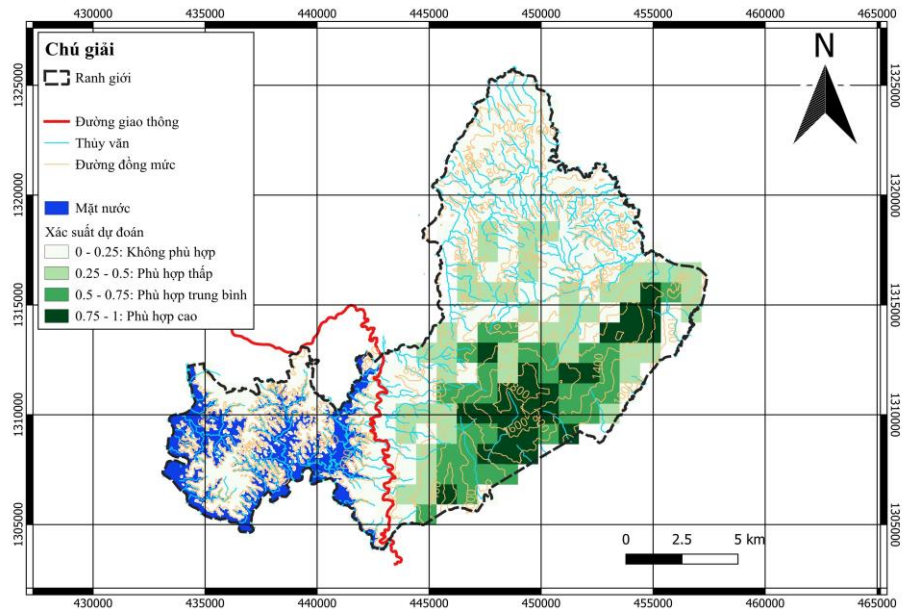
Hình 18. Chỉ số đa dạng sinh học theo độ dốc

Vùng phân bố tiềm năng loài trầm hương (*Aquilaria crassna*) tại VQG Tà Đùng



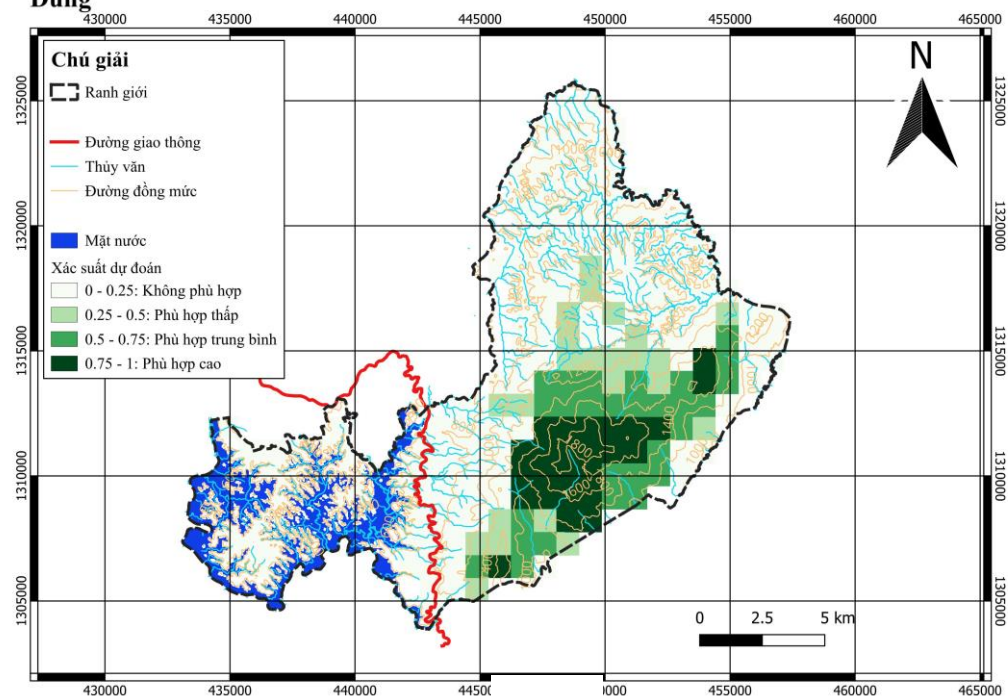
Hình 19. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trầm hương tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Xá xị (*Cinnamomum balansae*) tại VQG Tà Đùng



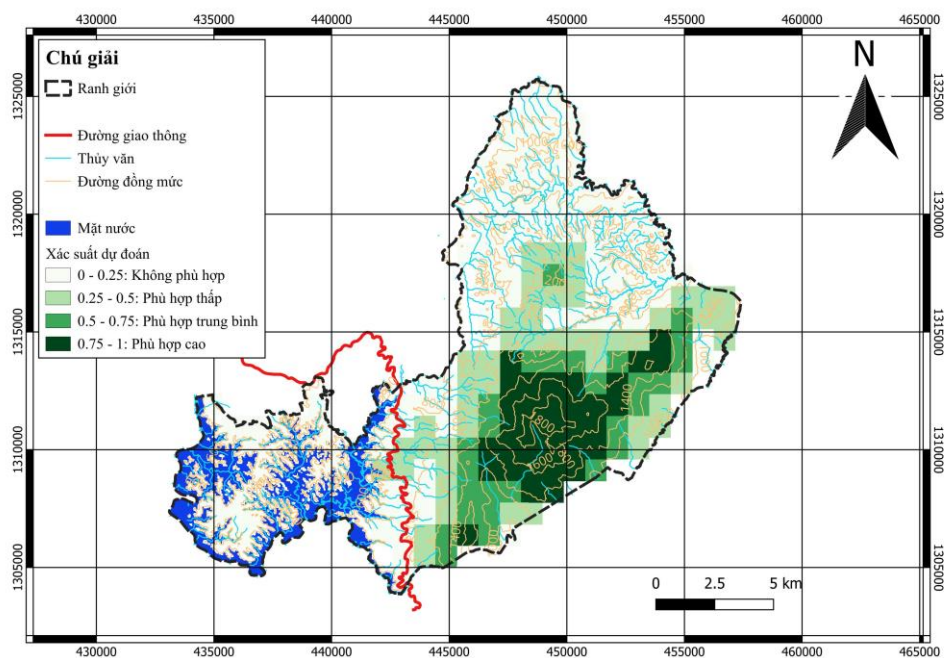
Hình 20. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Xá xị tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Thông nạng (*Dacrycarpus imbricatus*) tại VQG Tà Đùng



