

Mémoire

Auteur : Petrosino, Clara

Promoteur(s) : Vanderpoorten, Alain; Collart, Flavien

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/23846>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Université de Liège - Faculté des Sciences - Département de Biologie, Écologie et Évolution
Instituto de Productos Naturales y Agrobiología - Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Intégration de la génétique des populations et de la modélisation de niche écologique à la conservation de l'emblématique laurisylve des îles Canaries

Travail de fin d'études réalisé par **Clara Petrosino** en vue de l'obtention du grade de Master en biologie des organismes et écologie à finalité biologie de la conservation, biodiversité et gestion.

Août 2025

Promoteurs : Dr Alain Vanderpoorten et Dr Flavien Collart

Encadrant : Sébastien Mirolo



Remerciements

Pour avoir rendu possible ce travail tout à fait particulier, mes premiers remerciements vont à mes promoteurs : Alain Vanderpoorten et Flavien Collart. Merci à Alain de m'avoir offert l'opportunité de construire ce projet, merci pour sa disponibilité et son suivi en continu qui m'ont permis d'évoluer dans un cadre alliant responsabilisation et sécurité. Merci à Flavien pour sa patience, sa pédagogie et son aide précieuse lors de ma découverte de la modélisation microclimatique et des SDMs. Un grand merci aussi à mon encadrant Sébastien Mirolo. Merci pour son aide et ses explications concernant la génétique des populations mais aussi ses précieux conseils concernant les îles Canaries et tout ce qui s'y rapporte. Merci à l'ensemble du laboratoire de l'Université de Liège pour sa bonne humeur et les chouettes moments passés ensemble. Merci également au Prof. F. Jonard (ULiège) pour avoir développé le code Google Earth Engine utilisé pour la génération des métriques de télédétection.

Merci à Jairo Patiño et l'ensemble de son équipe de m'avoir accueillie avec bienveillance dans leur labo au CSIC à Ténérife. Merci pour leur grande aide sur le terrain et pour les connaissances, tant botaniques que culturelles, qu'ils m'ont apportées concernant leur archipel.

La suite de mes remerciements vont à ma famille, merci pour votre soutien depuis toujours, merci d'avoir cru en moi et de votre curiosité envers mon travail. Merci à ma sœur Lucie, toujours présente pour moi dans n'importe quelle situation et pour sa force qu'elle me transmet au quotidien.

Je souhaiterais aussi remercier mes amis qui, de près ou de loin, m'ont soutenue que ce soit par leur écoute active, les échanges enrichissants ou leur support émotionnel. Un merci tout particulier s'adresse à ma meilleure amie, Rosaline. Merci pour les rires lors des pauses en pleine période de rédaction et merci pour sa présence à distance lors de mon Erasmus. Merci à tous les copains de ULiège pour ces deux belles années de master, mais aussi aux copains de l'ULB pour avoir rendu ce bachelier si sympathique à vos côtés.

Enfin, je souhaiterais remercier Baptiste et Malo, les deux voyageurs qui m'ont rendu visite lors de mon Erasmus avec lesquels j'ai pu passer des moments inoubliables à la découverte de cette si belle île.

Résumé

Les îles océaniques contiennent des écosystèmes avec les plus hauts taux d'endémicité, mais également parmi les plus menacés à l'échelle de la biosphère, en faisant des hotspots de biodiversité. Dans les îles Canaries, la laurisylve, qui est le dernier témoin des forêts tropicales couvrant l'Europe au Tertiaire, a été profondément modifiée et fait l'objet d'importants programmes de restauration. La mise en œuvre de ces derniers soulève toutefois une série de questions concernant le choix des populations sources utilisées et l'identification des zones cibles les plus appropriées. Ce mémoire vise à (i) déterminer dans quelle mesure la variation génétique des espèces de laurisylve est structurée spatialement et si on peut voir dans les patterns de structure génétique actuels une signature d'épisodes historiques de réintroduction; (ii) mesurer et modéliser l'intensité de l'effet microclimatique dans la laurisylve de Ténérife et (iii) identifier comment les espèces répondent à cet effet microclimatique et quelles zones constituent potentiellement des refuges microclimatiques.

151 individus de quatre espèces de spermatophytes endémiques de la laurisylve (*Apollonias barbujana*, *Canarina canariensis*, *Luzula canariensis*, *Persea indica*) ont été génotypés par séquençage RAD pour permettre une analyse de la structure génétique de leurs populations. 46 sondes ont été déployées dans la laurisylve de Ténérife pour mesurer la variation horaire des températures pendant 6 mois. L'effet microclimatique a été modélisé à 25m de résolution en utilisant des variables de topographie et de télédétection comme prédicteurs. Des modèles de distribution d'espèces ont été mis en œuvre afin de cartographier les aires présentant les conditions de niche les plus favorables aux espèces.

Une structuration inter-îles et parfois intra-île de la variation génétique a été mise en évidence. La présence de certains individus fortement admixés pointe cependant la mise en contact artificielle de populations allopatriques. Pour éviter la perte de diversité génétique locale, les efforts de conservation devraient intégrer en amont une connaissance détaillée, à laquelle le présent travail contribue, de la structure génétique des espèces cibles.

L'effet microclimatique varie considérablement, depuis un effet tampon jusqu'à un effet d'amplification du macroclimat, dans les laurisylves de Ténérife. Cette variation a été significativement prédictée par des variables télémétriques, permettant de générer une carte de l'effet microclimatique à 25m de résolution. L'effet microclimatique intervient dans les modèles de distribution d'espèces avec une importance qui varie entre espèces. Ainsi, il est possible d'identifier, avec une très fine résolution spatiale, les zones les plus favorables à la croissance des espèces de manière à informer de futurs programmes de conservation.

Table des matières

<i>Introduction</i>	1
<i>Matériels et méthodes</i>	8
1. Zone d'étude	9
2. Génétique des populations	11
2.1. Échantillonnage et génotypage des populations	11
2.2. Analyses de données	15
3. Modélisation microclimatique	16
3.1. Mesures des données microclimatiques et collecte des données macroclimatiques	18
3.2. Génération des variables explicatives du microclimat	19
3.3. Prédition et projection du microclimat.....	20
3.3.1. Modélisation de la relation horaire entre macro-et microclimats.....	20
3.3.2. Prédition de la pente, de l'intercept et des variables microclimatiques	22
3.3.3. Projection du modèle.....	23
4. Modélisation de la distribution d'espèces (SDM).....	23
4.1. Données d'occurrence des espèces	24
4.2. Sélection des variables explicatives et modélisation de la distribution d'espèces.....	25
4.3. Validation des modèles.....	27
4.4. Projection des ESM et binarisation	27
<i>Résultats</i>	29
1. Génétique des populations	29
1.1. Structure génétique des populations.....	29
1.2. Degré d'admixture entre individus	31
2. Modélisation microclimatique	32
2.1. Variation comparée et modélisation du microclimat	32
2.2. Modélisation du microclimat par rapport au macroclimat et aux variables de télédétection	33
3. Modélisation de distribution d'espèces (SDM)	35
3.1. Importance des variables environnementales aux SDMs et précision des modèles	35
3.2. Cartographie de l'aire favorable aux espèces à fine résolution à Ténérife.....	37
<i>Discussion</i>	39
1. Structuration génétique des populations de plantes dans la laurisylve canarienne.....	39
2. Caractérisation et modélisation du microclimat dans la laurisylve de Tenerife	42
3. Modélisation de la distribution des espèces de laurisylve à fine résolution spatiale	43
4. Applications à la conservation de la laurisylve	44
<i>Conclusions et perspectives</i>	47
<i>Bibliographie</i>	49
<i>Annexe :</i>	69

Introduction

L'Anthropocène marque la transition d'une époque dominée par les perturbations anthropiques (Lewis & Maslin, 2015). Ces perturbations, qui se manifestent par des changements globaux (changements climatiques, perte des habitats, surexploitation des ressources, invasions biologiques et pollution), sont à l'origine de la sixième extinction de masse, qui égale en intensité les perturbations macroclimatiques historiques mais est la seule à avoir été entièrement causée par les activités anthropiques (Cowie et al., 2022). Ces perturbations sont la cause d'une baisse marquée d'en moyenne 20% de la diversité localement mais aussi d'une modification profonde des communautés (Keck et al., 2025).

Cette crise de la biodiversité n'est nulle part aussi aigue que dans les milieux insulaires. Si ces derniers sont des hotspots de biodiversité, incluant 31% de la flore mondiale et pas moins de 21% d'espèces endémiques sur seulement 5% la superficie terrestre émergée (Schrader et al., 2024), leurs biocénoses figurent parmi les plus menacées. A titre d'exemple, la flore canarienne atteint un taux d'endémisme de 42%, illustrant ainsi l'importance disproportionnée des îles dans la biodiversité végétale mondiale (Schrader et al., 2024). Néanmoins, pas moins de 60% des extinctions biologiques depuis l'an 1500 ont eu lieu en milieu insulaire (Matthews et al., 2020) et parmi les régions du monde présentant les taux d'extinctions les plus importants, des archipels tels que Hawaii, l'Ile Maurice et Madagascar arrivent en tête (Humphreys et al., 2019). En effet, entre 3500 et 6800 des 70000 espèces végétales insulaires endémiques dans le monde sont déjà hautement menacées (classées 'Critically Endangered' (CR) et 'Endangered' (EN) par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN, 2025)), dont pas loin de 2800 en danger critique d'extinction (Caujapé-Castells et al., 2010). Les espèces insulaires occupent des aires de petites tailles. Elles ont de plus acquis, au cours de leur longue évolution en isolement géographique (Macarthur & Wilson, 1967), une série de traits d'histoires de vie tels que la perte des capacités défensives et dispersives (Burns, 2019) les rendant particulièrement vulnérables aux perturbations anthropiques, et en particulier, aux invasions biologiques qui représentent la première source de menace pour la biodiversité insulaire (Tershy et al., 2015).

Du fait de la déforestation massive consécutive à la colonisation par l'Homme depuis les conquêtes européennes au 16e siècle, les milieux forestiers de Macaronésie, une région biogéographique comprenant les archipels des Iles Canaries, de Madère, des Açores et du Cap Vert, ont été parmi les plus durement impactés (Castilla-Beltrán et al., 2021). On estime ainsi,

par exemple, que seuls 11% de la laurisylve persiste à l'heure actuelle dans les Iles Canaries (Fernández-Palacios et al., 2011) .

Les laurisylves, ou forêts de lauriers, sont caractérisées par quatre genres majeurs d'arbres de la famille des Lauraceae (*Apollonias*, *Laurus*, *Ocotea* et *Persea*) et associées aux formations de nuages dans la zone montagneuse allant de 300 à 1 500 m d'altitude (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018a). Les températures moyennes y connaissent une fluctuation tamponnée entre 13 et 18 °C et les précipitations y varient annuellement entre 500 et 1 200 mm. Les laurisylves dépendent directement de la formation de la ceinture de nuage et de la fréquence du brouillard (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018b). Dans une laurisylve de crête au parc national de Garajonay à La Gomera, 50% (720 mm) de l'apport en eau au bilan hydrique total (1 440 mm) provient du brouillard (García-Santos et al., 2004). La laurisylve joue dès lors un rôle essentiel dans le cycle de l'eau par la capacité des épiphytes et des sols de ces forêts à stocker et absorber de grandes quantité d'eau, limitant ainsi érosion et inondations et assurant des réserves constantes en eau dans le milieu (Foster, 2001).

Ces particularités rendent les laurisylves très vulnérables aux changements climatiques qui altèrent le régime de formation des nuages et des précipitations dans le temps et l'espace. En particulier, la diminution de la fréquence des périodes de brouillard depuis les années 1970 représente une grave menace pour ces écosystèmes (Pounds et al., 1999). En raison d'une grande incertitude autour de la question de la remontée ou de la descente en altitude de la couverture nuageuse associée à la circulation atmosphérique globale dans le contexte du réchauffement climatique (Sperling et al., 2004, Foster, 2011), la distribution de la laurisylve dans les prochaines décennies reste, néanmoins, difficile à prévoir.

Or, les enjeux de conservation de la laurisylve sont énormes. La laurisylve est en effet un écosystème iconique relictuel des forêts sempervirentes d'Europe et d'Afrique du Nord au Tertiaire, faisant de celle-ci une végétation de très haut intérêt patrimonial (del Arco Aguilar et al., 2010). Cet écosystème unique abrite un grand nombre d'espèces endémiques, issues à la fois de radiations évolutives locales (néo-endémisme) et de paléo-endémisme du fait de son statut de forêt relictuelle. Aujourd'hui, des actions de conservations d'origines diverses (BOX A) sont mises en place dans les laurisylves de l'archipel des Canaries afin d'enrayer la perte de biodiversité dans cet écosystème si particulier.

BOX A : Les actions de conservation dans les îles Canaries

La richesse biologique exceptionnelle présente dans les îles Canaries est encadrée par un ensemble de statuts de protection complexes, relevant d'initiatives régionales, nationales,

europeennes et internationales. Ensembles, ils forment une des couvertures de conservation les plus denses d'Europe, couvrant plus de 40 % du territoire canarien en 2024 (Fig. 1), faisant de cette région géographique l'une des plus investies dans la conservation (*Espacios Naturales Protegidos*, s. d.).

A l'échelle internationale, plusieurs zones sont inscrites au Patrimoine mondial de l'UNESCO, tel que le Parc National du Teide à Ténérife depuis 2007 et le Parc National de Garajonay à La Gomera depuis 1986 (UNESCO World Heritage, s. d.). Au total, il existe quatre parcs nationaux, répartis sur plusieurs îles (Teide (Ténérife), Garajonay (La Gomera), Caldera de Taburiente (La Palma) et Timanfaya (Lanzarote)). D'autres zones sont incluses dans le programme 'Man and Biosphere' de l'UNESCO, notamment, les réserves biosphères d'Anaga (Ténérife), Lanzarote, La Palma ou encore Fuerteventura (*Man and the Biosphere Programme (MAB) - Map*, s. d.). De plus, plusieurs zones humides d'importance internationale sont protégées par la Convention de Ramsar dans les îles Canaries.

A l'échelle européenne, l'archipel des Canaries participe activement au Réseau Natura 2000, lui-même fondé sur la Directive Habitats, dans laquelle la laurisylve Macaronésienne figure parmi les types d'habitats naturels prioritaires de l'annexe I nécessitant la désignation de zones spéciales pour la conservation (Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, 1992). A travers la Directive Oiseaux, l'archipel des Canaries participe également au réseau européen Natura 2000 (Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages, 2009).

A l'échelle nationale, la Loi du 12/1994 sur les Espaces Naturels des Canaries a pour objectif la protection, conservation, restauration et amélioration des ressources naturelles, des processus écologiques et des paysages de l'archipel. Cette loi établit huit catégories spécifiques de protections afin de permettre une meilleure gestion des zones de conservation dans les îles canaries : parcs nationaux, parcs ruraux, parcs naturels, réserves naturelles intégrales, réserves naturelles spéciales, monuments naturels, paysages protégés et sites d'intérêt scientifique (B.O.C., 1994) (Fig. 1).



Figure 1 : Répartition des catégories de conservation dans les îles Canaries : monuments naturels (*Monumento Natural*), paysages protégés (*Paisaje Protegido*), parc national (*Parque Nacional*), parc naturel (*Parque Natural*), parc rural (*Parque Rural*), réserve naturelle spéciale (*Reserva Natural Especial*), réserve naturelle intégrale (*Reserva Natural Integral*), site d'intérêt scientifique (*Sitio de Interés Científico*). Source : Espacios Naturales Protegidos.

Selon la classification de la liste rouge des habitats européens, la laurisylve Macaronésienne est placée sous un statut ‘vulnérable’ (European Commission. Directorate General for the Environment., 2016) car un ensemble de menaces complexes pèsent sur cet écosystème : l’érosion des sols, les incendies, le surpâturage, la déforestation mais aussi les espèces exotiques invasives (Castilla-Beltrán et al., 2021). Dans ce contexte, de nombreux projets LIFE ont été mis en œuvre. Le projet LIFE à Madère en 2000 a permis de protéger la laurisylve ancienne en prévenant les feux mais aussi en prévenant et supprimant les espèces exotiques envahissantes déjà présentes (LIFE99 NAT/P/006436, 1999). Dans l’archipel des Canaries, un ensemble de projets LIFE a vu le jour (LIFE12 NAT/PT/000402, 2012; LIFE13 NAT/ES/000240, 2013; LIFE19 CCM/ES/001199, 2019; LIFE93 NAT/E/011300, 1993). Par exemple, le projet ‘Recovery of the laurisilva in Gran Canaria’ a été mené à la fin des années 1990. Il avait pour objectif la sensibilisation du public envers cet écosystème forestier, mais aussi la reforestation de parcelles privées et la reconnexion de patchs de laurisylve isolées (LIFE93 NAT/E/011300, 1993). Le projet LIFE à La Gomera en 2014 a été mené suite à un incendie ayant ravagé 32% des zones Natura 2000, soit aussi 20% du parc national en 2012 (LIFE13 NAT/ES/000240, 2013).

La mise en place de tels programmes de conservation soulève deux enjeux majeurs. D’une part, l’origine des individus utilisés pour le renforcement de populations ou la réintroduction est

rarement prise en compte. Or, les populations naturelles peuvent diverger entre elles à la suite de processus sélectifs d'adaptation locale et de processus neutres liés à la dérive génétique en raison de l'isolement géographique et des limites dispersives (Hartl & Clark, 2007). Dans les Iles Canaries, une étude menée sur *Canarina canariensis*, une espèce endémique typique des laurisylves, démontre une grande variation inter- et intra-insulaire. Au sein même de Ténérife, il y a une structuration géographique des populations suite aux éruptions volcaniques et les glissements de terrain survenus après la fusion des paléo-îles il y a 0,8 millions d'années (Mairal, Sanmartín, et al., 2015). La structure génétique inhérente aux populations naturelles est très importante dans le contexte des actions liées à leur conservation. En effet, les populations de petite taille sont sujettes à la dépression de consanguinité, entraînant une baisse de leur *fitness* et affectant leur démographie. Lors de programmes de renforcements, le mélange de populations divergentes peut dès lors mener à la dépression d'*outbreeding* liée à l'accumulation de gènes non-adaptatifs, avec des conséquences néfastes sur le *fitness* et la démographie des populations menant à une probabilité d'extinction plus grande (Luque et al., 2016). A terme, le brassage de lignées divergentes mène à la perte de diversité génétique globale, de génotypes endémiques et de traits adaptatifs aux conditions locales. Or, le brassage des populations naturelles par l'Homme ne cesse d'augmenter et mène à l'extinction de nombreux taxons. Il devient donc essentiel d'incorporer la composante phylogéographique aux programmes de conservation, particulièrement lors de projets de réintroductions et de renforcement des populations afin d'enrayer la perte de diversité génétique (Shaw et al., 2025). A l'heure actuelle, plus de 10% de la diversité génétique globale est déjà perdue (Exposito-Alonso et al., 2022), dépassant ainsi le seuil fixé par la Convention de Diversité Biologique des Etats-Unis en 2021, stipulant la préservation d'au minimum 90% de la biodiversité génétique globale (Díaz et al., 2020). Cette préoccupation est d'autant plus importante que la perte de diversité génétique globale augmentera probablement dans les années à venir dans le contexte des changements globaux (Exposito-Alonso et al., 2022), d'où l'importance cruciale de mettre en place des projets de conservation adaptés au niveau des populations (Shaw et al., 2025). D'autre part, le succès de tout programme de renforcement ou de réintroduction passe par l'adéquation de la niche de l'espèce concernée et des caractéristiques biotiques et abiotiques de la zone de conservation visée (Guisan et al., 2013). Dans le contexte de restauration de la laurisylve, la prise en compte des conditions climatiques, qui sont déterminantes pour cet écosystème, est primordiale. Or, de plus en plus d'études montrent que les données climatiques mesurées par les stations météo sous des conditions standardisées dans des zones ouvertes (macroclimat) diffèrent des conditions réellement ressenties par les organismes (microclimat).

Cette différence est liée aux caractéristiques de l'environnement telles que la topographie et la végétation, qui déterminent si les variations microclimatiques sont exacerbées ou réduites par rapport aux conditions macroclimatiques (De Frenne et al., 2021). Cette différence entre les conditions macro- et microclimatiques due à l'environnement est appelée effet microclimatique (Gril et al., 2023). Certaines zones montrent des conditions microclimatiques tamponnées par rapport aux variations macroclimatiques. Sous la canopée, la lumière directe ainsi que la vitesse des vents sont fortement réduites, menant à l'atténuation des variations de températures et d'humidité. Les températures maximales et la variabilité interannuelle des températures sont plus basses et les températures minimales sont plus chaudes sous la canopée qu'en dehors de celle-ci (De Frenne et al., 2019).

Au sein des forêts, l'effet tampon varie fortement en fonction de la topographie locale mais aussi de la taille et de la structure de la canopée, elle-même dépendante du stade de développement et de l'intégrité de celle-ci (Lindenmayer et al., 2022). Les secteurs présentant le pouvoir tampon le plus important sont appelés à jouer un grand rôle en tant que microrefuges climatiques dans un contexte de changements globaux (Finocchiaro et al., 2023; Greiser et al., 2020; Suggitt et al., 2018). A l'inverse, certaines zones présentent des conditions microclimatiques amplifiées par rapport aux macroclimats, avec des températures maximales plus élevées, des températures minimales plus basses et des écarts journaliers plus importants. C'est par exemple le cas des trouées et des lisières de forêts (Gril, Spicher, et al., 2023; Gril et al., 2025).

La prise en compte du microclimat est cruciale dans le contexte de la résilience des écosystèmes aux changements climatiques. Lorsque cette variabilité à fine échelle est ignorée, des prévisions contradictoires concernant les effets du changement climatique sur la distribution des espèces sont obtenues (Lembrechts, 2023; Patiño et al., 2023). Par exemple, Scherrer et al. (2011) mentionnent une multiplication par 6 de la perte d'habitat prévue dans les régions montagneuses dans le cadre d'un scénario d'augmentation de 2 K, en passant d'une résolution spatiale de 1 m à 100 m. Pour avoir une meilleure compréhension et de meilleures prédictions de comment la biodiversité varie en relation avec le climat et le changement climatique, des données à hautes résolutions spatiales sont nécessaires (Lembrechts & Lenoir, 2020). La science microclimatique s'est ainsi développée comme une discipline scientifique à part entière avec une application importante pour une compréhension de l'association entre la biodiversité et le climat et ses conséquences en termes de conservation et de gestion des écosystèmes (Kemppinen et al., 2024). En Europe, des modèles à plus haute résolution spatiale (25m) comme ForestTemp ont été développés afin de mieux intégrer les microclimats forestiers (Haesen et al., 2021).

Modéliser la préférence de niche des espèces et la projeter à fine résolution représentent dès lors aussi des enjeux essentiels pour maximiser le succès des opérations de conservation dans le futur (Morelli et al., 2020).

C'est dans ce contexte que mon mémoire a pour objectif général d'informer les programmes de conservation de la laurisylve des Iles Canaries en termes de structure génétique naturelle des populations et de préférence de niche afin d'optimiser le succès des programmes de conservation. Pour cela, trois objectifs spécifiques ont été déterminés :

- (i) Dans quelle mesure la variation génétique des espèces emblématiques des laurisylves est-elle spatialement structurée (Q1a), et peut-on voir dans les patterns de structure et de diversité génétiques actuels une signature d'épisodes historiques de réintroduction ou de renforcement (Q1b)?
- (ii) Quelle est l'intensité de l'effet microclimatique dans la laurisylve de Ténérife (Q2a), comment cet effet varie-t-il en fonction de la topographie et de la végétation (Q2b) et quelles zones présentent-elles les effets climatiques les plus tamponnés, les désignant comme des refuges microclimatiques pour la biodiversité dans le contexte des changements globaux (Q2c) ?
- (iii) Comment les espèces répondent-elles à cet effet microclimatique (Q3a) et quelles zones constituent des refuges microclimatiques favorables aux espèces strictement inféodées à la laurisylve (Q3b) ?

Matériels et méthodes

Un aperçu général de l'approche méthodologique mise en œuvre lors du présent mémoire est présenté à la figure 2. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé en langage R, version 4.3.1 (R Core Team, 2024).