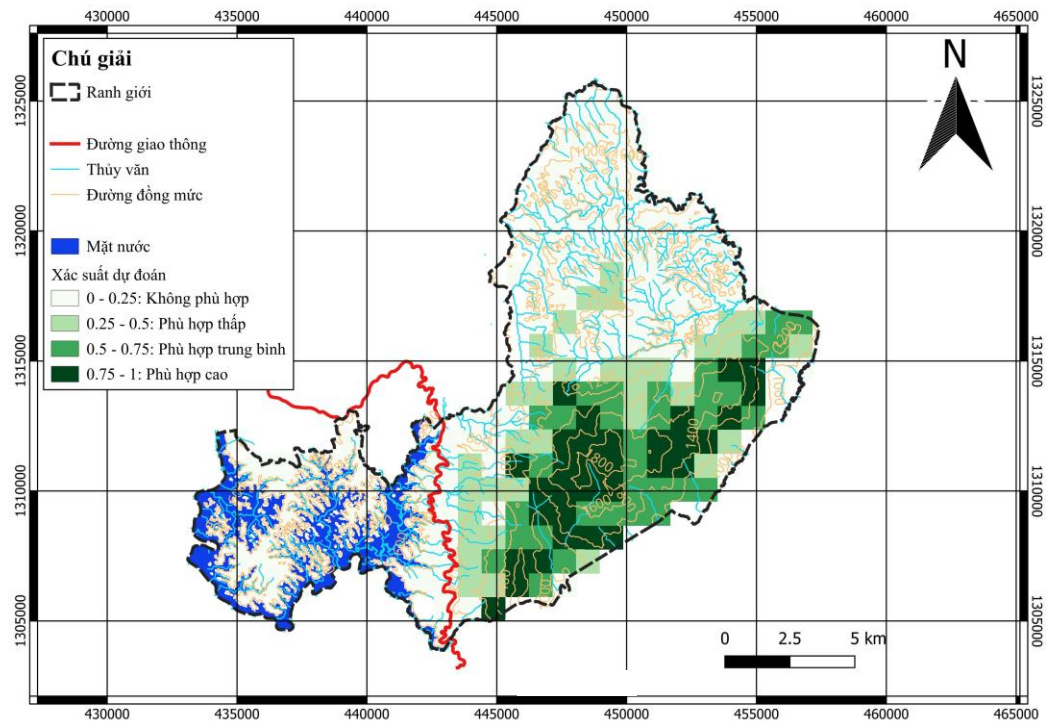
Hình 21. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông nạng tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Dầu baid (*Dipterocarpus baudii*) tại VQG Tà Đùng



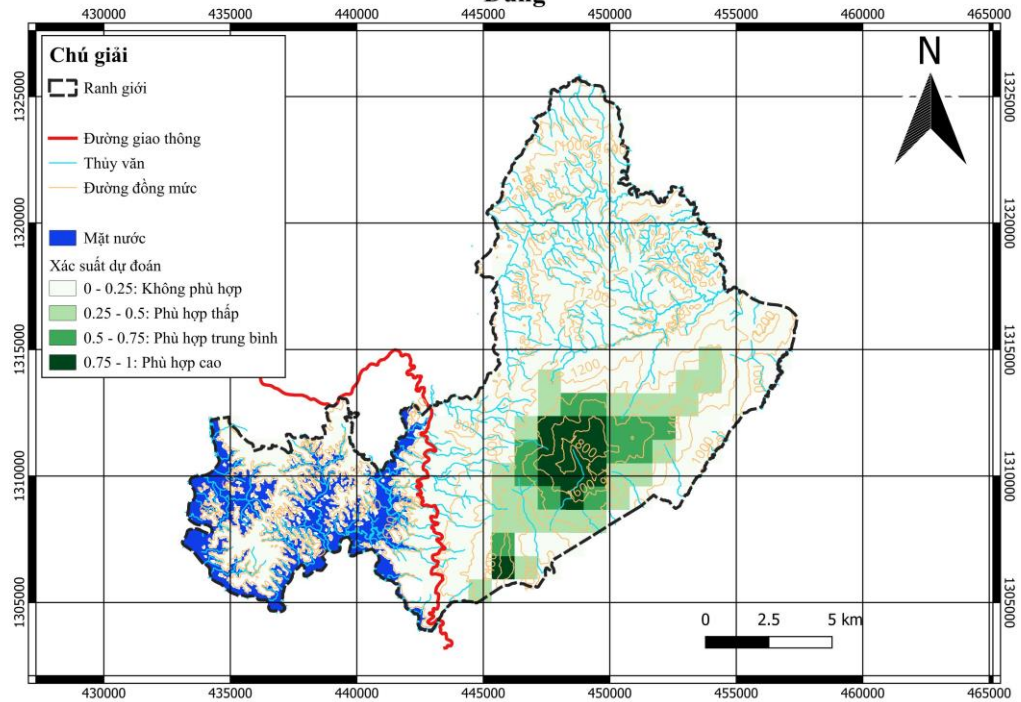
Hình 22. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu baid tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*) tại VQG Tà Đùng



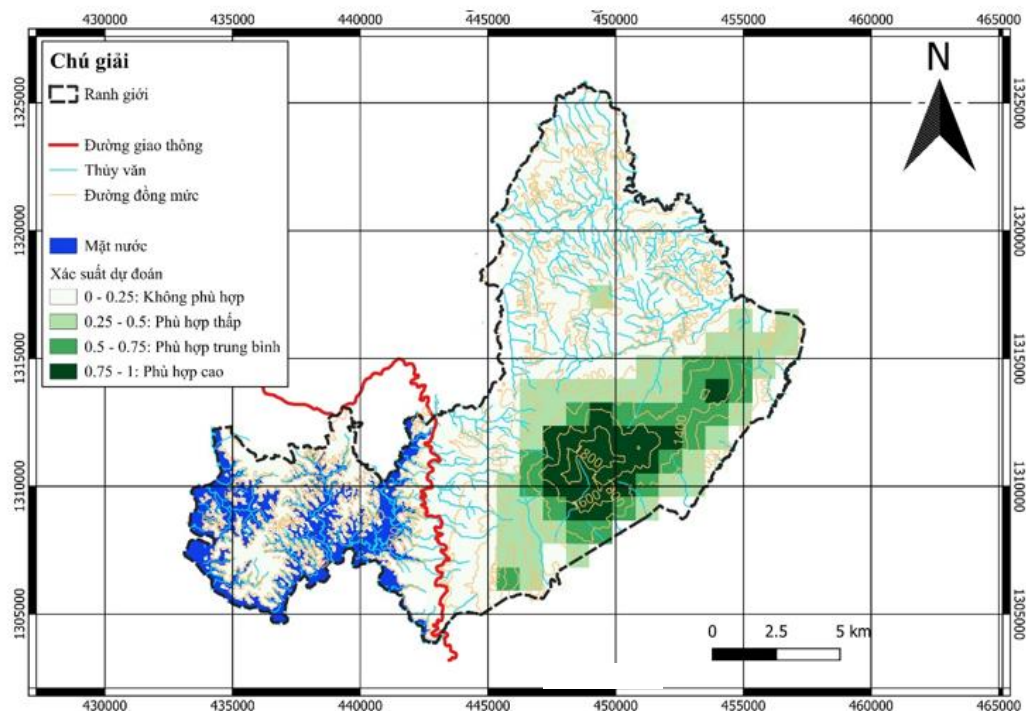
Hình 23. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dầu hasselt tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*) tại VQG Tà Đùng



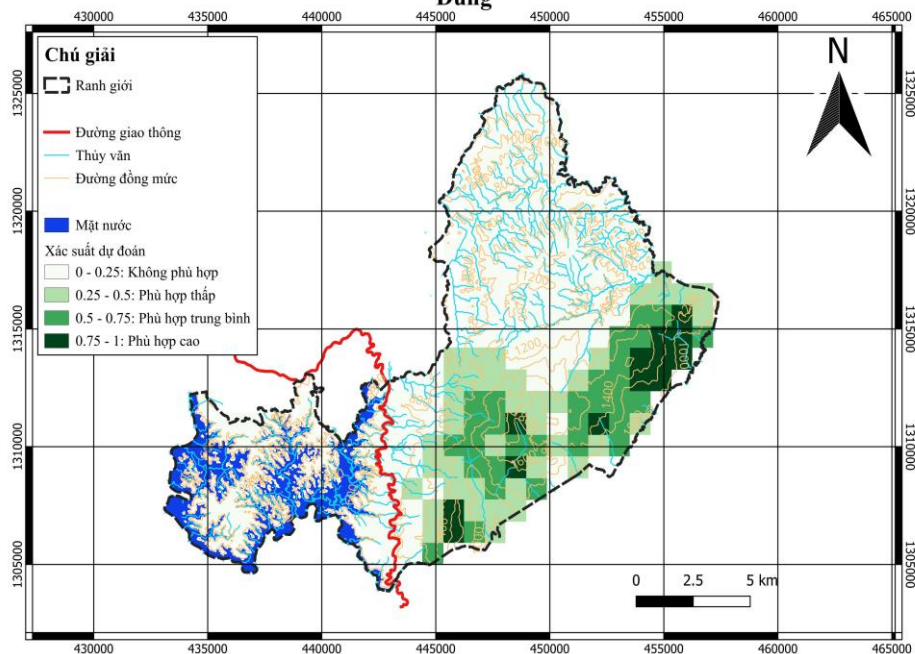
Hình 24. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Sồi ba cạnh tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Dẻ langbian (*Quercus langbianensis*) tại
VQG Tà Đùng