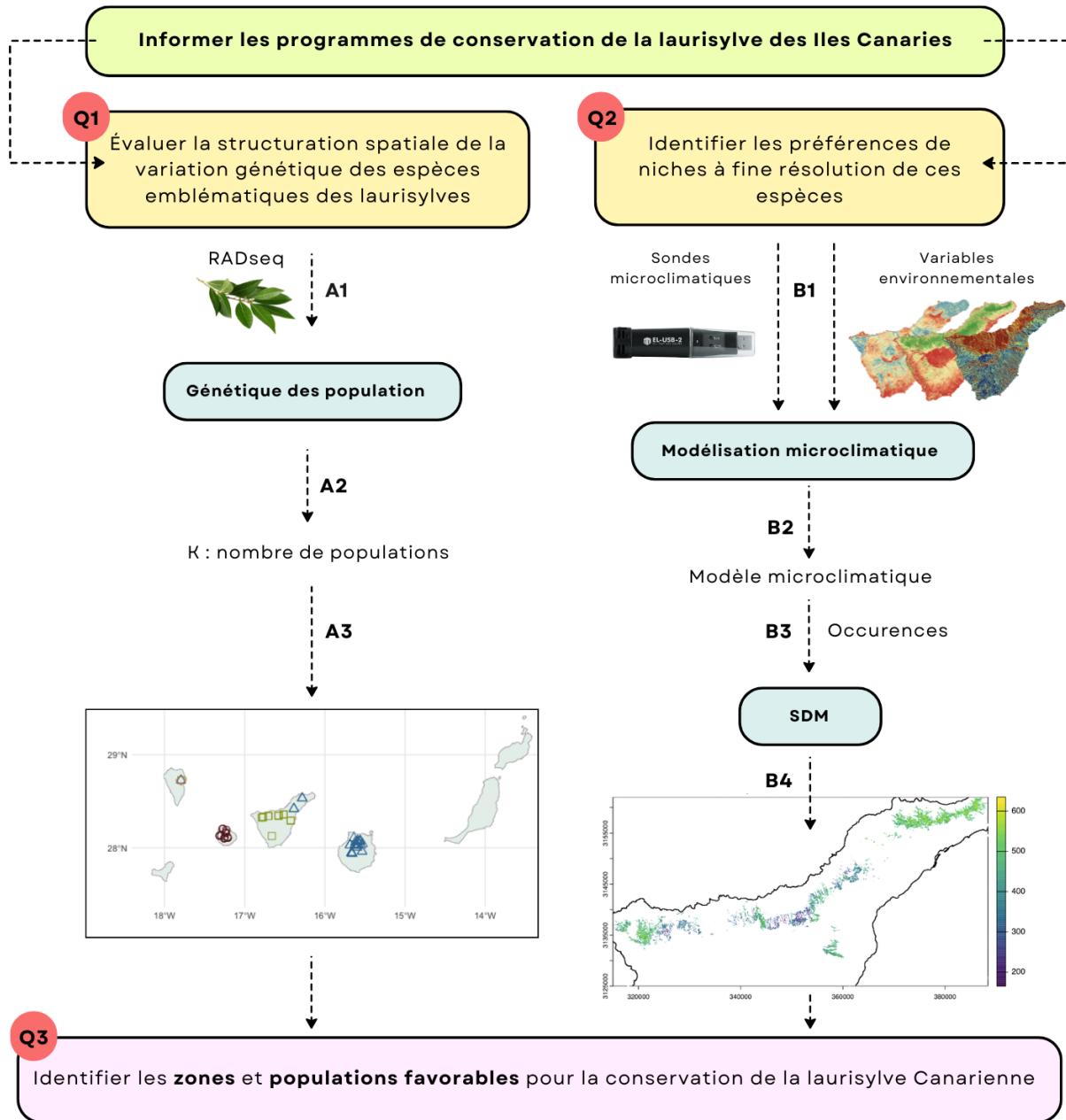


Figure 2 : Aperçu méthodologique général du présent mémoire. La génétique des populations (Q1) correspond à l'échantillonnage et génotypage (RADseq) des populations canariennes de quatre espèces de spermatophytes endémiques de la laurisylve de Macaronésie (A1). Détermination du nombre de populations sur base de leur structure génétique (A2) et cartographie de ces populations dans les archipels des Canaries et de Madère (A3). La modélisation du microclimat (Q2) correspond à la mise en relation des variables micro- et macroclimatiques avec les variables explicatives topographiques et de télédétection (B1). Projection du modèle microclimatique (B2) et modélisation de la distribution des espèces (SDM) à partir

de leurs occurrences (variable réponse) et des variables microclimatiques et topographiques (B3). Projections des modèles de distribution d'espèces (B4).

1. Zone d'étude

L'archipel des Canaries est située dans l'Océan Atlantique à seulement 95 km de la côte Nord-Africaine et est composé de 7 îles, nommées d'ouest en est : El Hierro, La Palma, La Gomera, Ténérife, Gran Canaria, Fuerteventura et Lanzarote (Fig. 3).

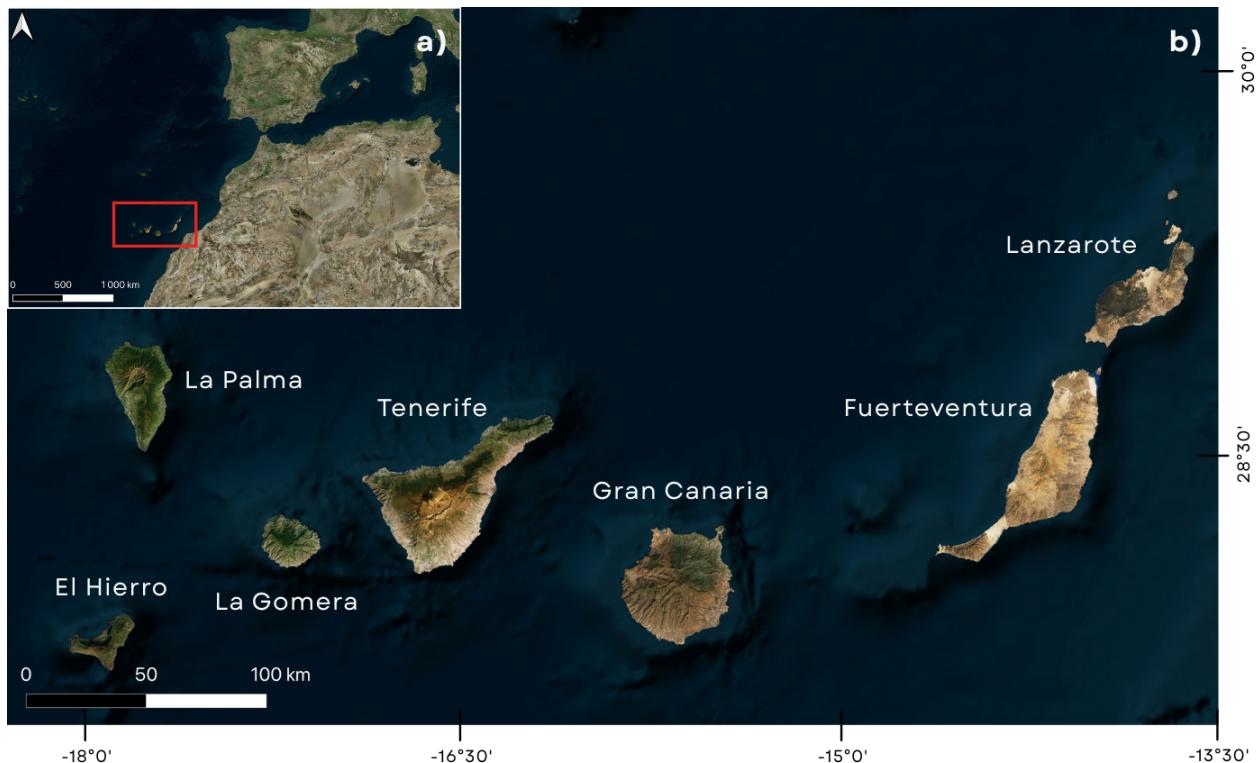


Figure 3 : Aperçu de la zone d'étude ; (a) Vue globale de l'archipel des îles Canaries (encadré rouge) sur une carte représentant l'Europe et le continent Africain ; (b) L'archipel des Canaries est composé de 7 îles : El Hierro, La Palma, La Gomera, Ténérife, Gran Canaria, Fuerteventura et Lanzarote. Source : bing satellite.

Bien que toutes les îles de cet archipel soient volcaniques, des différences majeures sont observées entre celles-ci dues à leur âge, allant de 22 à 1 millions d'années (Anguita et al., 2025). En effet, lors de la genèse, l'altitude augmente jusqu'à un point maximal, puis les phénomènes d'érosion dominent ceux de la genèse et l'altitude décroît. Ces dynamiques génèrent des archipels avec des hétérogénéités environnementales élevées entre les îles, avec des conséquences majeures sur leur écologie et donc sur la biodiversité s'y développant (Fernández-Palacios et al., 2011). La singularité de chaque île mène à de fortes proportions d'espèces endémiques, mais aussi à des proportions importantes d'endémiques singulières, c'est-à-dire des espèces endémiques restreintes uniquement à une seule île, nommées « single

island endemics ». Chez les plantes à fleurs, celles-ci ne représentent pas moins de 70 % de toutes les endémiques dans les îles Canaries.

L'île de Ténérife fait actuellement 2 034 km² et possède deux parcs ruraux (Parc Rural de Anaga et Parc Rural de Teno) et un parc national (Parc National du Teide). Les deux parcs ruraux, situés à l'extrême ouest (Teno) et est (Anaga) de l'île (Fig. 4) correspondent à des événements volcanique distincts, initialement séparées mais qui ont été connectées il y a environ 3,5 millions d'années, formant ainsi l'île unique de nos jours, Ténérife (Carracedo, 2006).

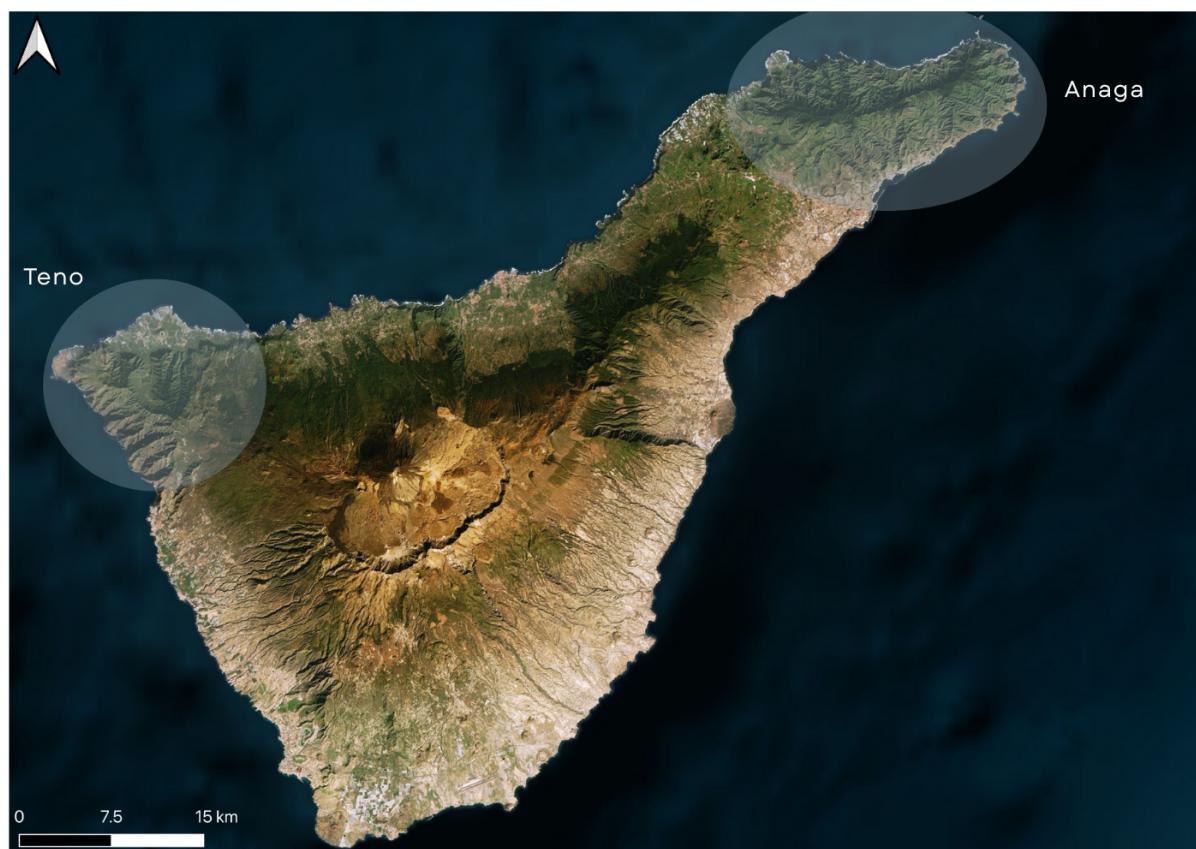


Figure 4 : Aperçu de Ténérife. Teno et Anaga correspondent aux deux parcs ruraux de Ténérife situés à l'extrême ouest et est. Ils abritent l'essentiel des laurisylves de l'île. Source : bing satellite.

L'écosystème étudié dans le cadre de ce mémoire est la laurisylve. Au sein de l'Archipel des Canaries, ces forêts se distribuent sur toutes les îles excepté celle de Lanzarote. A Ténérife, ces forêts sont concentrées dans le nord de l'île, particulièrement aux extrémités est (Teno) et ouest (Anaga) (Fig. 5) (Fernández-Palacios & de Nicolás, 1995). Les forêts de lauriers s'étendent de 300 à 1 500m d'altitude et peuvent être classées en communautés climatophiles. Le premier étage (300 – 600m) est composée d'une laurisylve sèche (*Visneo mocanerae Arbutetum canariensis*), dont *Visnea mocanera*, *Apollonias barbujana*, *Picconia excelsa* et *Arbutus canariensis* sont caractéristiques d'une communauté thermophile (Fig. 5). La

laurisylve humide (*Lauro novocanariensis Perseetum indicae*) s'étend de 600 à 1 250m et est caractérisée par des espèces mésophiles tel que le laurier des Canaries (*Laurus novocanariensis*) et *Persea indica* (Fig. 5). Le dernier étage (1 250 – 1 500m), dominé par *Morella faya*, est nommé laurisylve à étés secs, et est caractérisé par une faible quantité de nuages en été. Les espèces présentes dans cet étage possèdent donc une gamme de tolérance au froid et à la sécheresse plus large que les autres étages de laurisylve (Fig. 5). Le type de végétation « fayal-brezal » (*Myrico-Ericetum arboreae*) caractérise une forêt de substitution survenue en conséquence à une dégradation par un impact anthropique fort (del Arco Aguilar & Rodríguez Delgado, 2018a).

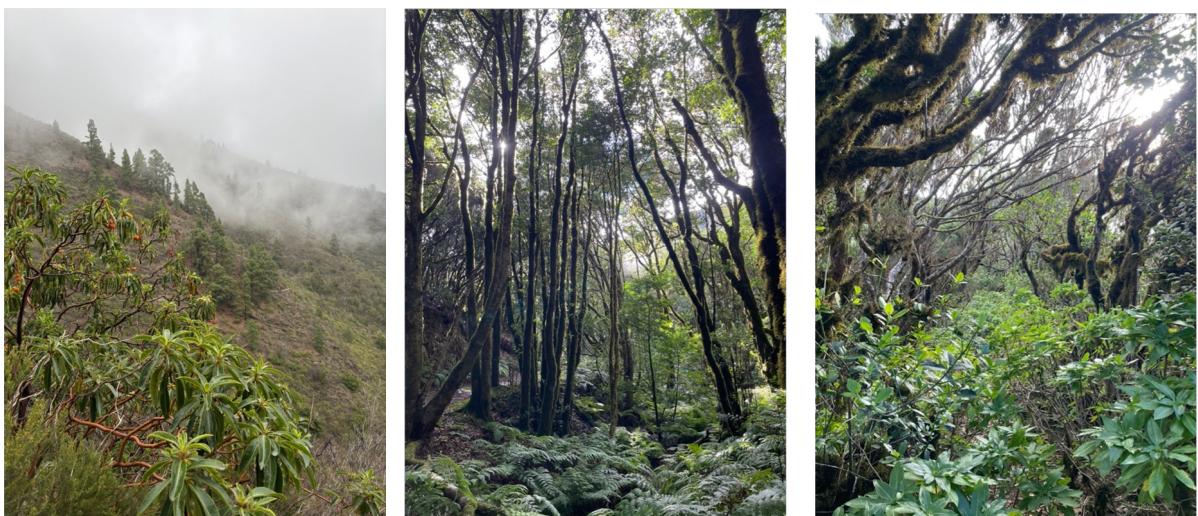


Figure 5 : Illustrations des principaux types de laurisylves. De gauche à droit : laurisylve sèche (*Visneo mocanerae Arbuetum canariensis*), laurisylve humide (*Lauro novocanariensis Perseetum indicae*) et laurisylve a étés secs. Images prises sur l'île de Ténérife.

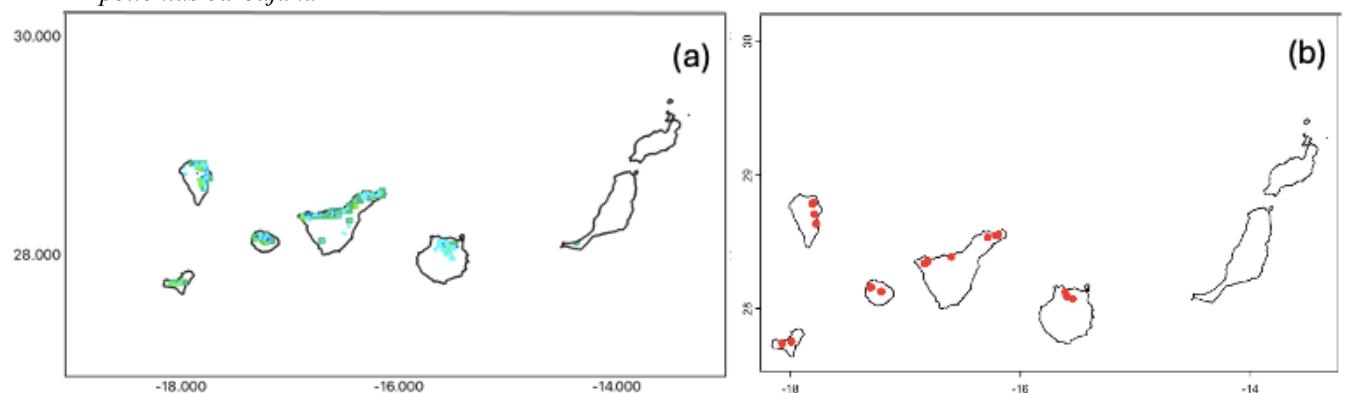
2. Génétique des populations

2.1. Échantillonnage et génotypage des populations

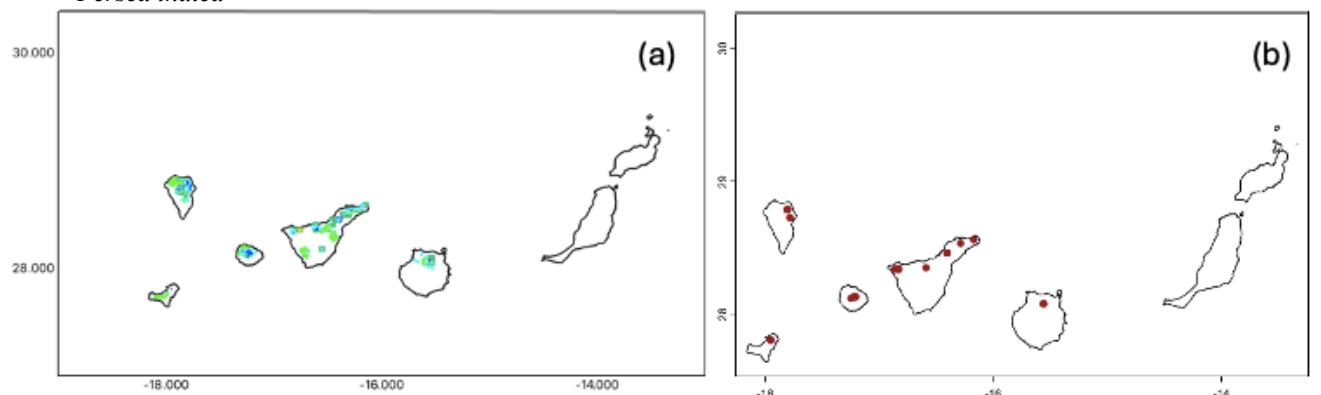
Afin de décrire la structure génétique des populations et d'informer des programmes de restauration écologique (Fig. 2, Q1), quatre espèces caractéristiques de la laurisylve (*Apollonias barbujana*, *Persea indica*, *Luzula canariensis* et *Canarina canariensis*) ont été échantillonnées sur leur aire de répartition (d'ouest en est ; El Hierro, La Palma, La Gomera, Ténérife, Gran Canaria ainsi que sur Madère) (Fig. 6). Les espèces sélectionnées ont des temps de génération et modes de vie différents, allant de l'herbacée *Canarina canariensis* au ligneux *Persea indica*, permettant de balayer le plus largement possible la diversité végétale de la laurisylve. *Apollonias barbujana* et *Persea indica* sont en préoccupation mineure (LC) selon l'IUCN (IUCN, 2016b, 2016a). Néanmoins, aucune information n'est disponible quant au statut de

conservation de *Luzula canariensis* et *Canarina canariensis*, attestant probablement d'un manque de données pour ces deux espèces.

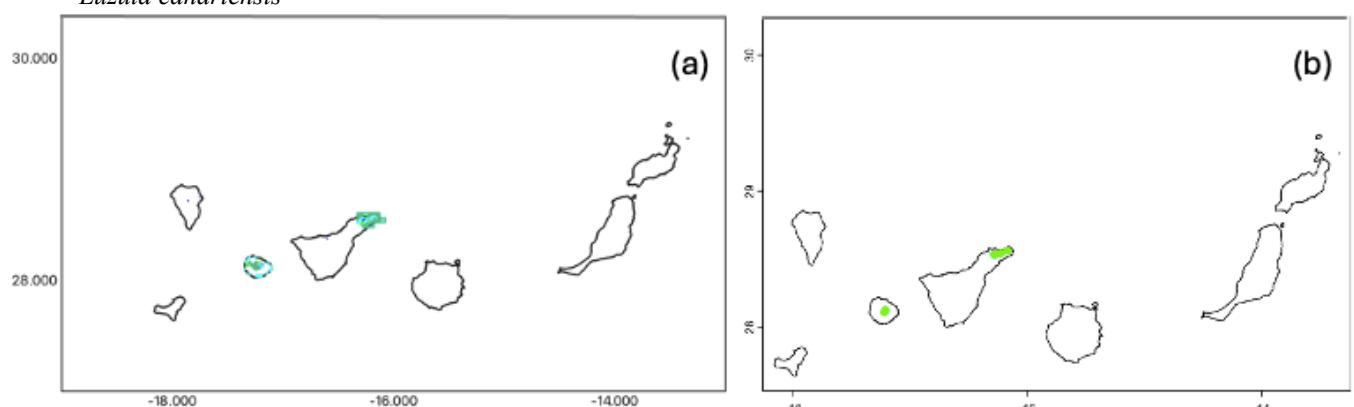
Apollonias barbujana



Persea indica



Luzula canariensis



Canarina canariensis

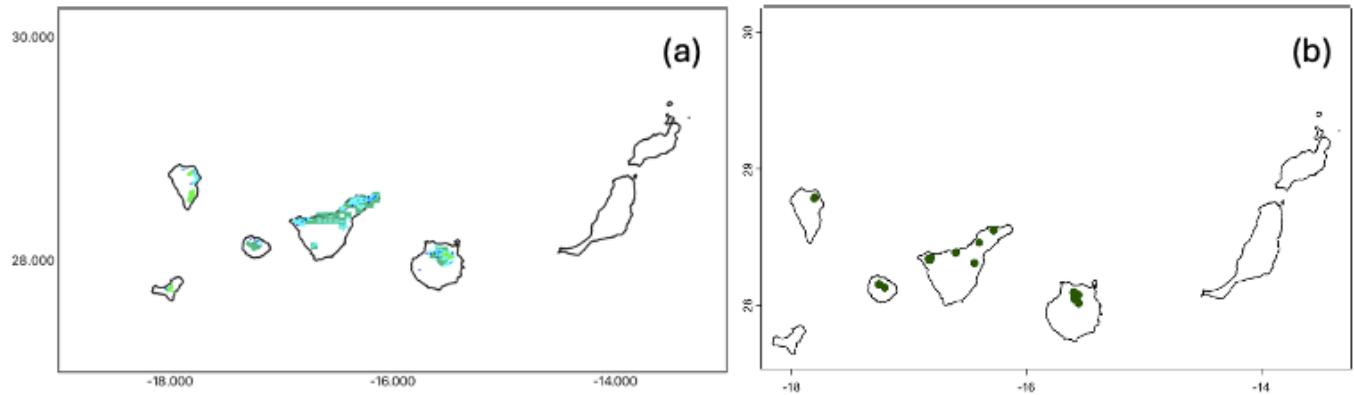


Figure 6 : (a) Distribution des quatre espèces de laurisylves dans les îles Canaries (EPSG:32628). Les couleurs représentent les différentes sources attestant les zones de présences avérées de l'espèce (Gobierno de Canarias, 2025). *A. barbujana* et *P. indica* sont aussi présentent à Madère mais ne sont pas représentées sur cette carte (POWO, 2025). (b) Localité des individus séquencés.