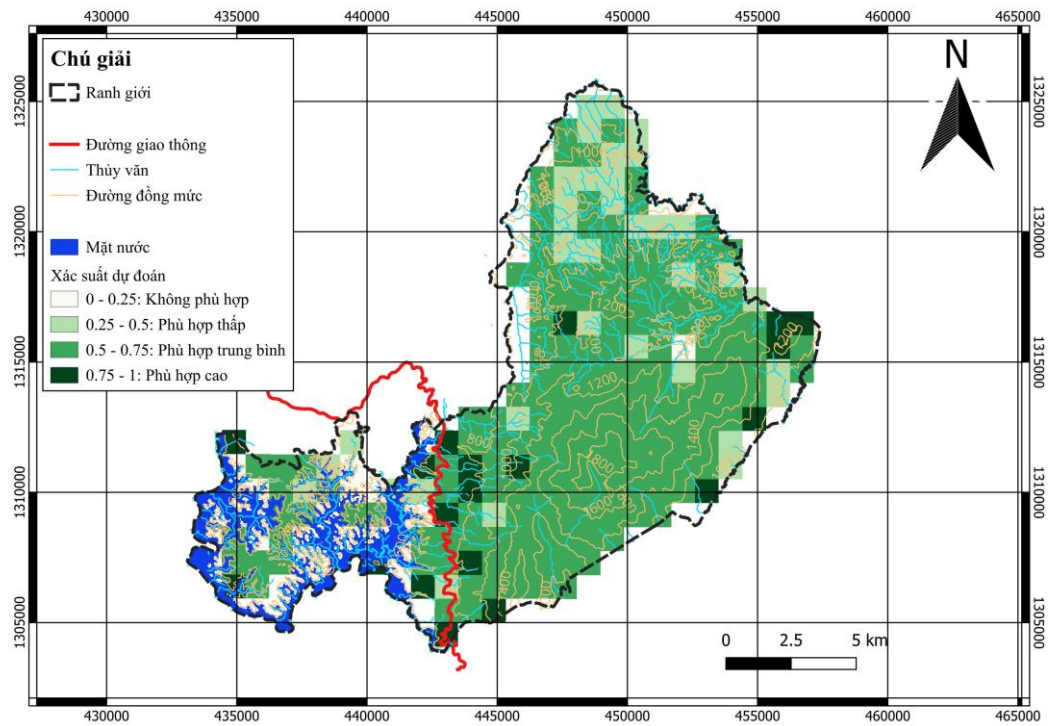
Hình 25. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Dẻ langbian tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Thông tre lá dài (*Podocarpus neriifolius*) tại VQG Tà
Đùng



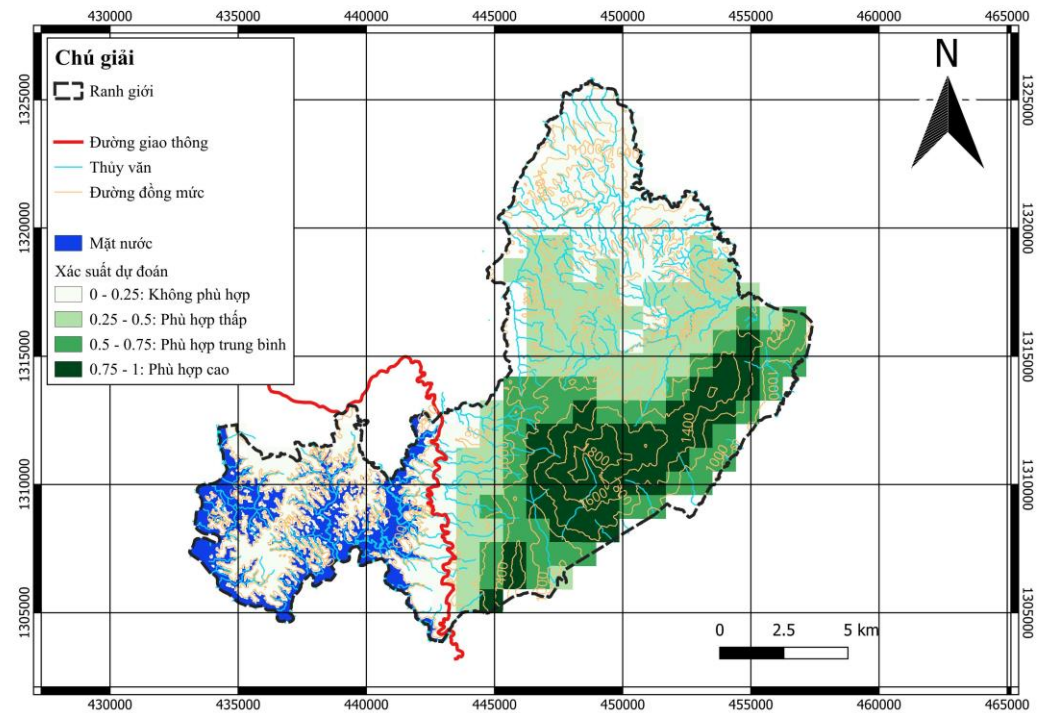
Hình 26. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Thông tre tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Hồng quang (*Rhodoleia championii*) tại VQG Tà Đùng



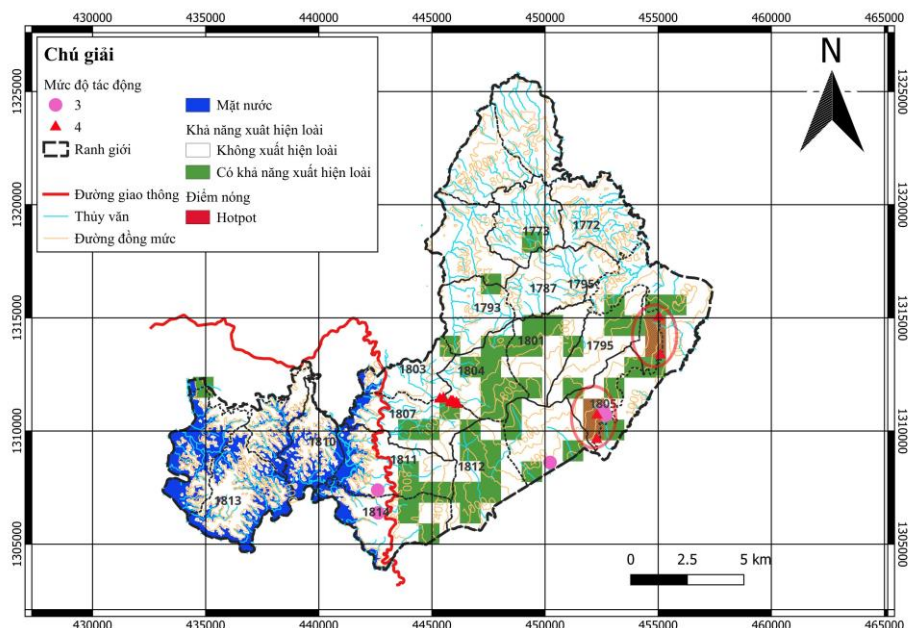
Hình 27. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Hồng quang tại VQG Tà Đùng