Les distributions d'*Apollonias barbujana* et de *Persea indica* se limitent aux archipels des Canaries et de Madère, en faisant des endémiques Macaronésiennes. Encore plus restreintes, *Luzula canariensis* et *Canarina canariensis* sont des endémiques canariennes car leur distribution se limite uniquement à cet archipel (Fig. 6). Bien que *Persea indica* en soit l'exception car il y a été introduit, les populations naturelles des trois autres espèces ne se distribuent pas dans l'archipel des Açores (Gobierno de Canarias, 2025 ; POWO, 2025).

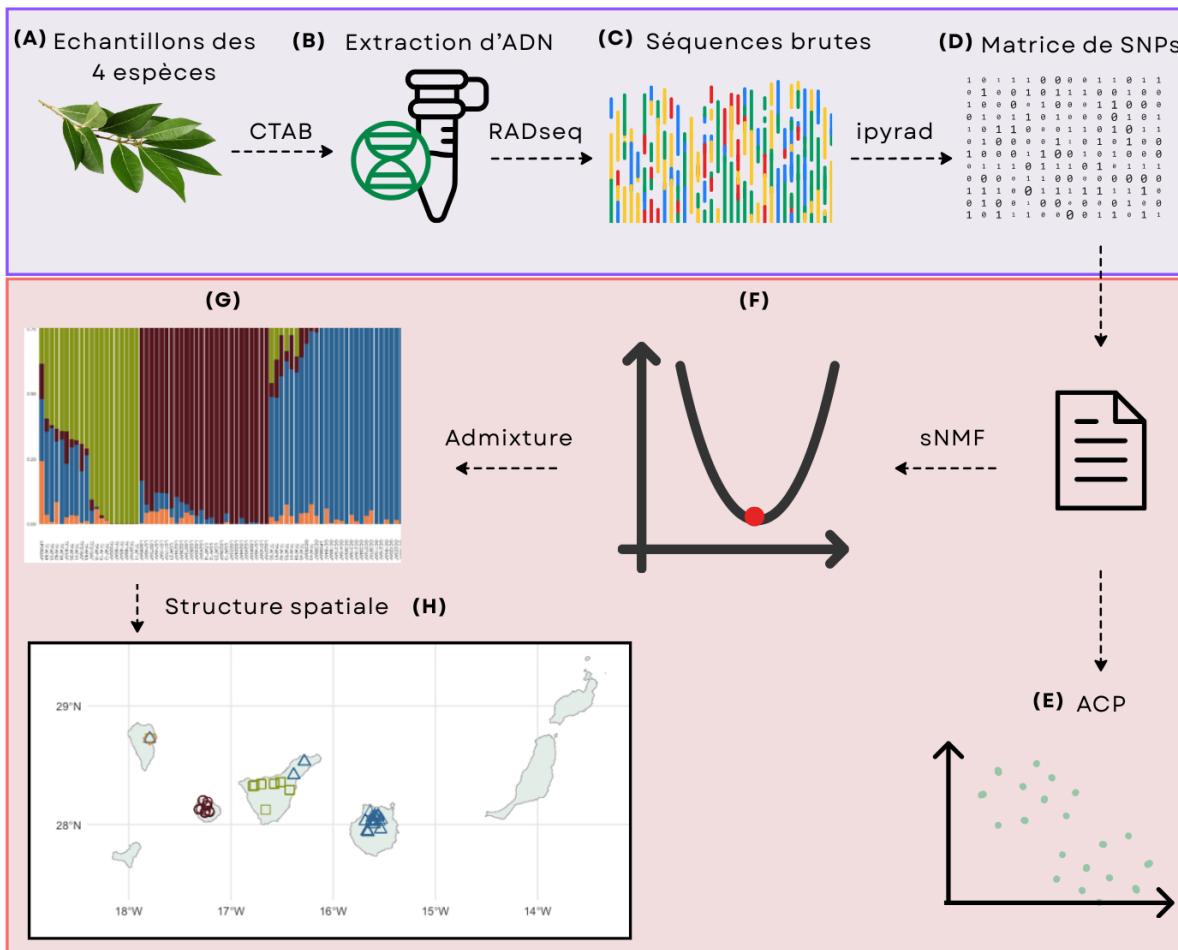


Figure 7 : Aperçu général de la méthodologie mise en œuvre pour étudier la structuration spatiale de la variation génétique des espèces emblématiques de laurisylve dans les îles Canaries. La partie encadrée en mauve représente l'acquisition des données génétiques à l'issue de l'échantillonnage des quatre espèces de spermatophytes caractéristiques de la laurisylve Macaronésienne (A). (B) Extraction d'ADN. (C) Séquençage RAD et analyse des séquences brutes afin d'obtenir une matrice de SNPs (D). La partie encadrée en rouge représente l'analyse de la structure génétique, comprenant des analyses en composantes principales (ACP) (E) et des analyses de structure des populations (sNMF) afin de déterminer le nombre optimal K de clusters génétiques (F), l'attribution de chaque individu à un cluster et l'évaluation du degré d'admixture entre individus (G) et la cartographie de la structure génétique (H).

Un aperçu des différentes étapes des analyses génétiques est présenté en Fig. 7.

Des campagnes d'échantillonnages réalisées en 2022 et 2023 ont permis de récolter un grand nombre d'échantillons dans l'ensemble des îles Canaries et Madère (Fig. 7, A), dont 151 ont été séquencés (Tableau 1). Une fois les extractions effectuées (Fig. 7, B), les échantillons ont été génotypés par méthode de séquençage associée à des sites de restriction (RADseq) par la société FLORAGENEX, INC (Fig. 7, C). Les séquences brutes ont été analysées pour produire une matrice de Single Nucleotide Polymorphisms (SNPs) avec le logiciel iPyrad (Eaton & Overcast, 2020) et avec les paramètres de « Clustering Threshold » (CLU) et de « Minimum number of samples per locus » (MIN) définissant ainsi la quantité et qualité des loci retenus

(Tableau 1). En croisant ces paramètres (CLU et MIN) pour chacune des quatre espèces, la meilleure combinaison a été obtenue (Annexe A.1.).

Une fois ces étapes effectuées, certains individus présentant des patterns aberrants ont été supprimés (Annexe A.2.). Ceux-ci ont été identifiés par leurs positions très isolées dans l'ACP (Fig. 7, E) traduisant des erreurs de séquençages, des contaminations et/ou des mauvaises identifications des espèces lors de l'échantillonnage. Une fois ces individus supprimés, une matrice de SNPs pour chaque espèce prête à l'analyse a été générée (Fig. 7, D).

Tableau 1 : Nombre d'individus séquencés et retenus pour les analyses et nombre de SNPs retenus à l'issue du génotypage par séquençage RAD des populations de quatre espèces de spermatophytes emblématiques de la laurisylve de Macaronésie.

Spécies	<i>Apollonias barbujana</i>	<i>Canarina canariensis</i>	<i>Luzula canariensis</i>	<i>Persea indica</i>
Nombre d'individus séquencés	50	53	20	28
Nombre d'individus retenus prêts à l'analyse	46	53	19	25
Nombre de SNPs retenus	21 206	12 862	330	8 595

2.2. Analyses de données

Afin de décrire la structure génétique des populations et d'informer des programmes de restauration écologique (Fig. 2, Q1), une analyse de clustering a été réalisée pour chaque espèce. Ces clusters ont été définis sur base d'une analyse de type Sparse Non-Negative Matrix Factorization (sNMF) (Frichot et al., 2014) réalisé avec l'aide des packages dartR.base (Gruber et al., 2025) et LEA (Frichot & François, 2015). Cette analyse sNMF permet de définir le nombre de clusters optimal, d'assigner chaque individu à l'un de ces clusters et de déterminer dans quelle mesure le génome de chaque individu correspond à celui du cluster dont il est issu ou s'il partage des gènes avec d'autres clusters, si oui lesquels et en quelles proportions. Pour déterminer le nombre optimal K de groupes d'individus formant des clusters distincts, le critère de cross-entropy a été utilisé (Fig. 7, F). Ce critère détermine dans quelle mesure les clusters générés par sNMF expliquent bien la ségrégation génétique des individus au sein de ceux-ci. De ce fait, la plus petite valeur de cross-entropy correspond au nombre le plus probable de clusters, K optimal. L'algorithme a été paramétré pour regrouper les individus de 1 à 10 clusters (K) et calcule 10 répétitions pour chacune des valeurs de K. Une fois le K optimal obtenu basé sur les 10 répétitions, la répétition minimisant la valeur du cross-entropy est retenue. A partir

de celle-ci, les coefficients d'admixture correspondant aux degrés d'introgression ont été calculés (Fig. 7, G). Cette étape permet une visualisation claire de la structuration et de la distribution des clusters et des phénomènes d'admixture pour chaque espèce (Fig. 7, H).

3. Modélisation microclimatique

La modélisation de la variation microclimatique a été réalisée en trois étapes (Fig. 8) : (i) la caractérisation, au niveau de chaque sonde, de la différence horaire entre macro- et microclimats, qui caractérise le pouvoir tampon de l'environnement ; (ii) la prédition de ce pouvoir tampon à partir de variables topographiques et télémétriques ; et (iii) la projection de ce modèle permettant, en tout point de la laurisylve, d'estimer les conditions microclimatiques à partir des prédicteurs topographiques et télémétriques.

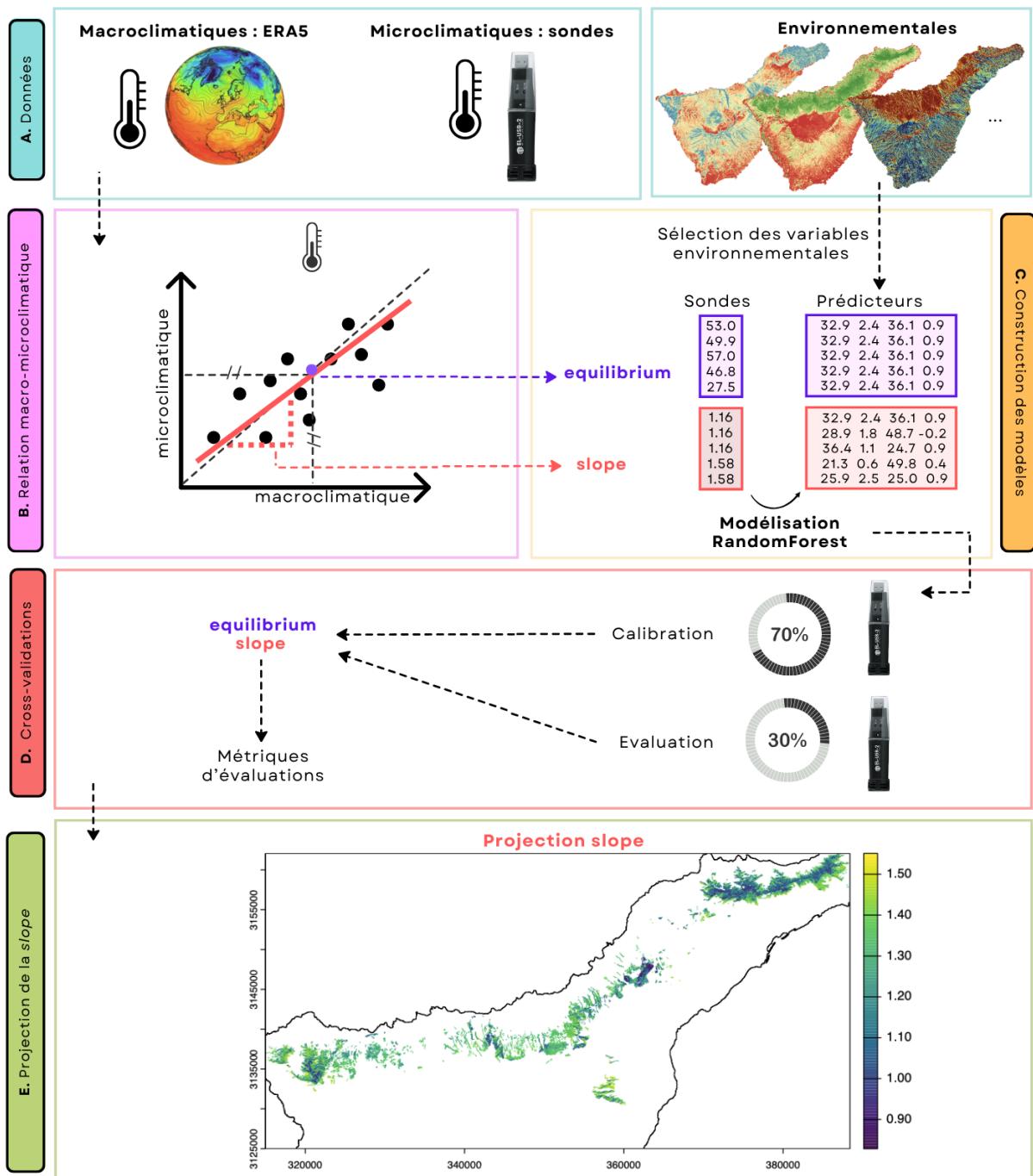


Figure 8 : Aperçu général de la méthodologie pour les analyses de modélisation microclimatique. A. Collecte des données : variables microclimatiques de température mesurées horairement par des sondes déployées dans l'environnement ; variables macroclimatiques (tirées de ERA5) ; variables topographiques et de télémétrie. B. Modélisation, pour chaque sonde, de la relation entre la variation macro- et microclimatique horaire par la méthode de la pente (slope) et de l'équilibre (equilibrium) (Gril et al., 2023). C. Modélisation de la variation de la pente et de l'équilibre définis en B pour chaque sonde par des prédicteurs spatialement explicites (topographie, variables télémétriques). D. Validation des modèles en utilisant 70% des sondes pour la calibration et 30% pour l'évaluation. E. Projection de l'effet microclimatique sur toute la zone d'étude.

3.1. Mesures des données microclimatiques et collecte des données macroclimatiques

Afin de générer un modèle microclimatique à fine échelle pour identifier les préférences de niches des espèces de laurisylves (Fig. 2, Q2), 46 sondes microclimatiques mesurant la température toutes les heures (Fig. 9) ont été déployées du 7 au 14 décembre 2024 dans la forêt de laurier sur l'île de Ténérife et récoltées du 14 au 26 mai 2025. 35 sondes Lascar EasyLog | EL-USB-2 mesurant la température avec une précision de $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ (EasyLog, 2025) et 11 sondes HOBO ProV2 U23-001 mesurant la température avec une précision de $\pm 0.2^{\circ}\text{C}$ (ONSET, 2020) ont été placées sur le terrain selon un échantillonnage aléatoire stratifié avec effectif égal entre les strates avec une distance minimale de 25 m entre chaque sonde. Cette stratification a été réalisée selon 3 catégories de NDVI (calculé entre 2019-2024) et les quatre orientations à l'aide du package ecospat (Broennimann et al., 2025) (voir ci-dessous). Au total, 46 sondes microclimatiques ont été fixées au niveau du sol, entre 0 et 30cm. Chaque sonde a été protégée par un cache en PVC afin de la protéger des précipitations et de la surchauffe due au rayonnement solaire direct. Ce dispositif, similaire à celui de Gril et al. (2023) et Zellweger et al. (2019), permet un flux d'air continu au niveau des capteurs des sondes. (Annexe A.3.).

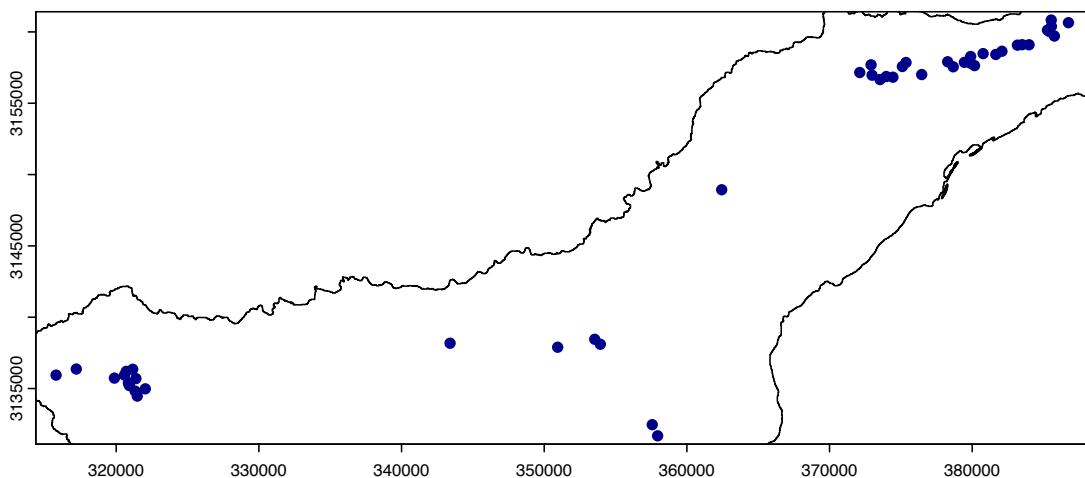


Figure 9 : 46 sondes microclimatiques (représentées en bleu) mesurant la température toutes les heures ont été déployées dans la laurisylve de Ténérife dans le cadre de ce mémoire.

Les données macroclimatiques sont l'ensemble des conditions mesurées de manière standard par des stations météorologiques assumant un brassage d'air continu, sans pouvoir tampon de la canopée ni de la topographie. Dans le cadre de ce mémoire, les données ERA5 Reanalysis de

température ont été téléchargées à une résolution de 0.25° (~ 25 km à Ténérife) pour toutes les heures couvrant la période de mesure du microclimat (C3S, 2018).

3.2. Génération des variables explicatives du microclimat

Afin de générer un modèle microclimatique pour pouvoir identifier les préférences de niches des espèces de laurisylve (Fig. 2, Q2), neuf métriques topographiques (pente, eastness, northness, roughness, altitude, TPI, TRI, TWI, SAGAWI) et quatre métriques de la télédétection (NDVI, NDMI, EVI, Clg) explicatives ont été générées.

Variables topographiques

Ces métriques ont été calculées avec la fonction *terrain* du package terra (Hijmans et al., 2025) à partir du « Digital Elevation Model » (DEM) de Ténérife à 25m de résolution (https://figshare.com/articles/dataset/CanaryClim_-Topographic_variables/22060433?file=39172856) (Patiño et al., 2023). L'orientation, la pente, le « Topographic Position Index » (TPI), qui mesure la position relative d'un point par rapport au relief, le « Terrain Ruggedness Index » (TRI), qui quantifie la variation locale de l'altitude et la « Roughness » qui décrit les différences d'altitude entre un point et ses voisins, ont été calculés à partir des 8 pixels adjacents au pixel d'intérêt. L'orientation a ensuite été dérivée selon deux axes (en utilisant respectivement le cosinus et le sinus) : la « Northness » et « Eastness » (Wilson et al., 2007). Ces 2 métriques varient entre -1 et 1. Plus la valeur de « Northness » est proche de 1, plus l'exposition est axée vers le Nord, et inversement. De la même manière, plus la valeur de « Eastness » est grande, plus l'exposition est vers l'Est, et inversement (Jones, 1998). Deux métriques supplémentaires, le « Topographic Wetness Index » (TWI) et le « SAGA Wetness Index » (SAGAWI), ont également été calculées à l'aide du logiciel SAGA GIS (version v9.7.2) depuis le DEM. Elles permettent d'identifier les zones d'accumulation en eau.

Variables de télédétection

Quatre métriques de télédétection ont été calculées sur Google Earth Engine (GEE) en réalisant une moyenne sur 6 années (01/01/2019-01/01/2025) avec les imageries Sentinel-2. Sentinel-2 est un satellite réalisant des images tous les 5 jours (Earth Science Data Systems, 2024). Sur ces images, un filtre a été appliqué pour ne garder que les images ayant une couverture de nuage de moins de 25 % afin de garantir une meilleure qualité radiométrique dans la laurisylve. Les métriques calculées sont :

- Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), permet de générer un raster de la présence ou non de biomasse végétale (*NDVI—ArcGIS Pro*, s. d.).

$$NDVI = ((NIR - Red) / (NIR + Red))$$

Où NIR correspond à la bande des infrarouges proches (864 nm) et Red, la bande des rouges (664 nm)

- Normalized Difference Moisture Index (NDMI), permet de générer un raster du niveau d'humidité dans la végétation (*NDMI—ArcGIS Pro*, s. d.).

$$NDMI = (NIR - SWIR1) / (NIR + SWIR1)$$

Où SWIR1 correspond à la première bande des infrarouges à courte longueur d'onde (1 610 nm).

- Enhanced Vegetation Index (EVI), est une métrique similaire au NDVI mais qui est moins sensible au bruit de fond atmosphérique et a tendance à moins être saturée dans les zones vertes de végétation denses (*EVI—ArcGIS Pro*, s. d.).

$$EVI = 2.5 * (NIR - Red) / (NIR + 6 * Red - 7.5 * Blue + 1)$$

Où Blue correspond à la bande des bleus (492 nm)

- Green Chlorophyll Index (CIg), permet de calculer un indexe de végétation qui estime le contenu en chlorophylle dans les feuilles (*CIg—ArcGIS Pro*, s. d.).

$$CIg = (NIR / Green) - 1$$

Où Green correspond à la bande des verts (559 nm)

Ces calculs ont été rendus possible grâce à l'aide du Prof. F. Jonard (ULiège), qui m'a fourni le code GEE pour calculer la métrique NDVI (Annexe A.4.) et sur lequel j'ai réalisé des modifications pour calculer les autres métriques mentionnées ci-dessus.

3.3. Prédiction et projection du microclimat

3.3.1. Modélisation de la relation horaire entre macro-et microclimats

La modélisation de la relation entre les variations horaires du macroclimat et du microclimat au niveau de chaque sonde a été réalisée par l'approche de la pente et de l'équilibre (Gril, Spicher, et al., 2023). En milieu tamponné par la topographie ou la végétation, les macro-températures sont plus chaudes que les micro-températures en journée, tandis les macro-températures sont

plus froides que les micro-températures la nuit (Fig. 10a). Dans ce cas, la pente de la relation entre la variation horaire des macro-températures et des micro-températures est <1 (Fig. 10c). Dans certaines conditions environnementales, au contraire, la variation microclimatique est exacerbée par rapport à la variation macroclimatique : les maxima microclimatiques diurnes sont plus chauds et les minima nocturnes plus froids (Fig. 10b). De telles conditions apparaissent dans des environnements avec de très faibles circulations des courants aériens, par exemple en trouée forestière ou dans la canopée. Dans ce cas, la pente entre la variation horaire des macro-températures et des micro-températures est >1 (Fig. 10d). L'équilibre correspond au point où le microclimat correspond au macroclimat. Il est calculé par la formule suivante (Gril, Spicher, et al., 2023) :

$$Equilibrium = \frac{Intercept}{(1 - slope)}$$

La relation entre les températures micro- et macroclimatiques a été établie par des modèles linéaires mixtes (LMM) avec la fonction lmer du package lme4 (Bates et al., 2025), avec le « mois » comme effet aléatoire, pour chaque sonde. Contrairement à Gril et al. (2023), qui ont pris en compte la phénophase feuillée et défeuillée comme effets aléatoires dans les LMM, cette périodicité n'a pas été prise en compte car elle n'est pas présente dans la laurisylve qui est une forêt sempervirente. Pour chaque sonde, la pente a été extraite et l'équilibre a été calculé pour chaque mois (Fig. 8, B).