Vùng phân bố tiềm năng loài Trám nâu (*Canarium littorale*) tại VQG Tà Đùng



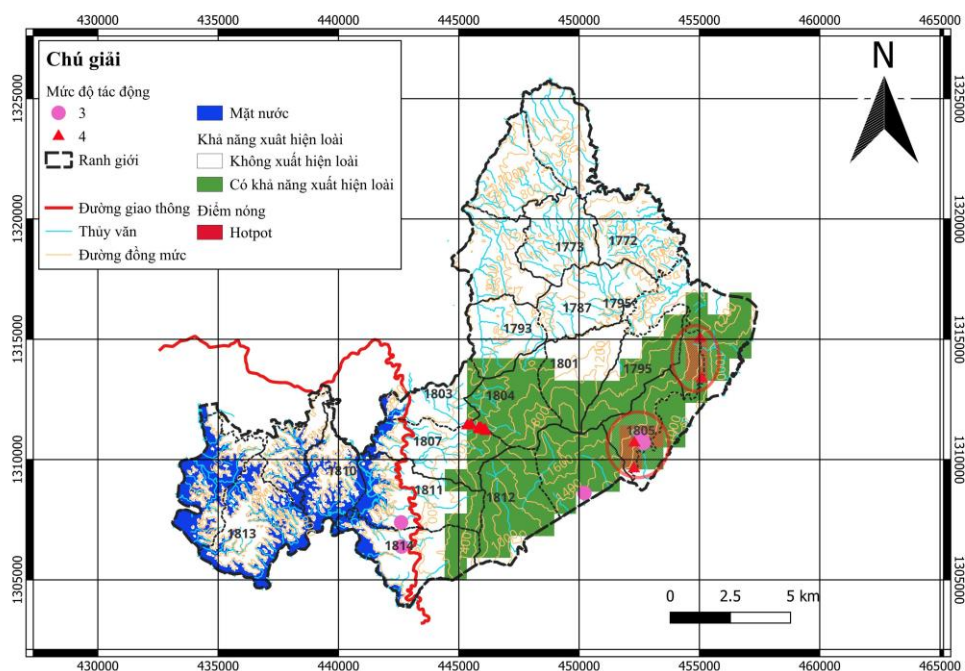
Hình 28. Bản đồ vùng phân bố tiềm năng của loài Trám nâu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Trâm hương (*Aquilaria crassna*) tại VQG Tà Đùng



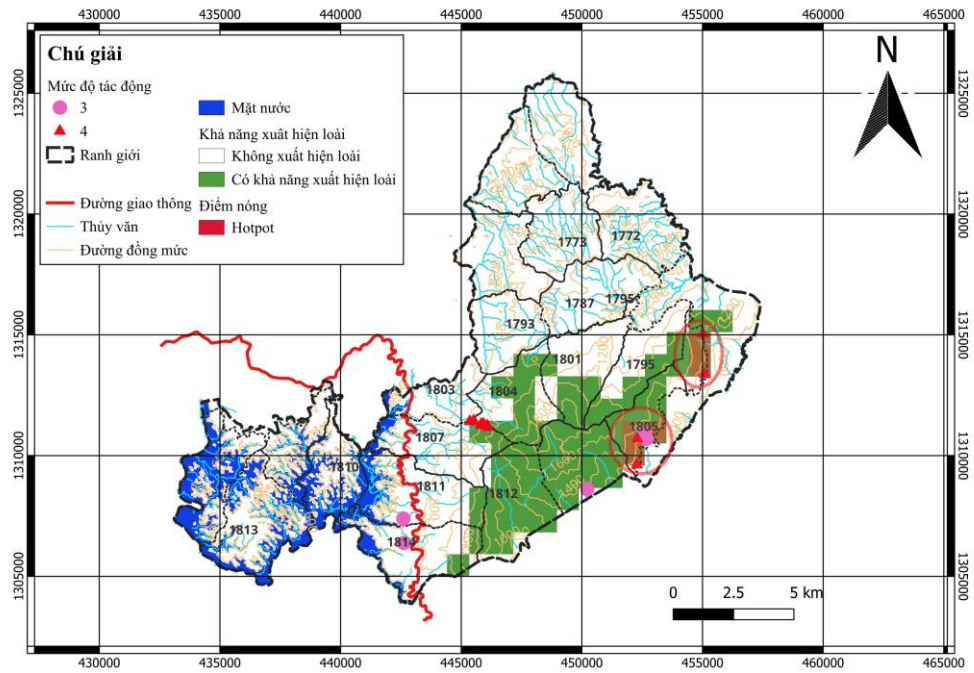
Hình 29. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Trâm hương nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Trám nâu (*Canarium littorale*) tại VQG Tà Đùng