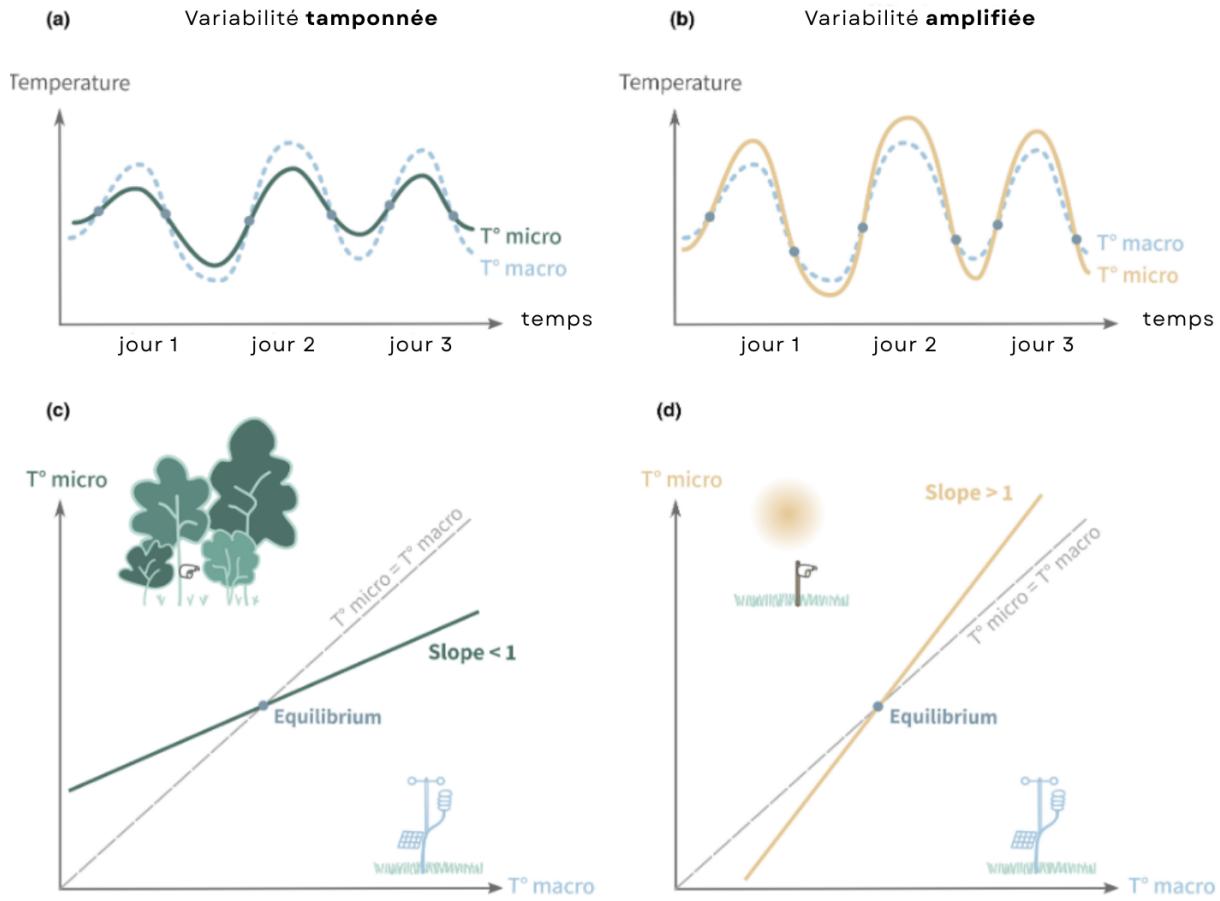


Figure 10 : Représentation des différences entre les températures micro et macroclimatiques dans le temps et relation entre celles-ci. (a, b) Variation horaire des températures microclimatiques mesurées par les sondes et température macroclimatiques mesurées par les stations en milieux ouverts, dans le cas où (a) les températures microclimatiques sont tamponnées par rapport aux températures macroclimatiques, situation typique sous le couvert forestier, et (b) les températures microclimatiques sont amplifiées par rapport aux températures macroclimatiques, par exemple en clairière forestière. (c, d) Variation horaire des températures micro par rapport aux températures macroclimatiques correspondantes pour chaque sonde. Dans le cas de variations microclimatiques tamponnées, la pente est inférieure à 1 (c). Dans le cas de variations microclimatiques amplifiées, la relation est inverse (pente > 1) (d). L'équilibre correspond à la valeur de température lorsque la température microclimatique égale la température macroclimatique. Figure adaptée de Gril, Spicher, et al. (2023).

3.3.2. Prédiction de la pente, de l'intercept et des variables microclimatiques

Une fois la pente et l'équilibre calculé pour chaque sonde, un modèle microclimatique a été généré en utilisant des prédicteurs topographiques et de végétation, ceux-ci exprimés à partir de variables de télédétection (Fig. 8, C). Dans un premier temps, des régressions univariées ont été calculées avec la fonction `geom_smooth` du package `ggplot2` (Wickham et al., 2024) afin d'interpréter comment l'effet microclimatique varie en fonction de trois variables principales : NDVI, Northness et altitude. Un modèle multivarié a ensuite été réalisé à des fins prédictives. Les variables explicatives de la pente et de l'équilibre pour la température ont été sélectionnées avec le package `covsel`, initialement prévu pour des données de présence/absence (Adde et al., 2023) et modifié ici pour des variables continues. Une fois les variables sélectionnées, un

modèle de type Random Forest a été réalisé dans le but de prédire l'effet microclimatique et l'équilibre via le package randomForest (Breiman et al., 2024).

La performance des modèles a été évaluée à l'aide des métriques d'évaluations suivantes :

- Le coefficient de détermination (R^2), qui mesure la proportion de la variance de la variable réponse expliquée par les variables explicatives.
- La racine de l'erreur quadratique moyenne (*Root Mean Square Error* = RMSE), qui mesure, entre les valeurs observées et prédictives, l'erreur moyenne en apportant plus de poids aux grandes erreurs par sa fonction quadratique.

Afin d'évaluer la transposabilité des modèles générés, 100 validations croisées ont été effectuées en prenant aléatoirement 70% des sondes pour calibrer le modèle et 30% restantes pour l'évaluation (Fig. 8, D).

3.3.3. Projection du modèle

Afin de prédire spatialement l'effet microclimatique, celui-ci a été projeté à 25 m de résolution sur les 197 726 pixels de laurisylve définie par GRAFCAN du gouvernement des îles canaries (<https://www.grafcan.es/>) en utilisant les variables explicatives sous cette même résolution à l'aide du package terra (Hijmans et al., 2025).

4. Modélisation de la distribution d'espèces (SDM)

Afin de prédire la distribution d'espèces et d'identifier leurs préférences de niches (Q2, Fig. 2), des modèles de distribution d'espèces (Box B) ont été réalisés.

BOX B : Les modèles de distribution d'espèces (SDM)

Les modèles de distribution d'espèces (*Species Distribution Models*, ci-après SDM) sont des outils statistiques qui mettent en évidence des zones favorables à la présence de l'espèce et l'identification de zones d'intérêt à la conservation (Fig. 2, Q2) (Guisan et al., 2013, 2017). Les SDM se basent sur le concept de niche écologique d'une espèce, qui est l'hypervolume à n dimensions dans lequel l'espèce peut vivre et se reproduire et pour lequel chaque variable environnementale représente une dimension (Hutchinson, 1957). Afin d'estimer cette niche écologique, les SDM créent un lien entre les données observationnelles de l'espèce (présences et/ou absences) et son écologie (sous la forme de variables climatiques, topographiques, de télédétection ou autre). Le processus de modélisation permet ainsi de générer des courbes de réponses des espèces pour chacune des variables environnementales. Ensuite, la niche écologique peut être projetée pour estimer la distribution de l'espèce (plus

précisément, la favorabilité de l'habitat pour cette espèce) dans l'espace et le temps (à travers des scénarios climatiques passés ou futurs) (Guisan et al., 2017). C'est donc sur base de ces projections que l'étude de l'impact des changements globaux peut mener à la construction de projets de conservations concrets et durables (Guisan et al., 2013; Serra-Diaz & Franklin, 2019). En effet, les SDM sont utilisés dans l'identification d'aires protégées (Villero et al., 2017) mais aussi dans l'identification d'aires propice à la réintroduction d'espèces ou de renforcement de populations (Barlow et al., 2021; Eyre et al., 2022).

4.1. Données d'occurrence des espèces

Des données d'occurrences des espèces sélectionnées à Ténérife ont été générées à partir de l'échantillonnage de terrain, du projet INVASION et de la plateforme GBIF (<https://doi.org/10.15468/dl.admsws>) disponibles à une résolution d'au moins 25m et collectées après 1981. Ces données ont ensuite été filtrées avec la fonction *clean_coordinates* du package CoordinateCleaner (Zizka et al., 2023), permettant d'éliminer une série d'erreurs d'encodage (points localisés en mer, coordonnées proches des capitales (distance = 10 000m), du centroïde de la province ou du pays (distance = 1 000m), des musées et institutions (distance = 100m)). Afin d'éviter les données redondantes, une seule occurrence a été retenue par pixel de 25m aléatoirement avec la fonction *gridSample* du package dismo (Hijmans et al., 2024). Au total, 218 occurrences ont été générées pour *Canarina canariensis*, 29 pour *Persea indica*, 31 pour *Apollonias barbujana* et 14 pour *Luzula canariensis* (Fig. 11).

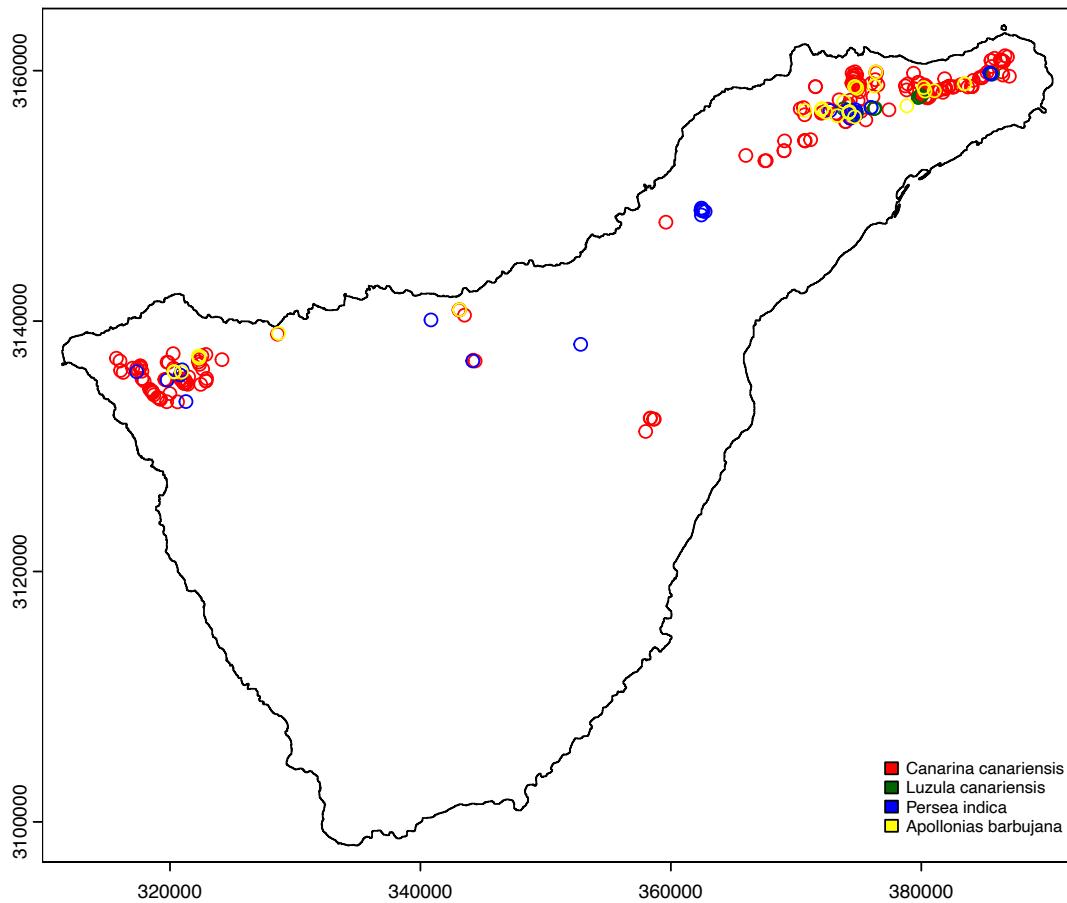


Figure 11 : Distribution des occurrences filtrées issues du présent travail, GBIF et projet INVASION des quatre espèces de laurisylve (*Canarina canariensis*, *Luzula canariensis*, *Persea indica*, *Apollonias barbujana*) sur l'île de Ténérife à une résolution de 25m.

Comme les techniques de modélisation de niche utilisées nécessitent des données de présence/absence, 10 000 points de pseudo-absences ont été générés aléatoirement sur l'ensemble de l'aire potentielle de la laurisylve de Ténérife à l'aide du package ESM (Collart et al., 2025).

4.2. Sélection des variables explicatives et modélisation de la distribution d'espèces

Les variables topographiques (pente topographie, TPI, TRI, Eastness, Northness, roughness, TWI, SAGATWI) et de télédétection (NDVI, NDMI, EVI, CIg) précédemment calculées ont été utilisées comme prédicteurs. A ces variables, le potentiel prédicteur de l'effet microclimatique (la pente de la relation entre macro- et microclimat), qui représente une variable synthétique intégrant à la fois la variation microclimatique mais également les

caractéristiques de l'environnement en termes de topographie et de végétation, a également été testé pour chaque espèce.

Les variables explicatives ont été sélectionnées via le package covsel (Adde et al., 2023). Le nombre de variable employées dans les modèles a été calculé selon la relation : nombre de variables = $\log_2(N)$, où « N » correspond au nombre de points de présence. Cette relation permet d'éviter le surajustement dans les modèles en limitant le nombre de variables par rapport à la quantité de données disponibles. Pour les espèces ayant très peu de points de présence, un minimum de 5 variables a été utilisé.

Les données d'occurrence ont été pondérées dans les modèles de manière à leur donner autant d'importance que les pseudo-absences. En effet, leur nombre est très inférieur à celui des pseudo-absences alors qu'elles correspondent à des observations concrètes, tandis que les pseudo-absences ne correspondent pas nécessairement à de vraies absences et reflète plutôt l'environnement disponible pour les espèces.

Les SDMs ont ensuite été effectués avec le package ESM. Les ESM (Ensemble of Small Models) sont des modèles adaptés aux espèces avec un nombre d'occurrences faibles, car ils réduisent le risque de surajustement tout en exploitant la diversité des combinaisons de variables (Breiner et al, 2015). Pour ce faire, toutes les paires de variables sont utilisées dans des modèles bivariés. De nombreux algorithmes existent pour réaliser des SDMs mais il est impossible de déterminer a priori lequel ou lesquels sont les plus appropriés par rapport aux données (Araújo & New, 2007). Pour prendre en compte l'incertitude liée à la sélection de ces algorithmes, deux d'entre eux, les modèles linéaires généralisés (GLM) et la méthode de gradient boosting (*Gradient Boosting Machine* = GBM), ont été appliqués ici. Les modèles bivariés obtenus par GLM et GBM ont enfin été intégrés dans un modèle consensus. La variable prédictive correspond à la moyenne de la réponse générée par chacun des modèles bivariés, pondérée par la performance de ces derniers. Dans le cas présent, l'index de Boyce (SBI, voir ci-dessous) a été utilisé, et les modèles avec SBI<0 ont été retirés. Ainsi, la réponse (degré de compatibilité entre l'environnement d'un pixel et la niche d'une espèce) dépendra proportionnellement plus d'un modèle qui décrit bien les données que d'un modèle moins performant. La contribution des variables explicatives a été calculée en estimant le poids moyen de chaque variable à travers tous les modèles simples (Collart et al., 2025).

4.3. Validation des modèles

De manière à évaluer la performance des modèles sur base de données n'ayant pas servi à leur calibration, une procédure de validation croisée a été mise en œuvre. Celle-ci vise à échantillonner aléatoirement un certain pourcentage (ici 70%) des données pour calibrer les modèles et d'utiliser les données restantes pour évaluer le modèle. Ce processus, qui a été effectué sur base du protocole de Collart & Guisan (2023), a été répété au travers de 10 réplicas. Les modèles ont été évalués au travers des trois métriques suivantes :

- Le maximum True skill statistic (maxTSS) est calculé à partir de la sensibilité (la proportion des présences correctement prédites) et la spécificité (la proportion d'absences correctement prédites). Une valeur de TSS proche de 1 indique une prédition parfaite des données par le modèle. A l'inverse, un maxTSS égal à 0 indique des valeurs prédites équivalentes au hasard, et un maxTSS inférieur à 0 indique que les valeurs prédites par le modèle sont pires que celles prises au hasard (Allouche et al., 2006).
- Le Area Under the Curve (AUC) est l'aire sous la courbe d'un graphique nommé Receiver Operating Characteristics (ROC). La courbe ROC représente la performance d'un modèle en indiquant en x le taux de faux positif (1-spcificité) et en y la sensibilité, et l'AUC représente l'aire sous cette courbe indiquant en une seule valeur la performance du modèle. Les valeurs d'AUC varient de 0,5 correspondant à l'aléatoire, jusqu'à 1 pour un modèle prédictif parfait (Swets, 1988).
- Le smooth Boyce Index (SBI). Contrairement aux deux autres métriques, le SBI est une métrique utilisée uniquement pour les données de distribution en ‘presence-only’ et adaptée au petit nombre d'occurrence (Liu et al., 2025). Il repose sur un modèle (GAM) ajusté sur les ratios entre présences observées et attendues (P/E), afin d'évaluer si les zones prédites comme favorables contiennent significativement plus de présences que prévu par hasard. Une valeur de SBI proche de 1 indique un modèle performant car les occurrences sont très souvent présentes dans les zones prédites, alors qu'un indice de 0 indique l'aléatoire et un indice inférieur à 0 prédit les présences dans les mauvaises zones (Liu et al., 2025).

4.4. Projection des ESM et binarisation

Pour chaque espèce, les modèles ont été projetés sur l'aire potentielle de la laurisylve (<https://www.grafcan.es/>; voir section 3.3.3) afin d'obtenir une cartographie des aires

présentant des conditions environnementales compatibles avec la niche des espèces. Pour faciliter l’interprétation et générer des cartes de présence/absence potentielles, les SDM ont été binarisés. La binarisation s’effectue par la définition d’une valeur seuil de l’index de compatibilité de niche continu généré pour chaque pixel par les SDM, à partir de laquelle une valeur de 0 ou 1 est assignée à chaque pixel, de manière à maximiser le TSS du modèle binarisé (comme recommandé pour les jeux de données « presence-only » dans Liu et al., 2013).

Résultats

1. Génétique des populations

1.1. Structure génétique des populations

En moyenne, 11 484 SNPs ont été obtenus par espèce, avec de grandes disparités entre espèces, allant de 330 SNPs pour *Luzula canariensis* à 21 206 SNPs pour *Apollonias barbujana*. Le nombre de clusters génétiques minimisant la valeur de cross-entropy variait entre 2 et 4 à l'échelle des Iles Canaries et de Madère et de 1 à 2 à l'échelle de Ténérife (Tableau 2).

Tableau 2 : Structure génétique de quatre espèces de spermatophytes emblématiques de la laurisylve Macaronésienne sur base de l'analyse de marqueurs SNPs. K: nombre optimal de clusters génétiques au sein des Iles Canaries et de Madère (K_{Mac}) et au sein de Ténérife (K_{Ten}).

Espèces	Nombre de SNPs	K_{Mac}	K_{Ten}
<i>Apollonias barbujana</i>	21 206	2	1
<i>Luzula canariensis</i>	330	3	2
<i>Persea indica</i>	8 595	2	1
<i>Canarina canariensis</i>	12 862	4	2

La distribution géographique de ces clusters génétiques suggérait globalement une grande différenciation entre archipels (Madère et Iles Canaries) et entre les îles de l'archipel des Canaries, avec un taux élevé d'endémicité des clusters génétiques au sein de chaque île (Fig. 12).

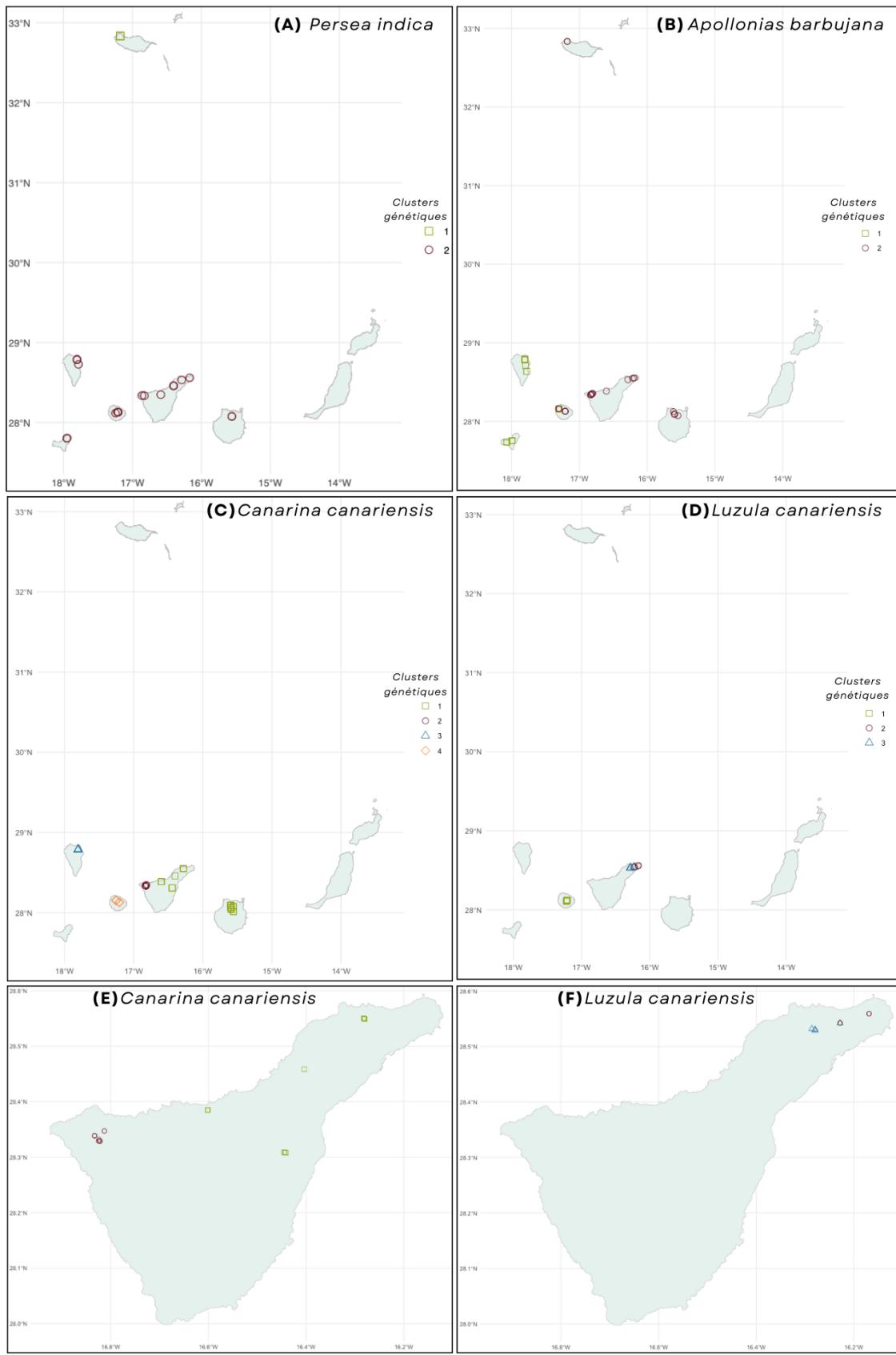


Figure 12 : Distribution géographique (ESPG :4326) des clusters génétiques identifiés sur base de marqueurs SNPs chez quatre espèces de spermatophytes emblématiques de la laurisylve Macaronésienne au sein de l'archipel des Canaries et de Madère (A, B, C, D) et sur l'île de Ténérife (E, F).

Pour *Persea indica* et *Apollonias barbujana*, un seul cluster génétique est présent sur l'île de Ténérife (Fig. 12, A & B). Les populations de l'île de Ténérife ont présenté une structure plus complexe chez les deux autres espèces. Chez *Canarina canariensis*, les populations de Teno et d'Anaga appartiennent à deux clusters distincts (Fig. 12, E). Plus précisément, la population d'Anaga appartient au même cluster génétique que celle de Gran Canaria (Fig. 12, C) alors que la population de Teno a été incluse dans un cluster génétique unique. Enfin, une structure génétique est-ouest a été mise en évidence au sein d'Anaga chez *L. canariensis* (Fig. 12, F).

1.2. Degré d'admixture entre individus

La proportion du génome de chacun des clusters génétiques pour chaque individu séquencé a été représentée à la Figure 13. Deux cas de figure peuvent être distingués :

- Pas d'admixture ou dans des proportions marginales : *P. indica* (Fig. 13, C).
- Admixture quasi-exclusivement restreinte aux îles où au moins deux clusters génétiques sont présents : *C. canariensis* (Fig. 13, A) et *L. canariensis* (Fig. 13, D), sauf chez *A. barbujana*, où des individus de La Gomera sont admixés avec le cluster de El Hierro/La Palma (Fig. 13, B).

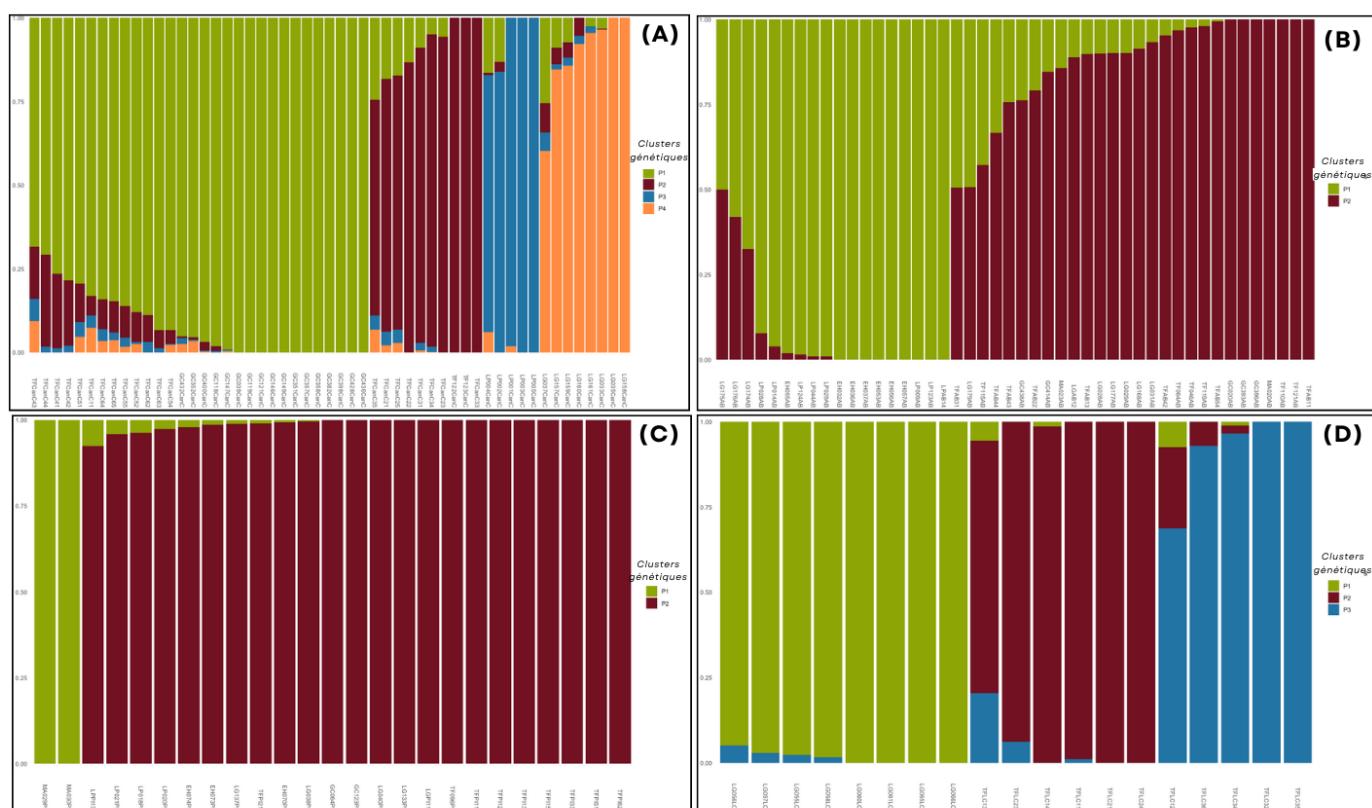


Figure 13 : Proportion du génome de chacun des clusters génétiques pour chaque individu séquencé pour les 4 espèces typiques de laurisylve dans les îles Canaries et Madère (A = *Canarina canariensis* ; B = *Apollonias barbujana* ; C = *Persea indica* ; D = *Luzula canariensis*).

2. Modélisation microclimatique

2.1. Variation comparée et modélisation du microclimat

Les 46 sondes microclimatiques ont enregistré 164 128 données horaires de température du 14/12/2024 au 15/05/2025. La température minimale était de 2,6°C et la température maximale pour cette période était de 30,9°C. La moyenne des températures pour cette période était de $11,7 \pm 2,3^\circ\text{C}$. Les températures microclimatiques montrent un pattern global de variation similaire aux températures macroclimatiques mais sont systématiquement inférieures à ces dernières d'environ 5 degrés. De plus, les variations microclimatiques sont plus fines que les macroclimatiques qui ont un aspect plus lisse au cours du temps (Fig. 14).

La modélisation de la variation de température microclimatique par rapport à la température macroclimatique pour chaque sonde (Fig. 8, B & voir Fig. 15 pour un exemple avec la sonde TF19) a donné une pente moyenne de $1,15 \pm 0,23$ et des R^2 de $0,59 \pm 0,12$ avec des écarts notables. Ainsi, la pente minimale ($b = 0,57$) a été mesurée pour la sonde TF37, placée dans la laurisylve humide d'Anaga, tandis que la pente maximale ($b = 1,67$) a été mesurée à la sonde TF6, placée à Teno dans une laurisylve dégradée.

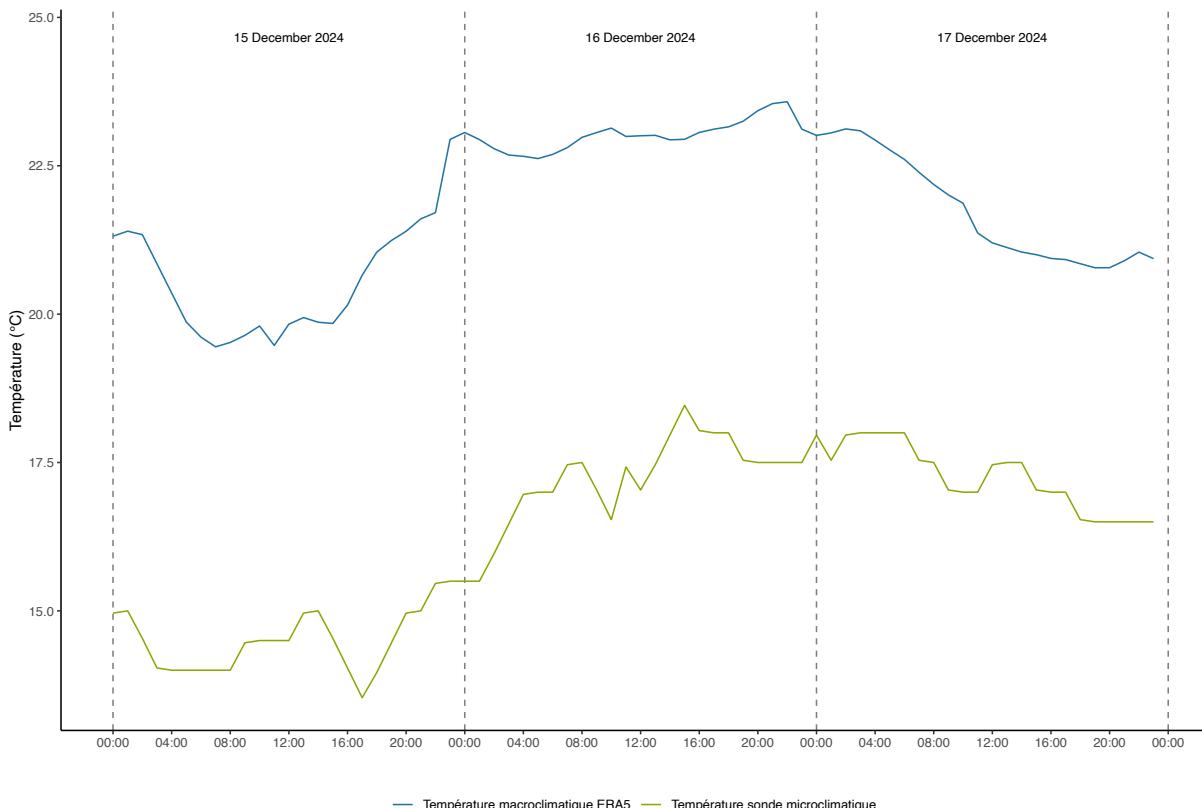


Figure 14 : Superposition des températures macroclimatiques ERA-5 (bleu) aux températures microclimatiques enregistrées par la sonde TF19 (vert) dans la laurisylve de l'île de Ténérife durant 3 jours : du 15/12/2024 au 17/12/2024.

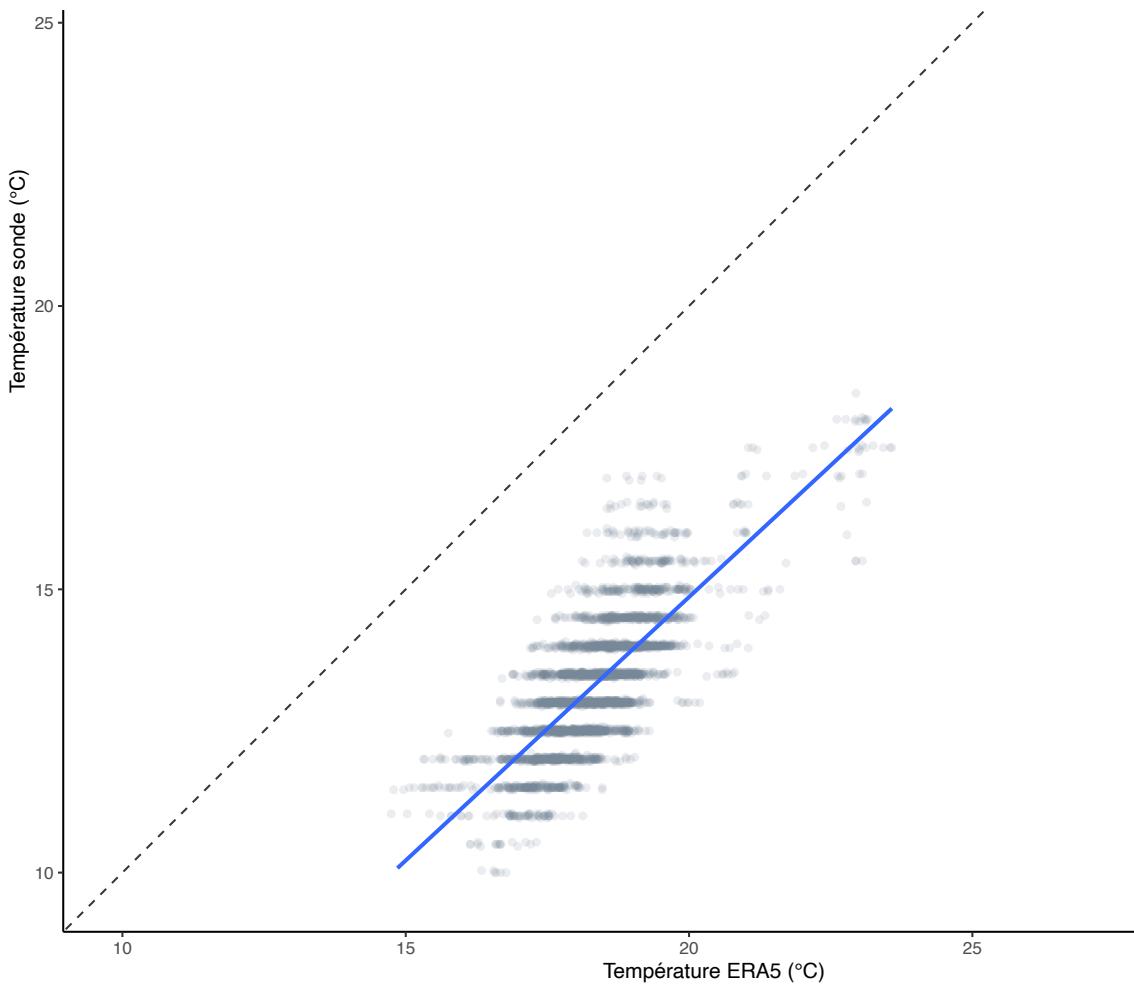


Figure 15: Nuage de points de la variation horaire de la température microclimatique (ici représentée par la sonde TF19) en fonction de la température macroclimatique (ERA5) dans la laurisylve de l'île de Ténérife du 14/12/2024 - 15/05/2025. La droite pointillée noire représente la droite 1-1 et la bleue représente la variation de la température microclimatique par rapport à la température macroclimatique modélisée par une LMM avec le facteur 'mois' inclus dans la structure aléatoire.

2.2. Modélisation du microclimat par rapport au macroclimat et aux variables de télédétection

L'analyse préliminaire de relations univariées pour trois variables prédictives (NDVI, Northness et altitude) de la pente de la relation macro/microclimat a montré qu'au plus la végétation est dense (NDVI haut), au plus cette pente est faible, démontrant ainsi le réel effet tampon de la canopée sur le microclimat sous-jacent. Cette variable était la seule à présenter une relation significative avec la pente de la relation macro/microclimat ($R^2 = 0,36$, $p\text{-value} < 0,05$) démontrant son importance dans l'effet tampon. Ni la « Northness », ni l'altitude (« elevation ») ne montrent un effet significatif sur la pente de la relation macro/microclimat ($p\text{-value} > 0,05$), avec des R^2 très faibles ($5,9 \cdot 10^{-2}$ et $2,2 \cdot 10^{-3}$ respectivement) (Fig. 16).

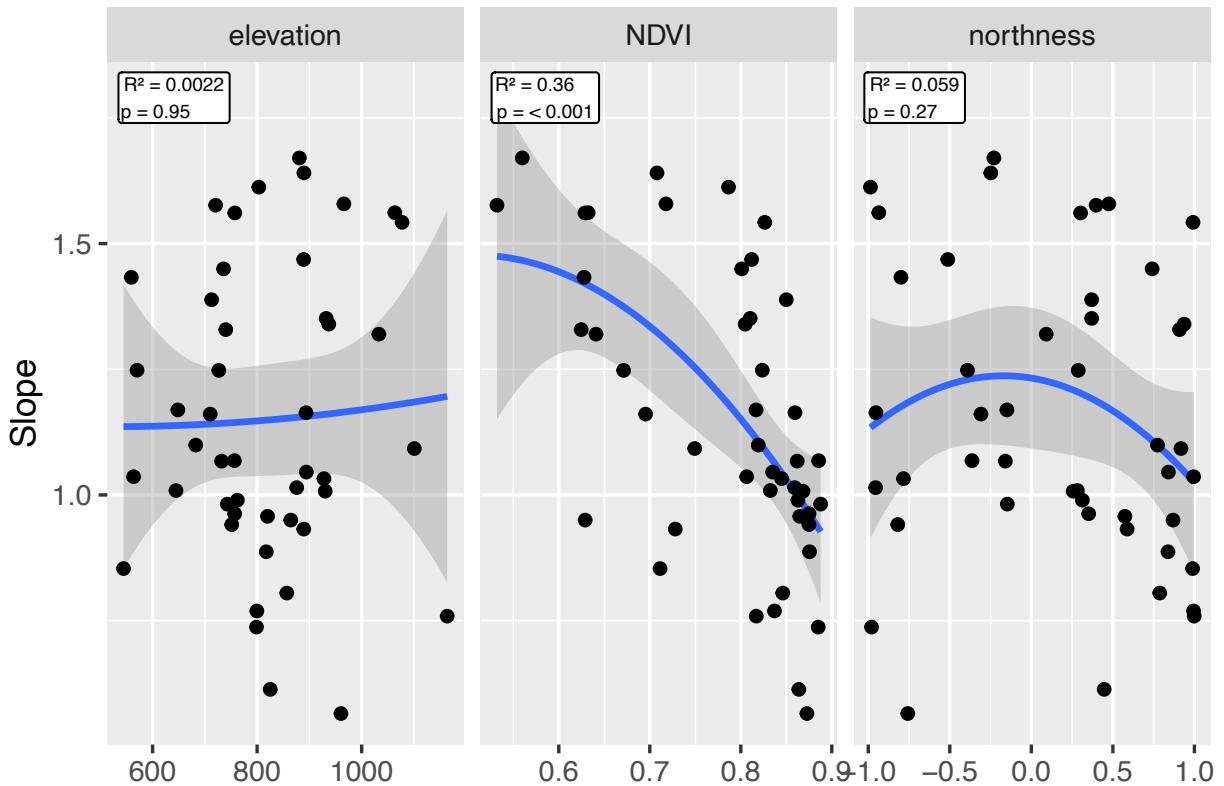


Figure 16 : Variation de l'effet microclimatique, quantifié par la pente (slope) de la régression entre la température macro- et microclimatique, en fonction de la végétation (dont la variation est estimée par le NDVI), de l'exposition (Northness) et de l'altitude (elevation).

Le modèle prédictif de l'effet microclimatique par rapport à une combinaison de variables de télédétection et de topographie (3 variables de télédétection : CIg, NDVI et EVI et 4 variables topographiques : northness, altitude, TRI et TPI) (Fig. 8, C), obtenu par Random Forest, avait un R^2 de 0,42 et une erreur RMSE de 0,22. Après validation croisée, le R^2 était en moyenne de $0,36 \pm 0,17$, et l'erreur RMSE de $0,22 \pm 0,030$.

Grâce au modèle ainsi obtenu, la variation de l'effet microclimatique a été projetée sur la laurisylve (Fig. 17). Quatre zones se distinguent par leur effet tampon (pente macro-micro <1) : Teno (Fig. 17, A), La Orotava (Fig. 17, B), Agua Garcia (Fig. 17, C) et Anaga (Fig. 17, D). La caractéristique commune de Teno (Fig. 17, A) et Anaga (Fig. 17, D) est que les zones tamponnées sont situées au centre des patchs de laurisylve. De manière générale, les bords des patchs ont tendance à avoir un pouvoir amplificateur des températures micro- par rapport aux macroclimatiques. De plus, le patch de laurisylve située à Guimar (Fig. 17, E) dans le sud de l'île, semble avoir un effet amplificateur fort (pente macro-micro >1). A Agua Garcia (Fig. 17, C), les pentes des relations macro/microclimats démontrent un ensemble de pixels fortement

tamponnés. La dernière zone contenant des pixels où les conditions microclimatiques sont tamponnées est La Orotava (Fig. 17, B).

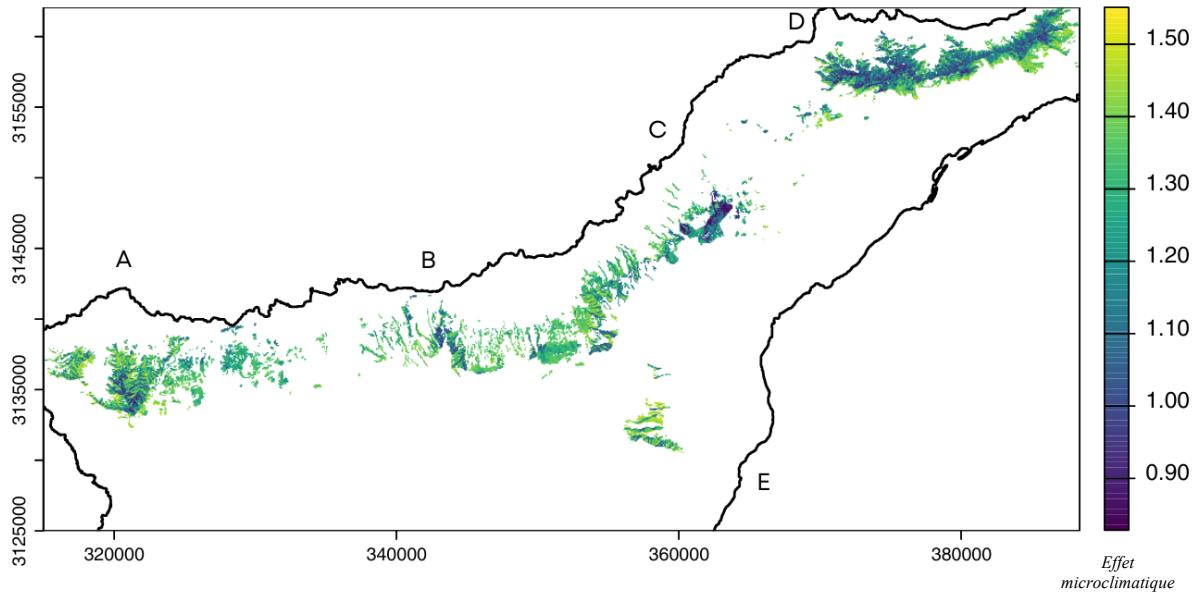


Figure 17 : Cartographie de l'effet microclimatique, quantifié par la pente de la relation entre la température macro- et microclimatique (code couleur), à une résolution spatiale de 25 m, prédit par un modèle intégrant les variables de télédétection et de topographie (EPSG :32628) dans la laurisylve de Ténérife. A = Teno; B = La Orotava; C = Agua Garcia; D = Anaga; E = Guimar.

3. Modélisation de distribution d'espèces (SDM)

3.1. Importance des variables environnementales aux SDMs et précision des modèles

La liste des variables sélectionnées ainsi que leur contribution dans les modèles de distribution d'espèces est présentée au Tableau 3. Parmi les variables sélectionnées, les variables télémétriques (NDVI, NDMI), la topographie (Northness) et l'effet microclimatique (pente de la relation macro/microclimatique) sont prépondérants (Tableau 3). La favorabilité d'habitat est faible pour des valeurs correspondant à un effet microclimatique amplifié, démontrant ainsi que ces espèces sont cantonnées préférentiellement dans des endroits avec un microclimat tamponné. Les courbes de réponses de *C. canariensis* et *A. barbujana* sont unimodales et centrées sur des valeurs de pente de la relation macro- et microclimatique légèrement supérieures à 1, caractérisant un microclimat similaire au macroclimat (Annexe A.5). Ces espèces présentent donc une réponse assez neutre à l'effet microclimatique, mais leur favorabilité d'habitat décroît fortement avant et après l'optimum, montrant que des habitats

caractérisés par un effet microclimatique très amplifié (milieux très ouverts) ou très tamponné (milieux très fermés) leur sont défavorables. Pour *P. indica* et *L. canariensis*, cette courbe de réponse est monotone décroissante, illustrant la préférence de ces espèces pour des environnements fortement tamponnés (Annexe A.5).

Le NDMI, variable télémétrique avec la plus grande contribution pour *C. canariensis*, montre qu'au plus la végétation est humide jusqu'à atteindre une valeur seuil (0,4), au plus la favorabilité de l'habitat est grande. Les courbes de réponses au NDVI chez les trois autres espèces montrent une augmentation forte de la favorabilité de l'habitat avec celui-ci (Annexe A.5). Pour *A. barbujana*, la variable qui contribue le plus au modèle est la « Northness », avec une plus grande favorabilité dans les expositions Sud (Northness = -1) (Annexe A.5, B). La précision des modèles obtenus avec les variables sélectionnées est présentée au Tableau 3, avec dans un ordre de précision décroissante les modèles de *Luzula canariensis*, *Persea indica*, *Apollonias barbujana* et *Canarina canariensis* (Tableau 3).

Tableau 3 : Variables sélectionnées et évaluation de la précision des modèles de distribution d'espèces de quatre spermatophytes de la laurisylve canarienne, ainsi que le pourcentage de leur aire favorable à Ténérife. Les variables explicatives sont classées en fonction de leur importance relative. La précision des modèles a été mesurée par l'AUC (Area Under the Curve), le maxTSS (valeur maximale du True Skill Statistics) et le SBI (Smooth continuous Boyce Index). NDMI = Normalized Difference Moisture Index ; CIg = Green Chlorophyll Index ; NDVI = Normalized Difference Vegetation Index, et de topographie ; TWI = Topographic Wetness Index ; Northness = orientation selon l'axe nord-sud ; Pente = pente du pixel, et comme variable microclimatique : Slope = pente de la relation entre la variation horaire de la température macro- et microclimatique.

Espèce	<i>Canarina canariensis</i>	<i>Persea indica</i>	<i>Apollonias barbujana</i>	<i>Luzula canariensis</i>
Variables explicatives sélectionnées	NDMI Northness <i>Slope</i>	NDVI <i>Slope</i> CIg Pente	Northness <i>Slope</i>	NDVI TWI <i>Slope</i>
Métriques de performance des modèles	AUC SBI MaxTSS	0,71 1,00 0,33	0,83 1,00 0,59	0,74 1,00 0,39
				0,87 1,00 0,62

Pourcentage d'aire favorable (par rapport à l'étendue de la laurisylve de Ténérife)	35 %	14 %	20 %	<1 %
---	------	------	------	------

3.2. Cartographie de l'aire favorable aux espèces à fine résolution à Ténérife

Pour les quatre espèces sélectionnées, la projection des modèles de distribution permet d'identifier quatre secteurs favorables : Teno, La Orotava, Agua Garcia et Anaga. *C. canariensis* est l'espèce pour laquelle l'étendue de l'aire favorable est la plus importante (Fig. 18, A & Tableau 3), elle est suivie par *A. barbujana* (Fig. 18, B & Tableau 3). Les aires favorables de ces deux espèces sont distribuées assez largement dans la laurisylve de Ténérife (Fig. 18, A & B). A contrario, *P. indica* a une aire favorable assez restreinte et fortement concentrée à Agua Garcia (Fig. 18, C & Tableau 3). Pour *L. canariensis*, l'aire favorable est restreinte à uniquement à quelques pixels à Anaga et à Teno (Fig. 18, D & Tableau 3). Pour ces deux espèces, les aires favorables sont caractérisées par un effet microclimatique fortement tamponné (Fig. 17).