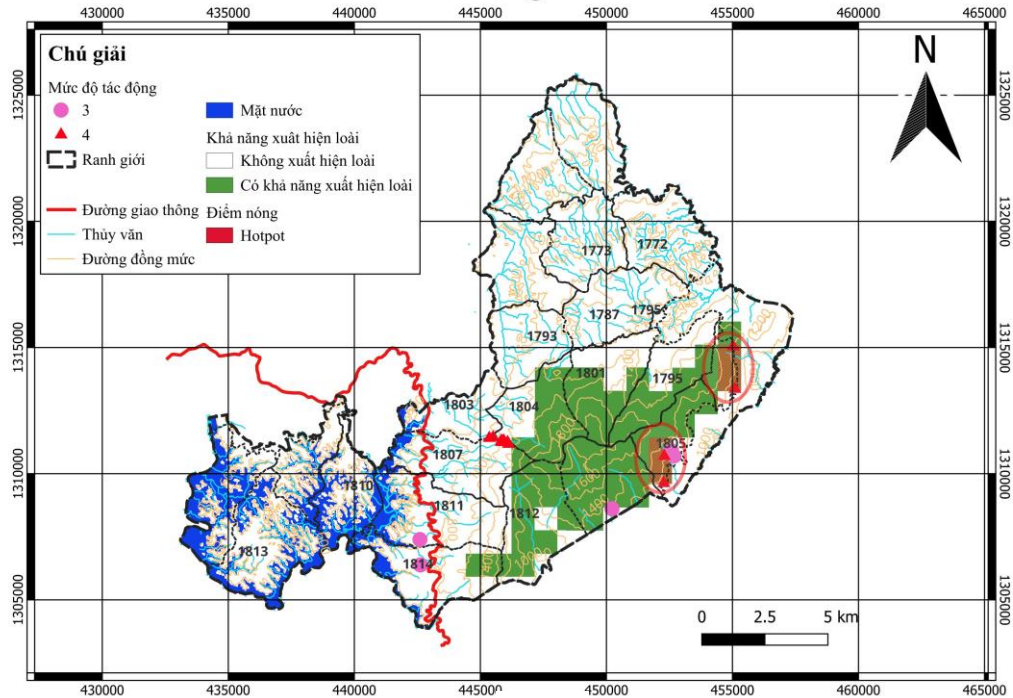
Hình 30. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Trám nâu nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Xá xị (*Cinnamomum balansae*) tại VQG Tà Đùng



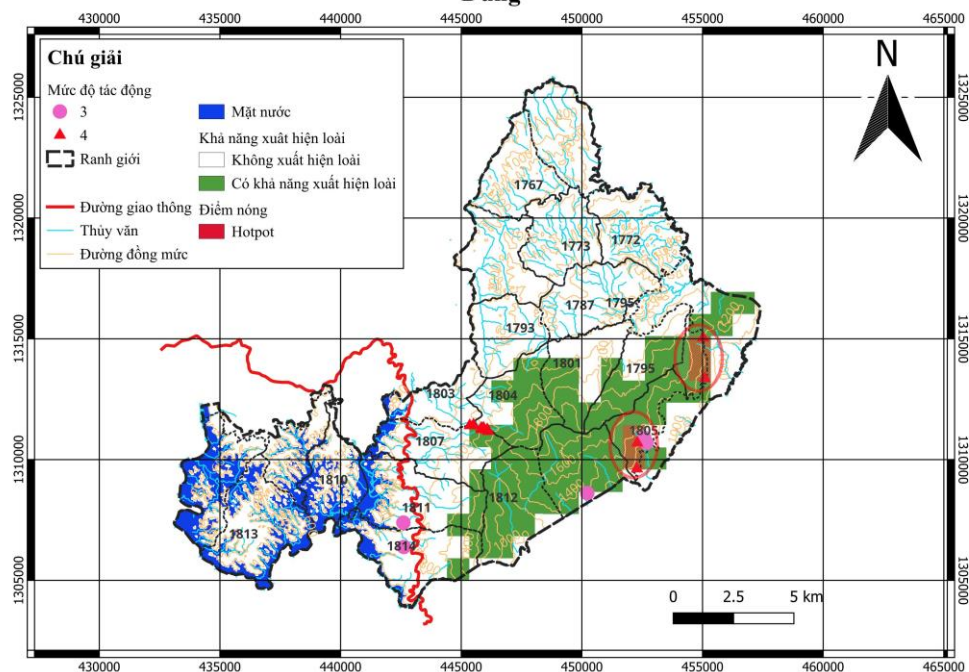
Hình 31. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Xá xị nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Thông nàng (*Dacrycarpus imbricatus*) tại VQG Tà Đùng