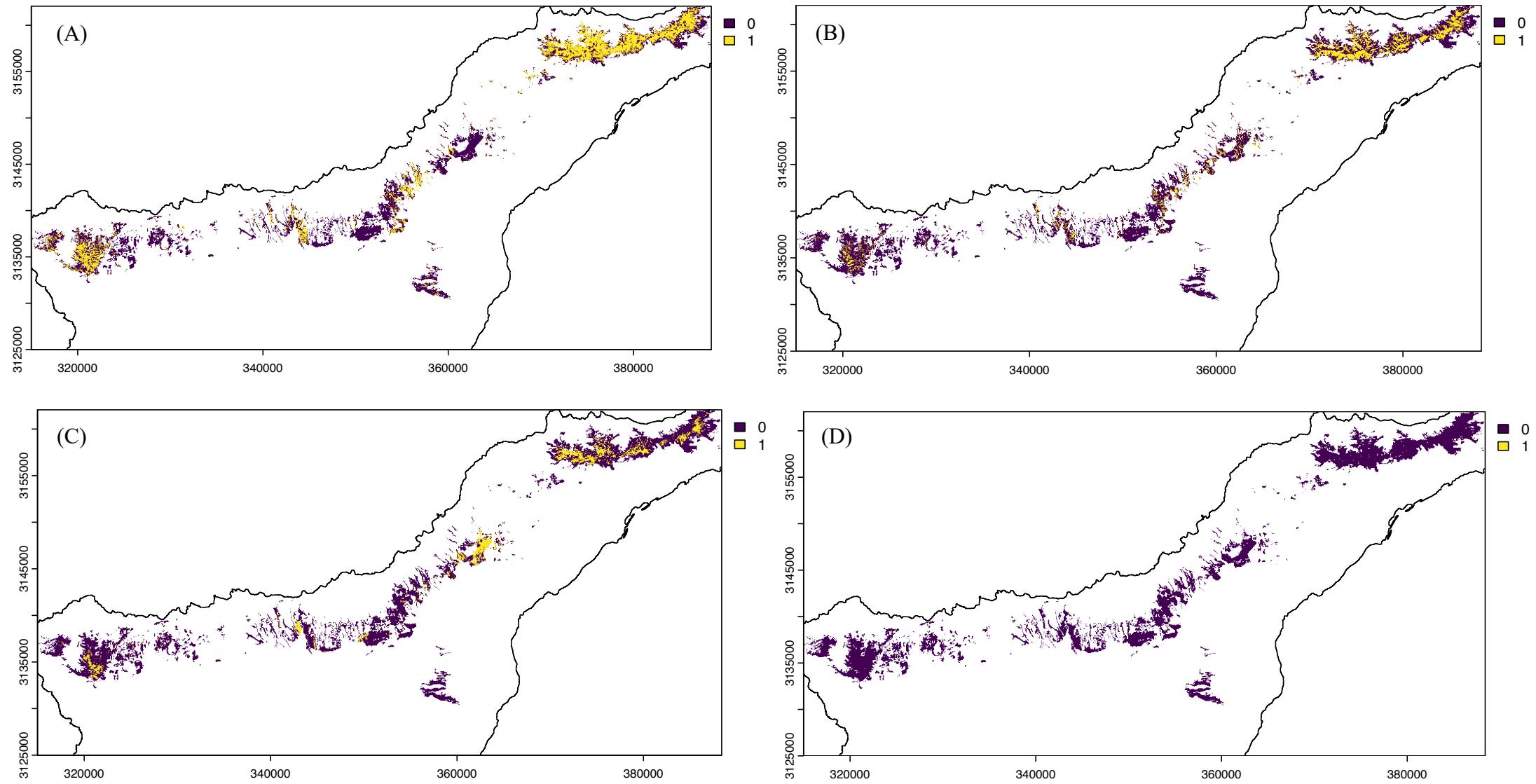


Figure 18 : Carte binarisée de l'aire favorable aux quatre espèces emblématiques de laurisylve à Ténérife (A = *Canarina canariensis* ; B = *Apollonia barbujana* ; C = *Persea indica* ; D = *Luzula canariensis* ; EPSG : 32628), obtenue par projection de leurs modèles de distribution ; Les pixels représentés en violet (0) sont des pixels où l'environnement n'est pas adapté à l'espèce, alors que les pixels jaunes (1) sont des zones où la niche de l'espèce est compatible.

Discussion

1. Structuration génétique des populations de plantes dans la laurisylve canarienne

La variation génétique des quatre espèces emblématiques de laurisylve étudiées ici est spatialement structurée (Q1a). Cette structure se traduit par des clusters génétiques différents entre les archipels (Madère et Iles Canaries), entre les îles et également, pour certaines espèces, au sein des îles. La structuration inter-île de la variation génétique est un phénomène récurrent chez les espèces de plantes Macaronésiennes (Coello et al., 2021; Durán et al., 2020; Rincón-Barrado et al., 2024; Rincón Barrado et al., 2024; Villa-Machío et al., 2020), chez lesquelles plusieurs schémas de structuration ont été mis en évidence.

Une différenciation très nette entre les archipels de Madère et des Iles Canaries a été mise en évidence chez *P. indica*. Couplée à des observations similaires, par exemple chez *Erica scoparia* (Désamoré et al., 2012), cette différenciation illustre les limites dispersives qui ne peuvent maintenir la connectivité génétique sur d'aussi grandes distances géographiques. Chez *P. indica*, aucune introgression n'a été révélée dans le présent travail, pointant vers un isolement reproducteur total entre les individus génotypés. Des données de séquençage d'ADN complémentaires suggèrent que la différenciation observée entre différentes lignées Macaronésiennes de *Persea indica* correspondent à un phénomène de spéciation cryptique qui appelle la description d'au moins trois taxons différents (communication personnelle de Miguel Sequeira, directeur du jardin botanique de Madère).

La divergence génétique entre îles au sein de l'archipel des Canaries, illustrée chez *C. canariensis*, *A. barbujana* et *L. canariensis*, contribue à un pattern récurrent également reporté, entre autres, chez l'euphorbe *Euphorbia balsamifera* (Rincón-Barrado et al., 2024), la Malvaceae *Lavatera acerifolia* (Villa-Machío et al., 2020) ou encore l'Asteraceae *Kleinia neriiifolia* (Rincón Barrado et al., 2024). Des analyses retracant la chronologie des épisodes de divergence et de colonisation des îles suggèrent qu'une telle différenciation peut s'expliquer par la colonisation progressive des îles selon un modèle en « stepping-stone » (Sanmartín et al., 2008), depuis les îles orientales les plus anciennes (Fuerteventura et Lanzarote, apparues il y a environ 20 millions d'années) jusqu'aux îles occidentales les plus récentes (El Hierro, apparue il y a environ 1 million d'années) (Fernández-Palacios et al., 2011). Une telle structure aurait

été maintenue pendant des millions d'années en raison des limites dispersives empêchant à ces espèces de maintenir un flux de gène suffisant pour contrecarrer les effets de la dérive.

En termes de structuration intra-île, le pattern observé chez *C. canariensis* à Ténérife, qui comprend un cluster génétique à l'est dans la péninsule d'Anaga et un autre cluster à l'ouest dans la région de Teno, est cohérent avec une structure identique précédemment mise en évidence par des marqueurs chloroplastiques (Mairal, Sanmartín, et al., 2015). Le cluster génétique d'Anaga est également présent à Gran Canaria. En revanche, les analyses présentées ici identifient le cluster de Teno comme étant endémique de cette micro-région. Cette divergence avec les analyses de Mairal, Sanmartín, et al. (2015), dans lesquelles le cluster de Teno était également distribué à La Gomera, souligne l'intérêt d'un grand nombre de marqueurs issus d'un balayage génomique pour atteindre une meilleure résolution géographique de la variation génétique et ainsi permettre l'identification de lignées endémiques. Chez *L. canariensis*, une structuration à encore plus fine échelle a été mise en évidence au sein de la péninsule d'Anaga.

La structuration génétique à très fine échelle spatiale mise en évidence ici soulève la question des mécanismes ayant permis de conserver une telle différentiation. En particulier, la division des populations de *C. canariensis* à Ténérife correspond à l'histoire géologique de l'île, selon laquelle les massifs de Teno et d'Anaga étaient deux paléo-îles qui ont fusionné il y a environ 3,5 millions d'années afin de former l'île de Tenerife (Cerracedo, 2006). La persistance de la structure génétique sur une aussi longue période et sans barrière géographique apparente pourrait potentiellement être causée par une série d'épisodes de glissements de terrains il y a environ 0,8 millions d'années et plus récemment il y a 0,2 millions d'années, mais aussi par des séries d'éruptions volcaniques maintenant les populations d'Anaga et de Teno isolées l'unes de l'autre (Ancochea et al., 1990). Plusieurs mécanismes biotiques pourraient aussi expliquer le maintien de la structure observée. D'une part, les syndromes de dispersion, par myrmécochorie pour *L. canariensis* (Lososová et al., 2023) et par endozoochorie via les lézards du genre *Gallotia* pour *C. canariensis* (Mairal, Pokorný, et al., 2015), tendent à générer des patterns de structuration plus importants que chez les espèces se dispersant par des oiseaux frugivores (Arévalo et al., 2007), comme *A. barbujana* ou *P. indica*, conduisant à une plus grande homogénéité génétique de ces derniers dans les îles Canaries. D'autre part, le temps de génération plus long de *A. barbujana* ou *P. indica* pourrait également contribuer à un nombre de générations plus petit que pour les espèces herbacées (*L. canariensis* et *C. canariensis*), et donc un potentiel de différentiation plus réduit (Soria-Hernanz et al., 2008). Enfin, il est également possible que les populations aient divergé sous la pression adaptative d'une

différenciation environnementale. A Anaga, un pattern de différenciation identique à celui observé chez *L. canariensis* a été documenté entre des populations de 10 espèces de coléoptères différents répartis dans cinq familles chez lesquelles il a été montré qu'une différenciation microclimatique, couplée à de fortes limites dispersives, peut en effet générer un isolement reproducteur sur des distances très réduites pendant plusieurs millions d'années (Salces-Castellano et al., 2020).

Dans un tel contexte de structuration génétique, la mise en évidence d'individus issus de l'admixture de deux clusters génétiques distincts révélée sur l'île de La Gomera chez *A. barbujana* est inattendue. En effet, ces individus, qui appartiennent à une sous espèce endémique sur cette île (*Apollonias barbujana* subsp. *ceballosii*) (GBIF, 2023), proviennent d'une hybridation avec le cluster de El Hierro/La Palma. Bien que l'hypothèse d'une introgression nucléaire via la dispersion anémochore du pollen, qui est, de par sa très petite taille (quelques dizaines de micromètres), beaucoup plus dispersif que les graines (Kamdem et al., 2025; Xu et al., 2021), ne peut être entièrement rejetée, cette introgression pourrait également s'interpréter en termes de dispersion d'origine anthropique, via des translocations (González-Pérez et al., 2009) (Q1b). Des replantations d'arbres de la laurisylve impliquant parfois des populations sources issues d'une île différente de la population cible ont en effet pris place de manière récurrente dans le passé. En l'absence de données historiques précises sur les mouvements artificiels de populations, une analyse fine des données présentées dans le présent travail serait nécessaire pour tester dans quelle mesure les données observées sont compatibles avec différents scénarios de fréquence et d'origine temporelle des contacts entre les populations (Jouganous et al., 2017; Mualim et al., 2021). Les résultats de telles analyses auraient des répercussions importantes en biologie de la conservation. En effet, des introgressions résultant de la mise en contact artificielle de populations naturellement isolées peuvent potentiellement mener à des extinctions de lignées génétiques régionales, voire d'espèces cryptiques (Allendorf et al., 2001; Rhymer & Simberloff, 1996), ou encore donner naissance à de nouveaux taxons (Maguilla & Escudero, 2016) qui peuvent entrer en compétition avec les lignées d'origine. Si une origine anthropique de l'hybridation des individus de La Gomera était démontrée, *A. barbujana* subsp. *ceballosii* en serait un parfait exemple. Pour éviter de tels phénomènes, les efforts de conservation doivent intégrer en amont une connaissance détaillée de la structure génétique des espèces cibles (González-Pérez et al., 2009). Dans ce contexte, les résultats obtenus dans le cadre du présent travail sur la structuration génétique des populations de quatre espèces typiques de laurisylves pourront servir comme base afin de guider de futurs programmes de conservation.

2. Caractérisation et modélisation du microclimat dans la laurisylve de Tenerife

L'effet microclimatique dans la laurisylve de Tenerife caractérise un effet tampon variable (Q2a) et dépendant de la végétation (Q2b). La pente de la relation macro-microclimatique, qui caractérise l'effet microclimatique, a été quantifiée en moyenne à $1,15 \pm 0,23$ dans la laurisylve de Ténérife, mettant en exergue une grande variation d'effets allant de l'atténuation (pente minimale de 0,57) à l'amplification de l'effet microclimatique (pente maximale de 1,67). A titre de comparaison, la moyenne de l'effet microclimatique dans des forêts décidues d'Europe est de 0,88 (Gril, Spicher, et al., 2023). Dans les forêts boréales de Scandinavie, l'effet microclimatique y est aussi tamponné toute l'année, variant de 0,91 en hiver à 0,66 en été (Starck et al., 2025). Il convient néanmoins de souligner que la référence macroclimatique utilisée dans le présent travail provient de la base de données ERA5 à ~ 25 km de résolution. Comme l'île de Ténérife a une longueur maximale d'environ 80 km, le centroïde de la majorité des pixels se trouve dans l'océan (Annexe A.6). Ceci signifie que des pentes d'une valeur de 1 caractérisent le pouvoir tampon qu'une masse d'eau océanique. Il apparaît dès lors que la laurisylve est un écosystème globalement extrêmement tamponné du point de vue microclimatique (Q2a).

Une conséquence importante de ce décalage de la référence macroclimatique vers des macroclimats tamponnés est que la pente moyenne de la relation entre macro- et microclimats est centrée sur une valeur de 1. Or, l'équilibre, la deuxième composante du modèle microclimatique basé sur la méthode de Gril et al. (2023), se calcule par la relation : origine/(1-pente). Dans de telles circonstances, l'équilibre ne peut être calculé ou donne des valeurs très instables (Gril et al. 2023), rendant impossible la prédiction des températures microclimatiques. Une alternative serait de modéliser directement les microclimats à partie des variables environnementales prédictives (Jucker et al., 2018; Klinges et al., 2024; Marsh et al., 2022). Si cette approche directe permet la modélisation microclimatique à des fins cartographiques, elle ne donne pas d'informations sur l'effet microclimatique ni de son lien direct avec les caractéristiques de l'environnement. N'établissant pas un lien explicite entre macro- et microclimats, la modélisation directe de ce dernier rend par ailleurs impossible la projection du modèle selon des scénarios passés ou futurs.

L'effet microclimatique a été prédit de manière significative par la densité de végétation, telle que traduite par le NDVI (Q2b). La pente de cette régression était négative, montrant que plus la végétation est dense (valeurs de NDVI élevées), plus le pouvoir tampon, inversement proportionnel à la pente de la relation micro-macroclimatique, est élevé, soulignant l'importance de la canopée forestière pour garantir un effet tampon (De Frenne et al., 2021). En revanche, les analyses présentées ici n'ont pu mettre en évidence le rôle de l'altitude et de l'exposition dans le pouvoir tampon, qui pourtant interviennent pour expliquer la variation du microclimat dans d'autres milieux forestiers (Greiser et al., 2018; Jucker et al., 2018; Zellweger et al., 2019). L'absence de significativité de l'altitude dans l'explication de l'effet microclimatique pourrait s'expliquer par la faible amplitude altitudinale couverte par les sondes (Figure 16). De même, la non-significativité de l'exposition (Northness) pourrait être liée à un biais anthropique, par exemple si les laurisylves orientées vers le nord (Northness = 1) étaient davantage dégradées que celles situées à d'autres expositions. Un échantillonnage microclimatique accru et étendu à d'autres îles pourrait permettre de répondre à ces questions.

3. Modélisation de la distribution des espèces de laurisylve à fine résolution spatiale

L'effet microclimatique a été systématiquement utilisé dans les modèles de distribution des quatre espèces analysées. C'est de surcroît une variable qui contribue plus au modèle, en moyenne, que les autres variables. Une variable synthétique par excellence, l'effet microclimatique intègre à la fois la composante microclimatique mais aussi les caractéristiques de l'environnement qui le façonne. Ce paramètre peut donc s'interpréter comme une variable très informative de la préférence écologique des espèces (Gril et al., 2025).

Parmi les quatre espèces sélectionnées dans le présent travail, *P. indica* et *L. canariensis* présentent une préférence marquée pour les laurisylves au climat le plus tamponné. La réponse de *C. canariensis* et *A. barbujana* à l'effet microclimatique présente en revanche un aspect unimodal. Ces espèces ont donc un optimum entre des laurisylves au microclimat très tamponné et des laurisylves au microclimat dont les variations sont amplifiées par rapport au macroclimat (Q3a). *P. indica* et *L. canariensis* pourraient ainsi être considérées comme des espèces de plantes vasculaires forestières strictes car leur niche écologique est intimement liée à un effet tampon fort du microclimat, contrairement à *C. canariensis* et *A. barbujana* (Gril et al., 2025). *A. barbujana* est une espèce typique de laurisylve sèche (del Arco Aguilar & Rodríguez

Delgado, 2018a) : ceci explique sa préférence pour des expositions Sud et le fait que sa niche correspond à des environnements moins tamponnés, voire même amplifiés. Quant à *C. canariensis*, bien que c'est une espèce qui se développe de préférence à des altitudes correspondant à des laurisylves humides (Rodríguez-Rodríguez & Valido, 2011), elle possède une amplitude de niche plus large que les trois autres espèces. On pourrait donc conclure que *P. indica* et *L. canariensis* sont deux espèces qui sont de bons indicateurs d'une laurisylve bien conservée se définissant par un microclimat fortement tamponné, tandis que *C. canariensis* et *A. barbujana* sont des espèces moins fidèles à ce type d'environnement.

Dès lors, l'effet microclimatique est un meilleur prédicteur de l'occurrence de *P. indica* et *L. canariensis*, et les modèles de distribution pour ces deux espèces ont une meilleure précision que ceux établis pour *C. canariensis* et *A. barbujana*. En effet, les modèles de *P. indica* et *L. canariensis* présentent des valeurs d'AUC comprises entre 0,8 et 1 et des valeurs de TSS au-dessus de 0,5, qui caractérisent les modèles ayant une très bonne capacité prédictive (Araújo et al., 2005; Verdon et al., 2025). *A contrario*, les modèles de *C. canariensis* et *A. barbujana* montrent des valeurs de MaxTSS en dessous de 0,5, attestant d'une capacité prédictive moyenne, qui est interprétée ici en termes de l'amplitude de niche plus large de ces espèces.

Les projections des niches des quatre espèces étudiées mettent en évidence quatre zones présentant les caractéristiques environnementales les plus compatibles avec la niche de ces espèces : Teno (à l'extrême ouest), La Orotava et Agua Garcia (au centre) et Anaga (à l'est). Ces quatre zones réparties au nord de l'île correspondent aux quatre zones où le pouvoir tampon y est le plus important. En raison de leur plus grande amplitude de niche, l'aire microclimatiquement favorable à *C. canariensis* et *A. barbujana*, qui couvre respectivement 35% et 20% de l'aire potentielle de la laurisylve, est plus étendue que celle de *P. indica* et *L. canariensis*, qui sont strictement cantonnés aux quelques 14% et <1% des pixels les plus tamponnés de la laurisylve.

4. Applications à la conservation de la laurisylve

La projection du modèle microclimatique montre que les secteurs caractérisés par l'effet tampon le plus important sont localisés à Teno, La Orotava, Agua Garcia et Anaga (Q2c). Ces secteurs apparaissent donc comme des refuges dans le contexte du réchauffement climatique. Les refuges microclimatiques sont des zones de petites tailles qui sont caractérisées par des conditions microclimatiques favorables à la persistance des espèces lors d'épisodes d'extrêmes climatiques. Dans un monde actuellement en changement, l'identification de ces microrefuges

est essentielle afin de garantir leur protection et leur intégration dans les stratégies de conservation (Ashcroft et al., 2012; Finocchiaro et al., 2024; Greiser et al., 2020). C'est également dans ces zones que les conditions environnementales sont les plus favorables pour des espèces strictement inféodées au laurisylves les plus tamponnées, comme *P. indica* et *L. canariensis* et, dans une moindre mesure, pour des espèces à amplitude plus large comme *A. barbujana* et *C. canariensis*.

Les zones de Teno et d'Anaga font partie d'un réseau de parcs ruraux dans lesquelles les actions de conservations sont déjà multiples. Les sites d'Agua Garcia et de La Orotava possèdent aussi un statut de conservation particulier car ils sont repris sous le statut de protection « Paysages Protégés » (Paisajes Protegidos) sous le nom de « T-29 Las Lagunetas » et « T-35 La Resbalada » respectivement (*Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos*, 2025). L'ensemble de ces statuts montre déjà que les chercheurs et parties prenantes concernés par la conservation de la laurisylve de Tenerife ont conscience de l'importance de ces quatre zones. Les résultats de l'effet microclimatique de ce mémoire permettent donc de confirmer l'importance de leur conservation.

La cartographie à 25m du pouvoir tampon présentée ici pourrait dans ce contexte servir de support pour une gestion des secteurs les plus propices en tant que microrefuges. La première action de conservation à mener est de protéger ces zones des perturbations anthropiques (González-Montelongo & Pérez-Vargas, 2024; Rozas et al., 2023). En effet, de nombreux feux se sont développés ces dernières décennies dans différents écosystèmes des Canaries, y compris dans les laurisylves. Récemment, un incendie forestier déclaré en août 2023 dans le nord de Ténérife a été l'un des plus dévastateurs de l'histoire récente de l'île, brulant ainsi presque 15 000 hectares en deux mois (Ahora, 2024). Leur impact est considérable et la régénération des forêts de laurier, qui, contrairement à d'autres écosystèmes canariens comme la pinède, ne sont pas adaptées au feu, est un processus lent. Si la régénération d'un couvert boisé d'arbres sempervirents pionniers prend plusieurs décennies (Bermúdez et al., 2007; Ramón Arévalo et al., 2008), le retour à l'écosystème initial se compte en siècles (Chazdon, 2008). Une étude récente sur la recolonisation des bryophytes après incendie dans les laurisylves des Canaries a montré que ce processus dépend fortement de la structure forestière et des conditions climatiques. Ces résultats soulignent l'importance cruciale de préserver des forêts matures pour favoriser la résilience de ces écosystèmes en cas de catastrophes climatiques (Cedrés-Perdomo & González-Mancebo, 2023). La libre évolution de ces zones pourraient également être fortement intéressante. Un suivi des conditions microclimatiques pourrait dans ce contexte renseigner quant à l'évolution du pouvoir tampon de ces microrefuges (De Frenne et al., 2021;

Florencio et al., 2021) et à la dynamique des espèces associées dans le temps (Zellweger et al., 2020).

De surcroit, la distribution des pixels présentant le pouvoir tampon le plus important suggère que ceux-ci sont situés au cœur de ces secteurs protégés. Comme l'atteste la Figure 17, l'effet microclimatique le plus marqué est situé à l'intérieur des patchs de laurisylves et décroît avec l'éloignement de celui-ci. Ceci a comme conséquence que les petits patchs de laurisylves ne conservent que peu de pouvoir tampon. Ce phénomène observé à Tenerife par la relation macro-microclimatique valide des résultats similaires obtenus dans d'autres milieux forestiers. En effet, dans les forêts tropicales, une étude démontre que le microclimat observé au niveau des lisières est altéré comparé à celui observé dans le centre des patch et mentionne ainsi que dans ces forêts, l'effet de bord s'étend jusqu'à une distance de 20 m (Ewers & Banks-Leite, 2013). Une autre étude aux conclusions similaires menée dans les forêts de Nouvelle-Zélande montre que l'effet de bord s'étend même jusqu'à 40 m (Davies-Colley et al., 2000). Ces études mettent ainsi en lumière l'importance de favoriser la conservation de patchs de forêts de taille conséquente identifiées en fonction de leur microclimat respectif afin d'entraver l'érosion du microclimat typique à chaque milieu forestier (Davies-Colley et al., 2000; Ewers & Banks-Leite, 2013).

Conclusions et perspectives

La conservation de la flore endémique de la laurisylve de Macaronésie repose sur une évaluation préalable de sa diversité et de sa structure génétique et de ses préférences de niche afin d'informer les programmes de restauration en cours et à venir. Nos résultats montrent une forte structuration spatiale de la variation génétique inter- et intra-île. Ce constat met en lumière les risques potentiels liés à des actions de conservation ou de translocation qui ne tiendraient pas compte de la structuration génétique sous-jacente et mèneraient à des phénomènes artificiels d'admixture. La distribution de ces espèces est déterminée par l'effet microclimatique, c'est-à-dire la différence entre les conditions mesurées à l'air libre (macroclimat) et les conditions réellement ressenties par les espèces sous la canopée (microclimat) (De Frenne et al., 2021). La modélisation de l'effet microclimatique à fine résolution (25m) à partir de variables télémétriques et topographiques a permis de cartographier les secteurs les plus tamponnés, les plus favorables dans le contexte de programmes de renforcement de populations et les plus susceptibles de servir de microrefuges dans le contexte du réchauffement climatique.

Les résultats présentés ici ouvrent plusieurs pistes de recherche. En particulier, l'absence d'une référence macroclimatique adéquate n'a pas permis ici de générer une cartographie du microclimat de la laurisylve. Pour ce faire, les données en libre accès de ERA5-Land, avec une résolution de 9 km (Muñoz-Sabater et al., 2021), pourraient être exploitées. Le délai de 3 mois nécessaire pour l'accessibilité à ces données a rendu impossible leur utilisation dans le cadre du présent travail. Une autre alternative consisterait à utiliser les données issues des stations météorologiques, qui offriraient une résolution plus fine mais qui ne sont pas en libre accès et devraient être interpolées pour estimer le macroclimat au niveau de chacune des sondes microclimatiques. La relation entre macro- et microclimat a pu être modélisée de manière significative dans le présent travail, mais la précision du modèle pourrait être augmentée à l'aide d'autres variables spatialement explicites. A titre d'exemple, des variables spatialement explicites de la hauteur de la canopée et de la structure en 3D de cette dernière, qui peuvent être dérivées de données issues d'un *Light Detection And Ranging* (LiDAR) (Davis et al., 2019), ont déjà montré leur efficacité dans ce domaine (Gril, Laslier, et al., 2023). De telles perspectives permettraient d'affiner les résultats présentés dans le présent travail.

Enfin, il est essentiel d'assurer la circulation des conclusions scientifiques auprès des acteurs de terrain pour la mise en œuvre des programmes de conservation, tant sur un plan génétique (Rego et al., 2025) qu'écologique (Guisan et al., 2013). La mise en place de plateformes collaboratives et d'outils partagés entre scientifiques et gestionnaires de la conservation pourrait

déjà être un pas considérable pour mener à bien des programmes de conservation dans le futur (Merkle et al., 2019). Dans les îles Canaries, deux projets de restauration de large envergure ont été mis en œuvre à Teno et à Anaga par des chercheurs de l'Université de La Laguna de Ténérife en collaboration active avec les gestionnaire de ces deux parcs ruraux. Cette collaboration a été possible grâce à des relations préexistantes entre les parties prenantes des projets et à la confiance mutuelle maintenue au fil des années (communication personnelle avec José María Fernández-Palacios).

Bibliographie

Adde, A., Rey, P.-L., Fopp, F., Petitpierre, B., Schweiger, A. K., Broennimann, O., Lehmann, A., Zimmermann, N. E., Altermatt, F., Pellissier, L., & Guisan, A. (2023). Too many candidates : Embedded covariate selection procedure for species distribution modelling with the covsel R package. *Ecological Informatics*, 75, 102080. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102080>

Ahora, T. (2024, août 16). *Se cumple un año del incendio de Tenerife, que fue calificado como « el más complejo » de los últimos 40 años.* ElDiario.es. https://www.eldiario.es/canariasahora/tenerifeahora/sociedad/cumple-ano-incendio-tenerife-calificado-complejo-ultimos-40-anos_1_11592660.html

Allendorf, F. W., Leary, R. F., Spruell, P., & Wenburg, J. K. (2001). The problems with hybrids : Setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 613-622. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02290-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02290-X)

Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models : Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>

Ancochea, E., Fuster, J., Ibarrola, E., Cendrero, A., Coello, J., Hernan, F., Cantagrel, J. M., & Jamond, C. (1990). Volcanic evolution of the island of Tenerife (Canary Islands) in the light of new K-Ar data. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 44(3), 231-249. [https://doi.org/10.1016/0377-0273\(90\)90019-C](https://doi.org/10.1016/0377-0273(90)90019-C)

Anguita, F., Fernández, C., Márquez, Á., León, R., & Casillas, R. (2025). The Canary hotspot revisited : Refutation of the Hawaii paradigm and an alternative, plate-based hypothesis. *Earth-Science Reviews*, 261, 105038. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2024.105038>

Apollonias barbujana subsp. *ceballosii* (Svent.) Kunkel in GBIF Secretariat (2023). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2025-08-20.

Araújo, M. B., Pearson, R. G., Thuiller, W., & Erhard, M. (2005). Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11(9), 1504-1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01000.x>

Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>

Arévalo, J. R., Delgado, J. D., & Fernández-Palacios, J. M. (2007). Variation in fleshy fruit fall composition in an island laurel forest of the Canary Islands. *Acta Oecologica*, 32(2), 152-160. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.03.014>

Ashcroft, M. B., Gollan, J. R., Warton, D. I., & Ramp, D. (2012). A novel approach to quantify and locate potential microrefugia using topoclimate, climate stability, and isolation from the matrix. *Global Change Biology*, 18(6), 1866-1879. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02661.x>

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>

Bates, D., Maechler, M., Bolker [aut, B., cre, Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., Green, P., Fox, J., Bauer, A., simulate.formula], P. N. K. (shared copyright on, Tanaka, E., & Jagan, M. (2025). *lme4 : Linear Mixed-Effects Models using ‘‘Eigen’’ and S4* (Version 1.1-36) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/index.html>

Bermúdez, A. M., Fernández-Palacios, J. M., González-Mancebo, J. M., Patiño, J., Arévalo, J. R., Otto, R., & Delgado, J. D. (2007). Floristic and structural recovery of a laurel forest community after clear-cutting : A 60 years chronosequence on La Palma (Canary Islands). *Annals of Forest Science*, 64(1), 109-119. <https://doi.org/10.1051/forest:2006094>

B.O.C. (1994) Ley 12/1994, de 19 de Diciembre, de Espacios Naturales de Canarias. Boletín Oficial de Canarias, 157, 9629–877.

Breiman, L. (Fortran, Cutler, A. (Fortran, port), A. L. (R, & port), M. W. (R. (2024). *randomForest : Breiman and Cutlers Random Forests for Classification and Regression* (Version 4.7-1.2) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/randomForest/index.html>

Broennimann, O., Cola, V. D., Petitpierre, B., Breiner, F., Scherrer, D., D'Amen, M., Randin, C., Engler, R., Hordijk, W., Mod, H., Pottier, J., Febbraro, M. D., Pellissier, L., Pio, D., Mateo, R. G., Dubuis, A., Maiorano, L., Psomas, A., Ndiribe, C., ... Guisan, A. (2025). *ecospat : Spatial Ecology Miscellaneous Methods* (Version 4.1.2) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/ecospat/index.html>

Burns, K. C. (2019). *Evolution in Isolation : The Search for an Island Syndrome in Plants*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108379953>

C3S. (2018). *ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present* [Jeu de données]. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). <https://doi.org/10.24381/CDS.ADBB2D47>

Carracedo, J.C. (2006) El volcán Teide. Volcanología, interpretación de paisajes e itinerarios comentados. Obra Social y Cultural de CajaCanarias, Santa Cruz de Ténérife.

Castilla-Beltrán, A., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J.-M., Whittaker, R. J., Willis, K. J., Edwards, M., & Nogué, S. (2021). Anthropogenic transitions from forested to human-dominated landscapes in southern Macaronesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(40), e2022215118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022215118>

Caujapé-Castells, J., Tye, A., Crawford, D. J., Santos-Guerra, A., Sakai, A., Beaver, K., Lobin, W., Vincent Florens, F. B., Moura, M., & Jardim, R. (2010). Conservation of oceanic island floras : Present and future global challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(2), 107-129. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.10.001>

Cedrés-Perdomo, R. D., & González-Mancebo, J. M. (2023). Los briófitos como bioindicadores

de efectos del fuego en la laurisilva canaria. *Conservación Vegetal*, 27, 19-23.
<https://doi.org/10.15366/cv2023.27.005>

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation : Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science (New York, N.Y.)*, 320(5882), 1458-1460.
<https://doi.org/10.1126/science.1155365>

CIG—ArcGIS Pro. (s. d.). Consulté 4 mars 2025, à l'adresse <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.3/arcpy/spatial-analyst/cig.htm>

Coello, A. J., Fernández-Mazuecos, M., García-Verdugo, C., & Vargas, P. (2021). Phylogeographic sampling guided by species distribution modeling reveals the Quaternary history of the Mediterranean–Canarian *Cistus monspeliensis* (Cistaceae). *Journal of Systematics and Evolution*, 59(2), 262-277. <https://doi.org/10.1111/jse.12570>

Collart, F., & Guisan, A. (2023). Small to train, small to test : Dealing with low sample size in model evaluation. *Ecological Informatics*, 75, 102106.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102106>

Collart, F., Hotermans, A., Theunissen, K., Broennimann, O., Guisan, A. 2025. ESM: Ensemble of Small Models_. R package version 0.7.

Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction : Fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>

Davis, F. W., Synes, N. W., Fricker, G. A., McCullough, I. M., Serra-Diaz, J. M., Franklin, J., & Flint, A. L. (2019). LiDAR-derived topography and forest structure predict fine-scale variation in daily surface temperatures in oak savanna and conifer forest landscapes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 269-270, 192-202.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.02.015>

Davies-Colley, R. J., Payne, G. W., & van Elswijk, M. (2000). Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 24(2), 111-121.

De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klinges, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change : Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279-2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>

De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., & Lenoir, J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5), 744-749. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>

del Arco Aguilar, González-González, R., Garzón-Machado, V., & Pizarro-Hernández, B. (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3089-3140. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9881-2>

del Arco Aguilar, M. J., & Rodríguez Delgado, O. (2018a). *Vegetation of the Canary Islands* (1st ed. 2018). Springer International Publishing : Imprint: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-77255-4>

del Arco Aguilar, M. J., & Rodríguez Delgado, O. (2018b). Vegetation of the Canary Islands. In M. J. del Arco Aguilar & O. Rodríguez Delgado (Éds.), *Vegetation of the Canary Islands* (p. 83-319). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77255-4_6

Désamoré, A., Laenen, B., González-Mancebo, J. M., Jaén Molina, R., Bystríková, N., Martínez-Klimová, E., Carine, M. A., & Vanderpoorten, A. (2012). Inverted patterns of genetic diversity in continental and island populations of the heather *Erica scoparia* s.l. *Journal of Biogeography*, 39(3), 574-584. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02622.x>

Díaz, S., Zafra-Calvo, N., Purvis, A., Verburg, P. H., Obura, D., Leadley, P., Chaplin-Kramer, R., De Meester, L., Dulloo, E., Martín-López, B., Shaw, M. R., Visconti, P., Broadgate, W., Bruford, M. W., Burgess, N. D., Cavender-Bares, J., DeClerck, F., Fernández-Palacios, J. M., Garibaldi, L. A., ... Zanne, A. E. (2020). Set ambitious goals for biodiversity and sustainability. *Science*, 370(6515), 411-413. <https://doi.org/10.1126/science.abe1530>

Di Napoli C., Barnard C., Prudhomme C., Cloke HL and Pappenberger F. (2020): Thermal comfort indices derived from ERA5 reanalysis. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS) (Accessed on 21-02-2025)

Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, CONSIL, 206 OJ L (1992). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/fra>

Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages. (2009).

Durán, I., Marrero, Á., Msanda, F., Harrouni, C., Gruenstaeudl, M., Patiño, J., Caujapé-Castells, J., & García-Verdugo, C. (2020). Iconic, threatened, but largely unknown : Biogeography of the Macaronesian dragon trees (*Dracaena* spp.) as inferred from plastid DNA markers. *TAXON*, 69(2), 217-233. <https://doi.org/10.1002/tax.12215>

Earth Science Data Systems, N. (2024, septembre 5). *Sentinel-2 MSI | NASA Earthdata* [Instrument]. Earth Science Data Systems, NASA. <https://www.earthdata.nasa.gov/data/instruments/sentinel-2-msi>

EasyLog. (2025, February). EL-USB-2 Temperature, Humidity and Dew Point Data Logger. www.lascarelectronics.com/data-loggers

Eaton, D. A. R., & Overcast, I. (2020). ipyrad : Interactive assembly and analysis of RADseq datasets. *Bioinformatics*, 36(8), 2592-2594. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btz966>

Espacios Naturales Protegidos. (s. d.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Consulté 10 juillet 2025, à l'adresse https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/enp_descargas.html

European Commission. Directorate General for the Environment. (2016). *European red list of habitats. Part 2, Terrestrial and freshwater habitats.* Publications Office.

<https://data.europa.eu/doi/10.2779/091372>

EVI—ArcGIS Pro. (s. d.). Consulté 4 mars 2025, à l'adresse <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.3/arcpy/spatial-analyst/evi.htm>

Ewers, R. M., & Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. *PLoS ONE*, 8(3), e58093. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058093>

Exposito-Alonso, M., Booker, T. R., Czech, L., Gillespie, L., Hateley, S., Kyriazis, C. C., Lang, P. L. M., Leventhal, L., Nogues-Bravo, D., Pagowski, V., Ruffley, M., Spence, J. P., Toro Arana, S. E., Weiβ, C. L., & Zess, E. (2022). Genetic diversity loss in the Anthropocene. *Science*, 377(6613), 1431-1435. <https://doi.org/10.1126/science.abn5642>

Eyre, A. C., Briscoe, N. J., Harley, D. K. P., Lumsden, L. F., McComb, L. B., & Lentini, P. E. (2022). Using species distribution models and decision tools to direct surveys and identify potential translocation sites for a critically endangered species. *Diversity and Distributions*, 28(4), 700-711. <https://doi.org/10.1111/ddi.13469>

Fernández-Palacios, J. M., de Nascimento, L., Otto, R., Delgado, J. D., García-del-Rey, E., Arévalo, J. R., & Whittaker, R. J. (2011). A reconstruction of Palaeo-Macaronesia, with particular reference to the long-term biogeography of the Atlantic island laurel forests. *Journal of Biogeography*, 38(2), 226-246. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02427.x>

Fernández-Palacios, J. M., & de Nicolás, J. P. (1995). Altitudinal pattern of vegetation variation on Tenerife. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 183-190. <https://doi.org/10.2307/3236213>

Finocchiaro, M., Médail, F., Saatkamp, A., Diadema, K., Pavon, D., Brousset, L., & Meineri, E. (2024). Microrefugia and microclimate : Unraveling decoupling potential and resistance to heatwaves. *Science of the Total Environment*, 924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171696>

Finocchiaro, M., Médail, F., Saatkamp, A., Diadema, K., Pavon, D., & Meineri, E. (2023). Bridging the gap between microclimate and microrefugia : A bottom-up approach reveals

strong climatic and biological offsets. *Global Change Biology*, 29(4), 1024-1036. <https://doi.org/10.1111/gcb.16526>

Florencio, M., Patiño, J., Nogué, S., Traveset, A., Borges, P. A. V., Schaefer, H., Amorim, I. R., Arnedo, M., Ávila, S. P., Cardoso, P., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J. M., Gabriel, S. I., Gil, A., Gonçalves, V., Haroun, R., Illera, J. C., López-Darias, M., Martínez, A., ... Santos, A. M. C. (2021). Macaronesia as a Fruitful Arena for Ecology, Evolution, and Conservation Biology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.718169>

Foster, P. (2001). The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews*, 55(1), 73-106. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00056-3)

Fritchot, E., Mathieu, F., Trouillon, T., Bouchard, G., & François, O. (2014). Fast and Efficient Estimation of Individual Ancestry Coefficients. *Genetics*, 196(4), 973-983. <https://doi.org/10.1534/genetics.113.160572>

Fritchot, E., & François, O. (2015). LEA : An R package for landscape and ecological association studies. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 925-929. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12382>

García-Santos, G., Marzol, M. V., & Aschan, G. (2004). Water dynamics in a laurel montane cloud forest in the Garajonay National Park (Canary Islands, Spain). *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(6), 1065-1075. <https://doi.org/10.5194/hess-8-1065-2004>

GBIF.org (17 March 2025) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.admsws>

IUCN. 2025. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 23 July 2025.

Gobierno de Canarias. (2025). *Acerca del sistema de información de biodiversidad de Canarias (BIOTA)*. Biodiversidad Canarias. <https://www.biodiversidadcanarias.es/biota/acerca>

González-Montelongo, C., & Pérez-Vargas, I. (2024). On the Conservation of the Canarian Laurel Forest: What Do Lichens Have to Say? *Journal of Fungi*, 10(10), 668. <https://doi.org/10.3390/jof10100668>

González-Pérez, M. A., Lledó, M. D., Lexer, C., Fay, M., Marrero, M., Bañares-Baudet, A., Carqué, E., & Sosa, P. A. (2009). Genetic diversity and differentiation in natural and reintroduced populations of *Bencomia exstipulata* and comparisons with *B. caudata* (Rosaceae) in the Canary Islands: An analysis using microsatellites. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 160(4), 429-441. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00986.x>

Greiser, C., Ehrlén, J., Meineri, E., & Hylander, K. (2020). Hiding from the climate: Characterizing microrefugia for boreal forest understory species. *Global Change Biology*, 26(2), 471-483. Scopus. <https://doi.org/10.1111/gcb.14874>

Greiser, C., Meineri, E., Luoto, M., Ehrlén, J., & Hylander, K. (2018). Monthly microclimate models in a managed boreal forest landscape. *Agricultural and Forest Meteorology*, 250-251, 147-158. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.12.252>

Gril, E., Laslier, M., Gallet-Moron, E., Durrieu, S., Spicher, F., Le Roux, V., Brasseur, B., Haesen, S., Van Meerbeek, K., Decocq, G., Marrec, R., & Lenoir, J. (2023). Using airborne LiDAR to map forest microclimate temperature buffering or amplification. *Remote Sensing of Environment*, 298. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113820>

Gril, E., Spicher, F., Greiser, C., Ashcroft, M. B., Pincebourde, S., Durrieu, S., Nicolas, M., Richard, B., Decocq, G., Marrec, R., & Lenoir, J. (2023). Slope and equilibrium: A parsimonious and flexible approach to model microclimate. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(3), 885-897. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14048>

Gril, E., Spicher, F., Vanderpoorten, A., Gallet-Moron, E., Brasseur, B., Le Roux, V., Laslier, M., Decocq, G., Marrec, R., & Lenoir, J. (2025). The affinity of vascular plants and bryophytes to forest microclimate buffering. *Journal of Ecology*, 113(1), 22-38. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14425>

Gruber, B., Georges, A., Mijangos, J. L., Pacioni, C., Robledo-Ruiz, D., Unmack, P. J., Berry,

O., Clark, L. V., Devloo-Delva, F., Archer, E., & Lau, C. C. (2025). *dartR.base : Analysing « SNP » and « Silicodart » Data - Basic Functions* (Version 1.0.5) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/dartR.base/index.html>

Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models : With Applications in R*. Cambridge University Press.

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>

Haesen, S., Lembrechts, J. J., De Frenne, P., Lenoir, J., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Kopecký, M., Luoto, M., Maclean, I., Nijs, I., Niittynen, P., Van Den Hoogen, J., Arriga, N., Brůna, J., Buchmann, N., Čiliak, M., Collalti, A., De Lombaerde, E., Descombes, P., ... Van Meerbeek, K. (2021). ForestTemp – Sub-canopy microclimate temperatures of European forests. *Global Change Biology*, 27(23), 6307-6319. <https://doi.org/10.1111/gcb.15892>

Häggström, J., Persson, E., & version 3.0.10.), S. W. (Author of functions originating from the package dr. (2025). *CovSel : Model-Free Covariate Selection* (Version 1.2.2) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/CovSel/index.html>

Hartl, D. L., & Clark, A. G. (2007). *Principles of population genetics* (4th ed). Sinauer associates.

Hijmans, R. J., Barbosa, M., Bivand, R., Brown, A., Chirico, M., Cordano, E., Dyba, K., Pebesma, E., Rowlingson, B., & Sumner, M. D. (2025). *terra : Spatial Data Analysis* (Version 1.8-21) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html>

Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2024). *dismo : Species Distribution Modeling* (Version 1.3-16) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>

Humphreys, A. M., Govaerts, R., Ficinski, S. Z., Nic Lughadha, E., & Vorontsova, M. S. (2019). Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature Ecology & Evolution*, 3(7), 1043-1047. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0906-2>

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

IUCN. (2016a). *Apollonias barbujana : Beech, E., da Silva Menezes de Sequeira, M. & Fernandes, F.: The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T62567A81867959* [Jeu de données]. IUCN. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2017-3.rlts.t62567a81867959.en>

IUCN. (2016b). *Persea indica : Fernandes, F. & da Silva Menezes de Sequeira, M.: The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T30329A102153566* [Jeu de données]. IUCN. <https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2017-3.rlts.t30329a102153566.en>

Jones, K. H. (1998). A comparison of algorithms used to compute hill slope as a property of the DEM. *Computers & Geosciences*, 24(4), 315-323. [https://doi.org/10.1016/S0098-3004\(98\)00032-6](https://doi.org/10.1016/S0098-3004(98)00032-6)

Jouganous, J., Long, W., Ragsdale, A. P., & Gravel, S. (2017). Inferring the Joint Demographic History of Multiple Populations : Beyond the Diffusion Approximation. *Genetics*, 206(3), 1549-1567. <https://doi.org/10.1534/genetics.117.200493>

Jucker, T., Hardwick, S. R., Both, S., Elias, D. M. O., Ewers, R. M., Milodowski, D. T., Swinfield, T., & Coomes, D. A. (2018). Canopy structure and topography jointly constrain the microclimate of human-modified tropical landscapes. *Global Change Biology*, 24(11), 5243-5258. <https://doi.org/10.1111/gcb.14415>

Kamdem, N., Sonké, B., Sergeant, S., Deblauwe, V., & Hardy, O. (2025). Short-distance seed and pollen dispersal in both hunted and intact forests in the lower canopy African rainforest tree, *Coula edulis* Baill. (Coulaceae). *BMC ecology and evolution*, 25, 20. <https://doi.org/10.1186/s12862-025-02356-0>

Keck, F., Peller, T., Alther, R., Barouillet, C., Blackman, R., Capo, E., Chonova, T., Couton, M., Fehlinger, L., Kirschner, D., Knüsel, M., Muneret, L., Oester, R., Tapolczai, K., Zhang, H., & Altermatt, F. (2025). The global human impact on biodiversity. *Nature*, 641(8062), 395-400. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08752-2>

Kemppinen, J., Lembrechts, J. J., Van Meerbeek, K., Carnicer, J., Chardon, N. I., Kardol, P., Lenoir, J., Liu, D., Maclean, I., Pergl, J., Saccone, P., Senior, R. A., Shen, T., Słowińska, S., Vandvik, V., Von Oppen, J., Aalto, J., Ayalew, B., Bates, O., ... De Frenne, P. (2024). Microclimate, an important part of ecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 33(6), e13834. <https://doi.org/10.1111/geb.13834>

Klinges, D. H., Baecher, J. A., Lembrechts, J. J., Maclean, I. M. D., Lenoir, J., Greiser, C., Ashcroft, M., Evans, L. J., Kearney, M. R., Aalto, J., Barrio, I. C., De Frenne, P., Guillemot, J., Hylander, K., Jucker, T., Kopecký, M., Luoto, M., Macek, M., Nijs, I., ... Scheffers, B. R. (2024). Proximal microclimate : Moving beyond spatiotemporal resolution improves ecological predictions. *Global Ecology and Biogeography*, 33(9), e13884. <https://doi.org/10.1111/geb.13884>

Knaus, B. J., Grunwald, N. J., Anderson, E. C., Winter, D. J., Kamvar, Z. N., & Tabima, J. F. (2023). *vcfR : Manipulate and Visualize VCF Data* (Version 1.15.0) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/vcfR/index.html>

Lembrechts, J. J. (2023). Microclimate alters the picture. *Nature Climate Change*, 13(5), 423-424.

Lembrechts, J. J., & Lenoir, J. (2020). Microclimatic conditions anywhere at any time! *Global Change Biology*, 26(2), 337-339. <https://doi.org/10.1111/gcb.14942>

Lewis, S. L., & Maslin, M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171-180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>

LIFE12 NAT/PT/000402. (2012).
<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE12-NAT-PT-000402/conservation-of-macaronesian-sparrowhawk-and-laurissilva-habitat-in-madeira-island>

LIFE13 NAT/ES/000240. (2013).

<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE13-NAT-ES-000240/ecological-restoration-garajonay-national-park-and-its-surroundings-after-the-great-fire-of-2012>

LIFE19 CCM/ES/001199. (2019).

<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE19-CCM-ES-001199/reforestation-climate-change-mitigation-tests-evaluation-and-transfer-of-innovative-methods-based-on-fog-collection>

LIFE93 NAT/E/011300. (1993).

<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE93-NAT-E-011300/recovery-of-the-laurisilva-in-gran-canaria>

LIFE99 NAT/P/006436. (1999).