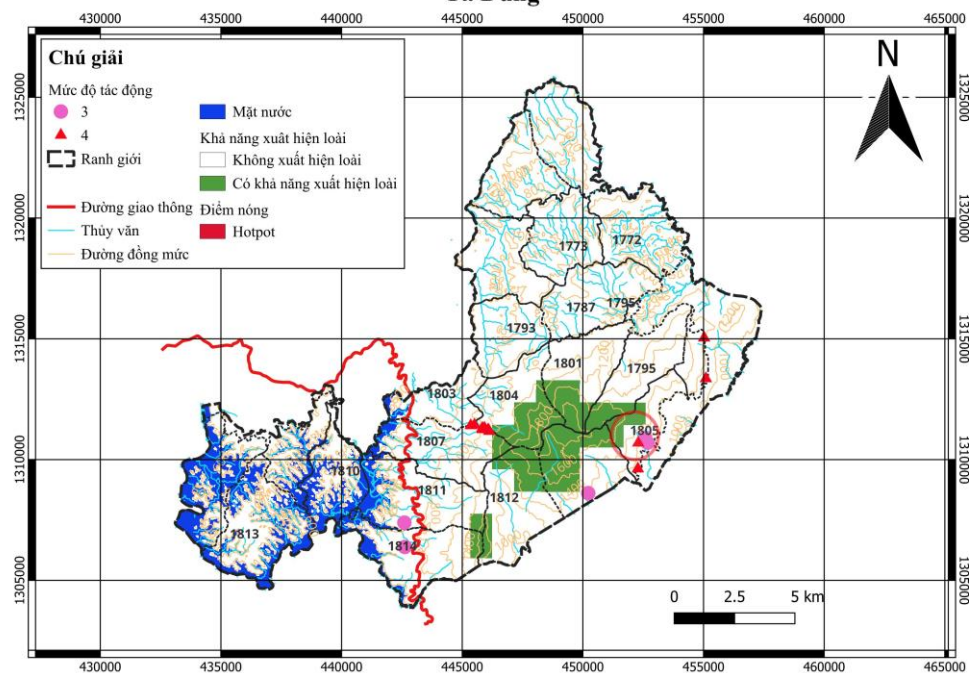
Hình 32. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Thông nàng nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Dầu hasselt (*Dipterocarpus hasseltii*) tại VQG Tà Đùng



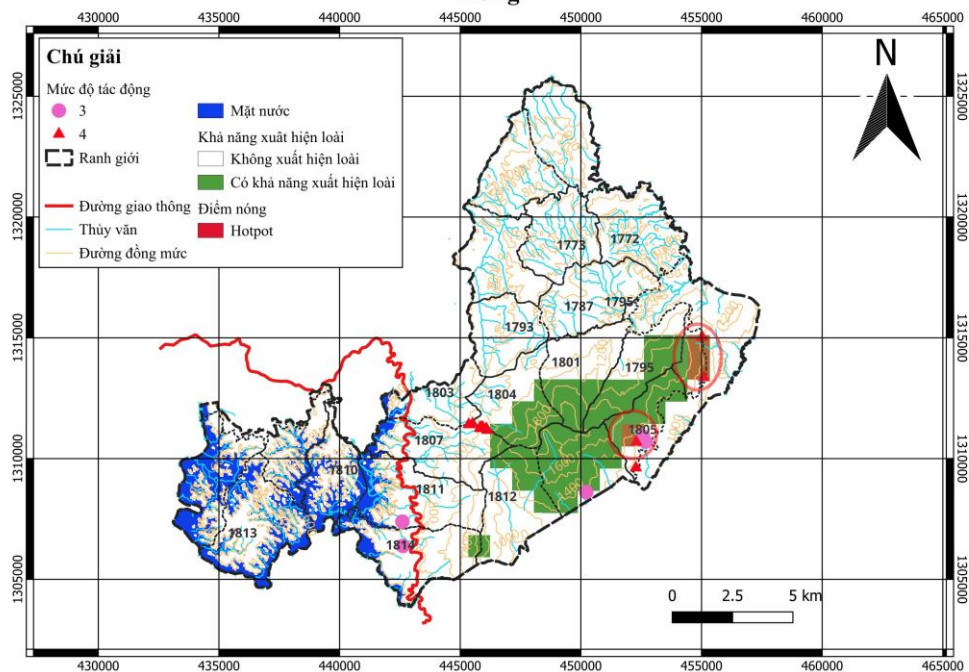
234

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Sồi ba cạnh (*Trigonobalanus verticillata*) tại VQG Tà Đùng



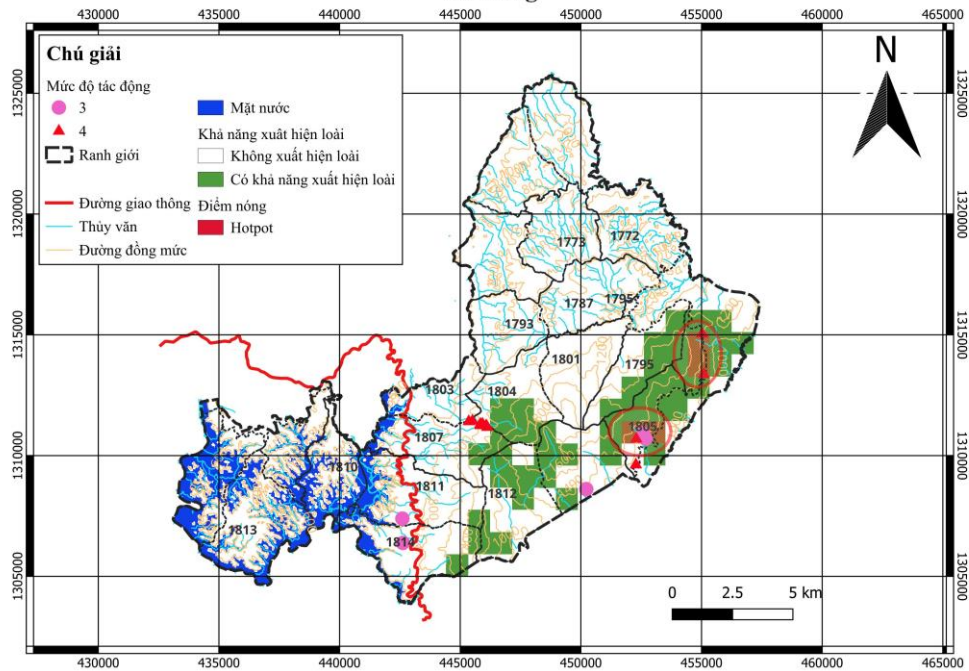
Hình 35. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Sồi vàng nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Dẻ langbian (*Quercus langbianensis*) tại VQG Tà Đùng