<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE99-NAT-P-006436/restoration-of-the-laurel-forest-in-funduras>

Lindenmayer, D., Blanchard, W., McBurney, L., Bowd, E., Youngentob, K., Marsh, K., & Taylor, C. (2022). Stand age related differences in forest microclimate. *Forest Ecology and Management*, 510, 120101. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120101>

Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), 778-789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>

Liu, C., Newell, G., White, M., & Machunter, J. (2025). Improving the estimation of the Boyce index using statistical smoothing methods for evaluating species distribution models with presence-only data. *Ecography*, 2025(1), e07218. <https://doi.org/10.1111/ecog.07218>

Lososová Z., Axmanová I., Chytrý M., Midolo G., Abdulhak S., Karger D.N., Renaud J., Van Es J., Vittoz P. & Thuiller W. (2023). Seed dispersal distance classes and dispersal modes for the European flora. *Global Ecology and Biogeography*, 32(9), 1485–1494.

Luque, G. M., Vayssade, C., Facon, B., Guillemaud, T., Courchamp, F., & Fauvergue, X. (2016). The genetic Allee effect : A unified framework for the genetics and demography of small populations. *Ecosphere*, 7(7), e01413. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1413>

Macarthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt19cc1t2>

Maguilla, E., & Escudero, M. (2016). Cryptic Species Due to Hybridization : A Combined Approach to Describe a New Species (*Carex*: Cyperaceae). *PLoS ONE*, 11(12), e0166949. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166949>

Mairal, M., Pokorny, L., Aldasoro, J. J., Alarcón, M., & Sanmartín, I. (2015). Ancient vicariance and climate-driven extinction explain continental-wide disjunctions in Africa : The case of the Rand Flora genus *Canarina* (Campanulaceae). *Molecular Ecology*, 24(6), 1335-1354. <https://doi.org/10.1111/mec.13114>

Mairal, M., Sanmartín, I., Aldasoro, J. J., Culshaw, V., Manolopoulou, I., & Alarcón, M. (2015). Palaeo-islands as refugia and sources of genetic diversity within volcanic archipelagos : The case of the widespread endemic *Canarina canariensis* (Campanulaceae). *Molecular Ecology*, 24(15), 3944-3963. <https://doi.org/10.1111/mec.13282>

Man and the Biosphere Programme (MAB)—Map. (s. d.). Consulté 10 juillet 2025, à l'adresse <https://www.unesco.org/en/mab/map>

Marsh, C. D., Hill, R. A., Nowak, M. G., Hankinson, E., Abdullah, A., Gillingham, P., & Korstjens, A. H. (2022). Measuring and modelling microclimatic air temperature in a historically degraded tropical forest. *International Journal of Biometeorology*, 66(6), 1283-1295. <https://doi.org/10.1007/s00484-022-02276-4>

Matthews, T. J., Leidinger, L. K. T., & Cabral, J. S. (2020). The effect of species extinctions on island biogeographic patterns. *Ecological Research*, 35, 372-381. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12093>

Merkle, J. A., Anderson, N. J., Baxley, D. L., Chopp, M., Gigliotti, L. C., Gude, J. A., Harms,

T. M., Johnson, H. E., Merrill, E. H., Mitchell, M. S., Mong, T. W., Nelson, J., Norton, A. S., Sheriff, M. J., Tomasik, E., & VanBeek, K. R. (2019). A collaborative approach to bridging the gap between wildlife managers and researchers. *The Journal of Wildlife Management*, 83(8), 1644-1651. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21759>

Morelli, T. L., Barrows, C. W., Ramirez, A. R., Cartwright, J. M., Ackerly, D. D., Eaves, T. D., Ebersole, J. L., Krawchuk, M. A., Letcher, B. H., Mahalovich, M. F., Meigs, G. W., Michalak, J. L., Millar, C. I., Quiñones, R. M., Stralberg, D., & Thorne, J. H. (2020). Climate-change refugia : Biodiversity in the slow lane. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 228-234. <https://doi.org/10.1002/fee.2189>

Mualim, K., Theunert, C., & Slatkin, M. (2021). Estimation of coalescence probabilities and population divergence times from SNP data. *Heredity*, 127(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41437-021-00435-8>

Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agustí-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Boussetta, S., Choulga, M., Harrigan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D. G., Piles, M., Rodríguez-Fernández, N. J., Zsoter, E., Buontempo, C., & Thépaut, J.-N. (2021). ERA5-Land : A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data*, 13(9), 4349-4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>

NDMI—ArcGIS Pro. (s. d.). Consulté 4 mars 2025, à l'adresse <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.3/arcpy/spatial-analyst/ndmi.htm>

NDVI—ArcGIS Pro. (s. d.). Consulté 4 mars 2025, à l'adresse <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.3/arcpy/spatial-analyst/ndvi.htm>

Patiño, J., Collart, F., Vanderpoorten, A., Martin-Esquivel, J. L., Naranjo-Cigala, A., Mirolo, S., & Karger, D. N. (2023). Spatial resolution impacts projected plant responses to climate change on topographically complex islands. *Diversity and Distributions*, 29(10), 1245-1262. <https://doi.org/10.1111/ddi.13757>

Pounds, J. A., Fogden, M. P. L., & Campbell, J. H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398(6728), 611-615. <https://doi.org/10.1038/19297>

POWO (2025). "Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet; <https://powo.science.kew.org/> Retrieved 08 July 2025."

R Core Team. (2024). *R: The R Project for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>

Ramón Arévalo, J., Dolores Peraza, M., Álvarez, C., Bermúdez, A., Domingo Delgado, J., Gallardo, A., & María Fernández-Palacios, J. (2008). Laurel forest recovery during 20 years in an abandoned firebreak in Tenerife, Canary Islands. *Acta Oecologica*, 33(1), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.06.005>

Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos. (2025). <https://www.gobiernodecanarias.org/planificacionterritorial/materias/informacion-territorial/enp/categorias/parques-rurales/>

Rego, R. M. C., Silva, L., Olangua-Corral, M., Roxo, G., Resendes, R., Herrezuelo, A. G., Bettencourt, J., Freitas, C., Pereira, D., & Moura, M. (2025). Integrating in situ strategies and molecular genetics for the conservation of the endangered Azorean endemic plant *Lotus azoricus*. *Scientific Reports*, 15(1), 13857. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-98676-8>

Rhymer, J. M., & Simberloff, D. (1996). Extinction by Hybridization and Introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 83-109.

Rincón Barrado, M., Pérez, M., Villaverde, T., García-Verdugo, C., Caujapé-Castells, J., Riina, R., & Sanmartín, I. (2024). Phylogenomics and phylogeographic model testing using convolutional neural networks reveal a history of recent admixture in the Canarian *Kleinia nerifolia*. *Molecular Ecology*, 33(21), e17537. <https://doi.org/10.1111/mec.17537>

Rincón-Barrado, M., Villaverde, T., Pérez, M. F., Sanmartín, I., & Riina, R. (2024). The sweet tabaiba or there and back again : Phylogeographical history of the Macaronesian *Euphorbia balsamifera*. *Annals of Botany*, 133(5-6), 883-904. <https://doi.org/10.1093/aob/mcae001>

Rodríguez-Rodríguez, M. C., & Valido, A. (2011). Consequences of plant-pollinator and floral-

herbivore interactions on the reproductive success of the Canary Islands endemic *Canarina canariensis* (Campanulaceae). *American Journal of Botany*, 98(9), 1465-1474. <https://doi.org/10.3732/ajb.1100146>

Rozas, V., García-López, M. A., Olano, J. M., Sangüesa-Barreda, G., García-Hidalgo, M., Gómez-González, S., López-Rubio, R., Fernández-Palacios, J. M., García-González, I., Lozano-López, L., García-González, P., & García-Cervigón, A. I. (2023). Land-use change and windstorms legacies drove the recolonization dynamics of laurel forests in Tenerife, Canary islands. *Forest Ecosystems*, 10, 100098. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2023.100098>

Salces-Castellano, A., Patiño, J., Alvarez, N., Andújar, C., Arribas, P., Braojos-Ruiz, J. J., del Arco-Aguilar, M., García-Olivares, V., Karger, D. N., López, H., Manolopoulou, I., Oromí, P., Pérez-Delgado, A. J., Peterman, W. E., Rijsdijk, K. F., & Emerson, B. C. (2020). Climate drives community-wide divergence within species over a limited spatial scale : Evidence from an oceanic island. *Ecology Letters*, 23(2), 305-315. <https://doi.org/10.1111/ele.13433>

Sanmartín, I., Van Der Mark, P., & Ronquist, F. (2008). Inferring dispersal : A Bayesian approach to phylogeny-based island biogeography, with special reference to the Canary Islands. *Journal of Biogeography*, 35(3), 428-449. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01885.x>

Scherrer, D., Schmid, S., & Körner, C. (2011). Elevational species shifts in a warmer climate are overestimated when based on weather station data. *International Journal of Biometeorology*, 55(4), 645-654. <https://doi.org/10.1007/s00484-010-0364-7>

Schrader, J., Weigelt, P., Cai, L., Westoby, M., Fernández-Palacios, J. M., Cabezas, F. J., Plunkett, G. M., Ranker, T. A., Triantis, K. A., Trigas, P., Kubota, Y., & Kreft, H. (2024). Islands are key for protecting the world's plant endemism. *Nature*, 634(8035), 868-874. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08036-1>

Serra-Diaz, J. M., & Franklin, J. (2019). What's hot in conservation biogeography in a changing climate? Going beyond species range dynamics. *Diversity and Distributions*, 25(4), 492-498. <https://doi.org/10.1111/ddi.12917>

Shaw, R. E., Farquharson, K. A., Bruford, M. W., Coates, D. J., Elliott, C. P., Mergeay, J.,

Ottewell, K. M., Segelbacher, G., Hoban, S., Hvilsom, C., Pérez-Espona, S., Ruñgis, D., Aravanopoulos, F., Bertola, L. D., Cotrim, H., Cox, K., Cubric-Curik, V., Ekblom, R., Godoy, J. A., ... Grueber, C. E. (2025). Global meta-analysis shows action is needed to halt genetic diversity loss. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08458-x>

Soria-Hernanz, D. F., Fiz-Palacios, O., Braverman, J. M., & Hamilton, M. B. (2008). Reconsidering the generation time hypothesis based on nuclear ribosomal ITS sequence comparisons in annual and perennial angiosperms. *BMC Evolutionary Biology*, 8, 344. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-8-344>

Sperling, F. N., Washington, R., & Whittaker, R. J. (2004). Future Climate Change of the Subtropical North Atlantic : Implications for the Cloud Forests of Tenerife. *Climatic Change*, 65(1), 103-123. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000037488.33377.bf>

Starck, I., Aalto, J., Hancock, S., Valkonen, S., Kalliovirta, L., & Maeda, E. (2025). Slow recovery of microclimate temperature buffering capacity after clear-cuts in boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 363, 110434. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110434>

Suggitt, A. J., Wilson, R. J., Isaac, N. J. B., Beale, C. M., Auffret, A. G., August, T., Bennie, J. J., Crick, H. Q. P., Duffield, S., Fox, R., Hopkins, J. J., Macgregor, N. A., Morecroft, M. D., Walker, K. J., & Maclean, I. M. D. (2018). Extinction risk from climate change is reduced by microclimatic buffering. *Nature Climate Change*, 8(8), 713-717. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0231-9>

Swets, J. A. (1988). Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>

Tershy, B., Shen, K.-W., Newton, K., Holmes, N., & Croll, D. (2015). The Importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience*, 1. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv031>

UNESCO World Heritage, U. W. H. (s. d.). *Teide National Park*. UNESCO World Heritage Centre. Consulté 10 juillet 2025, à l'adresse <https://whc.unesco.org/en/list/1258/>

Verdon, V., Malard, L., Collart, F., Adde, A., Yashiro, E., Lara Pandi, E., Mod, H., Singer, D., Niculita-Hirzel, H., Guex, N., & Guisan, A. (2025). Can we accurately predict the distribution of soil microorganism presence and relative abundance? *Ecography*, 2025(3), e07086. <https://doi.org/10.1111/ecog.07086>

Villa-Machío, I., Castro, A. G. F. de, Fuertes-Aguilar, J., & Feliner, G. N. (2020). Colonization history of the Canary Islands endemic *Lavatera acerifolia*, (Malvaceae) unveiled with genotyping-by-sequencing data and niche modelling. *Journal of Biogeography*, 47(4), 993-1005. <https://doi.org/10.1111/jbi.13808>

Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., & Brotons, L. (2017). Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, 26(2), 251-271. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1243-2>

Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., Brand, T. van den, Posit, & PBC. (2024). *ggplot2 : Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics* (Version 3.5.1) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>

Wilson, M. F. J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J. C., & Grehan, A. J. (2007). Multiscale Terrain Analysis of Multibeam Bathymetry Data for Habitat Mapping on the Continental Slope. *Marine Geodesy*, 30(1-2), 3-35. <https://doi.org/10.1080/01490410701295962>

Xu, L., Yu, R., Lin, X., Zhang, B., Li, N., Lin, K., Zhang, D., & Bai, W. (2021). Different rates of pollen and seed gene flow cause branch-length and geographic cytonuclear discordance within Asian butternuts. *The New Phytologist*, 232(1), 388-403. <https://doi.org/10.1111/nph.17564>

Zellweger, F., Coomes, D., Lenoir, J., Depauw, L., Maes, S. L., Wulf, M., Kirby, K. J., Brunet, J., Kopecký, M., Máliš, F., Schmidt, W., Heinrichs, S., den Ouden, J., Jaroszewicz, B., Buyse, G., Spicher, F., Verheyen, K., & De Frenne, P. (2019). Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 28(12), 1774-1786. <https://doi.org/10.1111/geb.12991>

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédl, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., ... Coomes, D. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*, 368(6492), 772-775. <https://doi.org/10.1126/science.aba6880>

Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Ritter, C. D., Edler, D., Farooq, H., Herdean, A., Ariza, M., Scharn, R., Svanteson, S., Wengstrom, N., Zizka, V., Antonelli, A., sp, B. V. (Bruno updated the package to remove dependencies on, raster, rgdal, maptools, packages), and rgeos, ... see <<https://github.com/ropensci/onboarding/issues/210>>). (2023). *CoordinateCleaner : Automated Cleaning of Occurrence Records from Biological Collections* (Version 3.0.1) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/CoordinateCleaner/index.html>

Annexe :

A.1. Paramètres sélectionnés pour quatre espèces de laurisylve macaronésienne dans les analyses préliminaires de génétique des populations pour produire une matrice de Single Nucleotide Polymorphisms (SNPs) avec le logiciel iPyrad

Espèces	<i>Apollonias</i> <i>barbujana</i>	<i>Canarina</i> <i>canariensis</i>	<i>Luzula</i> <i>canariensis</i>	<i>Persea indica</i>
Paramètres	CLU95 – MIN40	CLU95 – MIN40	CLU85 – MIN60	CLU95 – MIN40

A.2. Individus séquencés supprimés de la base de données génétiques pour des raisons de trop petit nombre de SNPs mais aussi des positions très isolées dans l'ACP traduisant des erreurs de séquençages, des contaminations et/ou des mauvaises identifications des espèces lors de l'échantillonnage.

Apollonias barbujana	LPAB13	LPAB11	TFAB33	LGAB11
Canarina canariensis	/			
Luzula canariensis	LG063LC	TFLC22		
Persea indica	LP050PI			

A.3. Dispositif expérimental de ce mémoire. 46 sondes microclimatiques mesurant la température toutes les heures ont été placées dans la laurisylve de Ténérife. Elles ont été attachées à un cache en plastique afin de les protéger des rayonnements solaires directs.



A.4. Code Google Earth Engine provenant de Prof. F. Jonard (ULiège) afin de calculer les métriques de télédétection à 25m de résolution (NDVI, NDMI, CIg, EVI) dans l'aire potentielle de la laurisylve de Ténérife.

```
// Function to calculate NDVI --> you can change the function to compute what you want
function calculateNDVI(image) {
  var ndvi = image.normalizedDifference(['B8', 'B4']);
  return image.addBands(ndvi.rename('NDVI'));
}

function maskClouds(img) {
  var clouds = ee.Image(img.get('cloud_mask')).select('probability');
  var isNotCloud = clouds.lt(MAX_CLOUD_PROBABILITY);
  return img.updateMask(isNotCloud);
}

function maskEdges(s2_img) {
  return s2_img.updateMask(
    s2_img.select('B8A').mask().updateMask(s2_img.select('B9').mask()));
}

function maskS2clouds(image) {
  var qa = image.select('QA60');
  // Bits 10 and 11 are clouds and cirrus, respectively.
  var cloudBitMask = 1 << 10;
  var cirrusBitMask = 1 << 11;
  // Both flags should be set to zero, indicating clear conditions.
  var mask = qa.bitwiseAnd(cloudBitMask).eq(0)
    .and(qa.bitwiseAnd(cirrusBitMask).eq(0));
  return image.updateMask(mask).copyProperties(image, ['system:time_start']);
}

function mask_water(image){
  //swb band = land/water classification 0 = land
  var land = elevation.eq(0) ;
  return image.updateMask(land).clip(region)
}

function get_date(image){
  return image.set('month',image.date().get('month'));
}

//+++++MAIN+++++
var geometry = ee.Geometry({
  'type': 'Polygon',
  'coordinates':
```

```

[[[-16.97197,27.98132],
 [-16.10928,27.98132],
 [-16.10928,28.60999],
 [-16.97197,28.60999]]]

});

var region = geometry
// Define the study area, dates, and cloud probability threshold
var START_DATE = ee.Date('2019-01-01');
var END_DATE = ee.Date('2025-01-01');
var MAX_CLOUD_PROBABILITY = 25;
// Import Sentinel-2 and cloud probability collections
var s2 = ee.ImageCollection("COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED")
.filterBounds(region)
.filterDate(START_DATE, END_DATE)
.map(maskEdges);

var s2Clouds = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S2_CLOUD_PROBABILITY')
.filterBounds(region)
.filterDate(START_DATE, END_DATE);

// Join Sentinel-2 SR with cloud probability dataset to add the cloud mask
var s2SrWithCloudMask = ee.Join.saveFirst('cloud_mask').apply({
  primary: s2,
  secondary: s2Clouds,
  condition: ee.Filter.equals({leftField: 'system:index', rightField: 'system:index'})
});

//Load a dem to mask water pixels
// Import the dataset and select the elevation band.
var dem = ee.Image('NASA/NASADEM_HGT/001');
var elevation = dem.select('swb').clip(region);
// Apply cloud mask and calculate NDVI
var filtered = ee.ImageCollection(s2SrWithCloudMask).map(maskClouds).map(mask_water);
var ndviCollection = filtered.map(calculateNDVI).select('NDVI');
//##### Average value for the all time
//Compute mean NDVI for each pixel
var ndvi = ndviCollection.mean();
// Display layers on the map
Map.addLayer(ndvi, {min: -1, max: 1, palette: ['red', 'white', 'green']}, 'Mean NDVI');
Map.addLayer(region, {}, 'AOI');
Map.centerObject(region, 9);
//Export the image
Export.image.toDrive({image:ndvi, description:'Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});

```

```

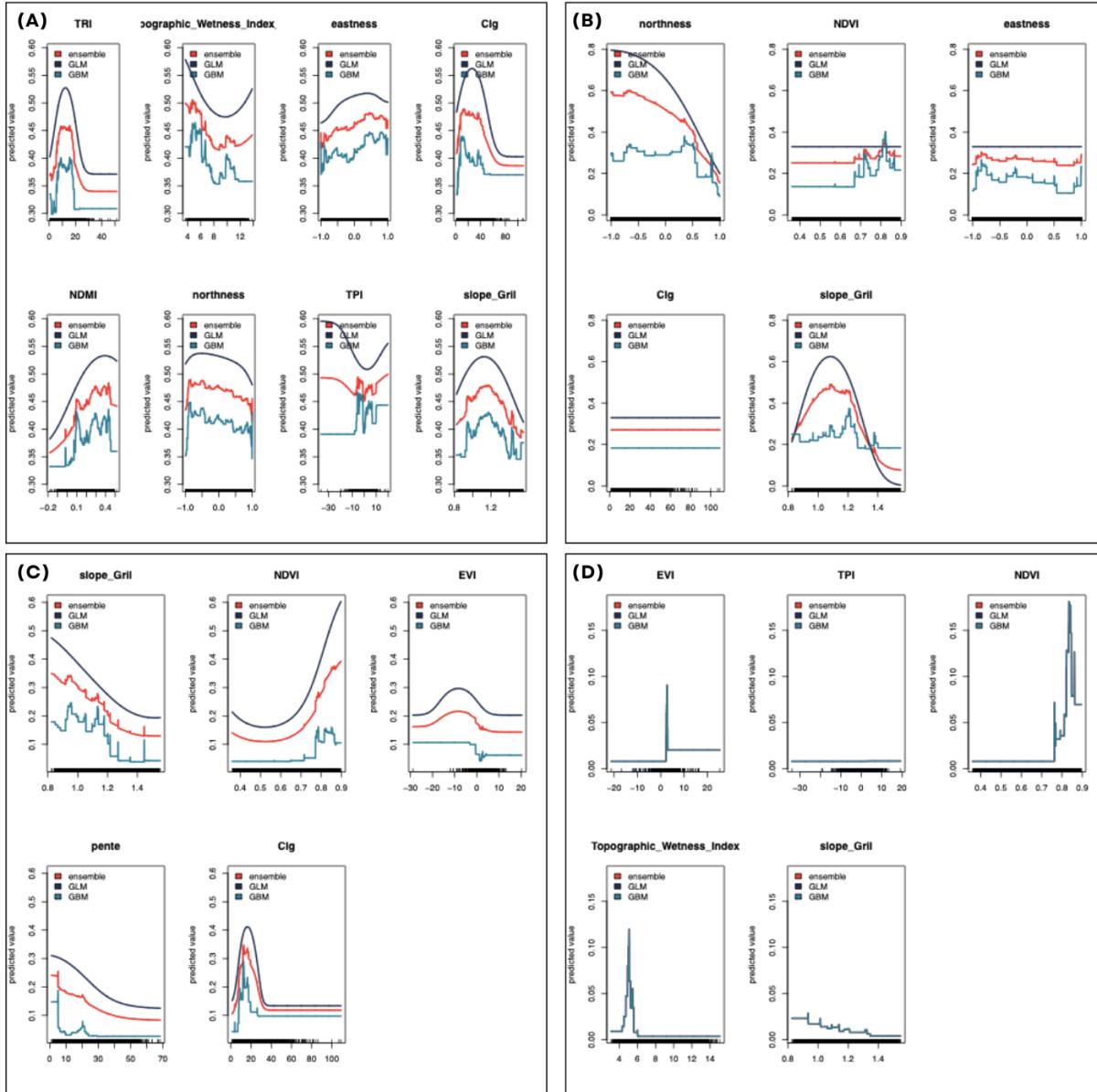
##### Climatology per month

var ndviCollection_date = ndviCollection.map(get_date);
var jan = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',1)).mean();
var feb = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',2)).mean();
var mar = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',3)).mean();
var apr = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',4)).mean();
var may = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',5)).mean();
var jun = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',6)).mean();
var jul = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',7)).mean();
var aug = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',8)).mean();
var sep = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',9)).mean();
var oct = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',10)).mean();
var nov = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',11)).mean();
var dec = ndviCollection_date.filter(ee.Filter.eq('month',12)).mean();

Export.image.toDrive({image:jan, description:'jan_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:feb, description:'feb_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:mar,   description:'mar_Average_NDVI',scale:   25,   region:   region,   crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:apr, description:'apr_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:may,   description:'may_Average_NDVI',scale:   25,   region:   region,   crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:jun, description:'jun_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:jul, description:'jul_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:aug,   description:'aug_Average_NDVI',scale:   25,   region:   region,   crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:sep, description:'sep_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:oct, description:'oct_Average_NDVI',scale: 25, region: region, crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:nov,   description:'nov_Average_NDVI',scale:   25,   region:   region,   crs: 'EPSG:4728'});
Export.image.toDrive({image:dec,   description:'dec_Average_NDVI',scale:   25,   region:   region,   crs: 'EPSG:4728'});

```

A.5. Courbes de réponses des variables explicatives sélectionnées dans la construction de modèles de distribution d'espèces: (A) *Canarina canariensis*, (B) *Apollonias barbujana*, (C) *Persea indica*, (D) *Luzula canariensis*. Ces courbes représentent la variation de la favorabilité de l'habitat pour chaque variable explicative pour les 2 modèles (GLM (bleu foncé) et GBM (bleu clair)) et pour la moyenne pondérée des deux, l'Ensemble (rouge).



A.6. Référence macroclimatique utilisé dans la modélisation microclimatique. Température macroclimatique (en Kelvin) à 2m de hauteur obtenue par ERA5 sur l'ensemble de l'île de Ténérife le 01 janvier 2024 à 01h00.