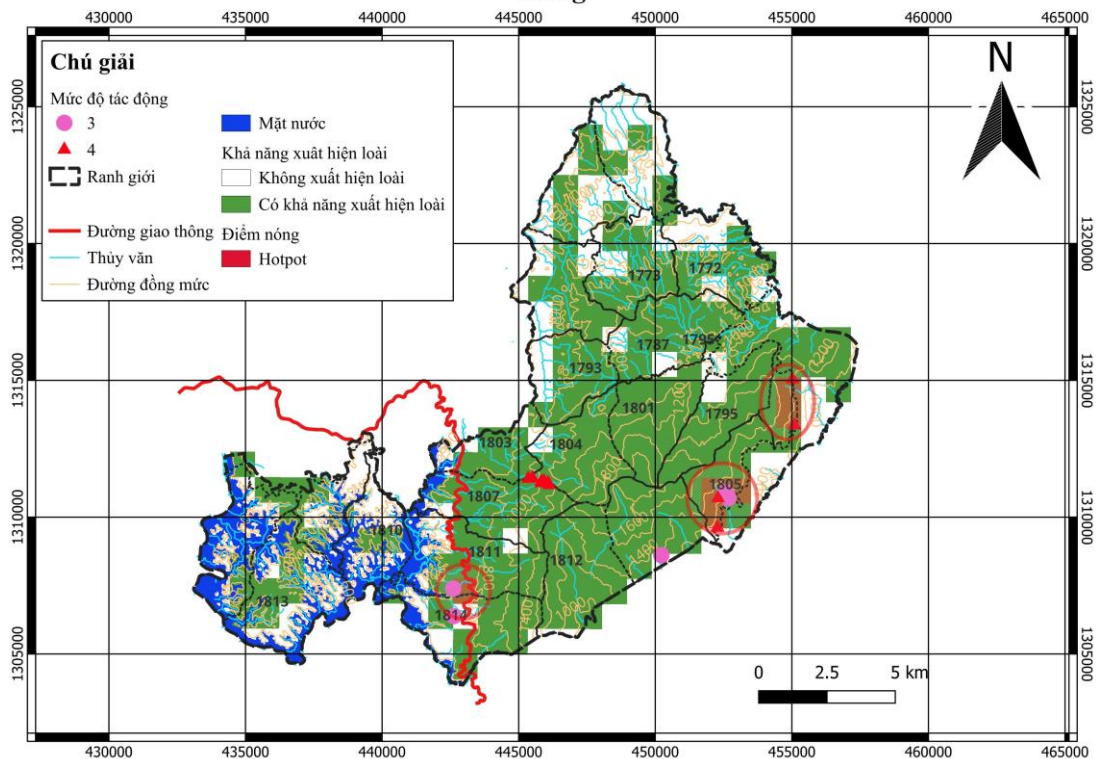
Hình 36. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Dẻ langbian nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Thông tre lá dài (*Podocarpus neriifolius*) tại VQG Tà Đùng

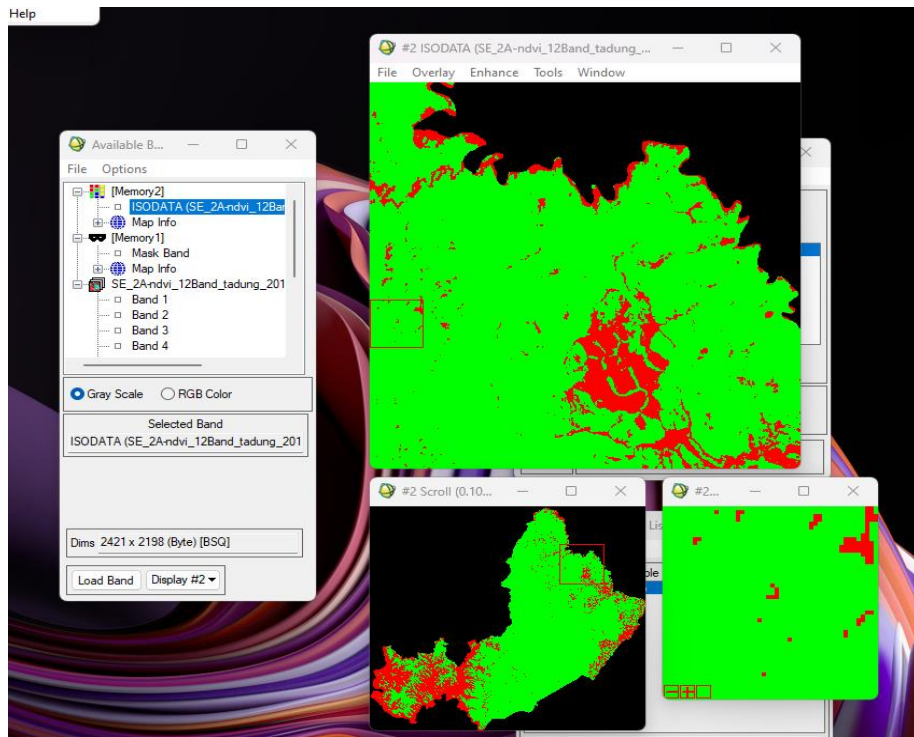


Hình 36. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài thông tre nghiên cứu tại VQG Tà Đùng

Điểm nóng đa dạng sinh học loài Hồng quang (*Rhodoleia championii*) tại VQG Tà Đùng



Hình 37. Bản đồ hotspot đa dạng sinh học của loài Hồng quang nghiên cứu tại VQG Tà Đùng



Hình 3.37. Kết quả phân loại có rừng và không rừng tại VQG Tà Đùng