



M2 Modélisation des Systèmes Ecologiques Rapport de stage

Université Toulouse III Paul Sabatier

Etude de la distribution des espèces d'arbres et de la
distribution de la richesse spécifique en Nouvelle-Calédonie



Manon Carnevali
Institut Agronomique Néo-Calédonien
Centre IRD, UMR AMAP (Nouméa)
Encadré par
Philippe Birnbaum - chercheur CIRAD

24 aout 2023

Sommaire

Résumé	1
1 Introduction	2
1.1 Etat de l'art	2
1.2 Objectifs et hypothèses	7
2 Matériel et méthodes	7
2.1 Site d'étude	7
2.2 Le jeu de données : variables environnementales et jeux d'occurrences	8
2.2.1 Variables environnementales	8
2.2.2 Données d'occurrence	9
2.3 Modèle de distribution d'espèce (SDM) et de diversité (S-SDM)	9
2.3.1 Construction des modèles SDM	9
2.3.2 Construction des modèles SSDM	10
2.4 Analyse de la distribution potentielle des espèces	11
2.4.1 Occurrences et aire de distribution	11
2.4.2 Environnement et aire de distribution	11
2.5 Analyse de la distribution potentielle de la diversité	11
2.5.1 Effet de l'environnement sur la richesse	11
2.5.2 Discrimination de la richesse par les milieux de vie bioclimatique (Holdridge [1947])	12
2.5.3 Corrélation entre le nombre d'occurrences et la richesse spécifique	12
2.6 Identification des points chauds de diversité	12
3 Résultats	13
3.1 Analyse des variables environnementales et du jeu d'occurrences	13
3.1.1 Corrélations entre les variables environnementales	13
3.1.2 Composition et répartition du jeu d'occurrences	13
3.2 Distribution potentielle des espèces d'arbres	14

3.2.1	Distribution géographique et environnementale	14
3.2.2	Lien entre le nombre d'occurrences par espèce et leurs aires de distribution potentielles	15
3.3	Distribution de la richesse spécifique potentielle	18
3.3.1	Description des patrons de richesse potentielle	18
3.3.2	Description des patrons de richesse par rapport aux milieux de vie (Holdridge [1947])	18
4	Discussion	23
4.1	Patrons de distribution des espèces d'arbres en Nouvelle Calédonie	23
4.1.1	Une connaissance hétérogène de la niche réalisée	23
4.1.2	Biais et limites des modèles utilisés	24
4.1.3	Des espèces à tendance ubiquiste	25
4.2	Patron de distribution de la richesse d'arbres en Nouvelle Calédonie	26
4.2.1	Richesse d'arbres hétérogène sur le territoire	26
4.2.2	Implications pour la conservation	27

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier Philippe Birnbaum, chercheur au Cirad, pour m'avoir fait confiance pour ce stage. Nos échanges m'ont beaucoup appris, autant sur la recherche que sur la découverte de la Nouvelle-Calédonie. Merci pour ta bonne humeur constante et pour la transmission de ta passion.

Je remercie ensuite, Grégoire Blanchard, post-doctorant à l'IAC, pour m'avoir accompagnée tout au long de ce stage. Merci pour ton implication et ta patience, pour tout le temps que tu m'as accordé jusqu'à la fin de la rédaction.

Merci à l'équipe AMAP pour l'accueil chaleureux et l'ambiance toujours positive. Merci à Coline, Juliette, Nathan, pour ces sorties terrains et tous ces moments partagés. Merci aussi à Mathieu et Kelly pour leur gentillesse et à tous les autres membres de l'équipe.

Enfin merci à l'IAC pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser ce stage, merci à l'IRD pour l'accueil dans leurs locaux.

Résumé

La niche environnementale d'une espèce peut être définie comme un hypervolume à n dimensions qui délimite l'espace où elle peut potentiellement se développer. Étudier cette niche permet d'aborder la distribution réelle d'une espèce. Nous nous intéressons dans le cadre de cette étude à la distribution géographique et environnementale et à la richesse des espèces d'arbres de Nouvelle-Calédonie. La particularité de ce territoire est le fort taux d'endémisme et les forts gradients environnementaux sur des surfaces réduites. L'objectif de ce travail est d'améliorer les connaissances sur ces patrons et de mettre en évidence des zones de conservation prioritaires. Pour ce faire, nous avons utilisé des modèles de distribution d'espèces et des modèles empilés de distribution d'espèces sur 1112 espèces d'arbres présentes sur la Grande Terre. Ils permettent d'estimer la distribution des espèces et de la richesse spécifique à partir d'occurrences et de données environnementales. Nos résultats montrent qu'une majorité des espèces se distribuent potentiellement largement sur le gradient altitudinal, pluviométrique et sur tous les substrats. La richesse potentielle est plutôt hétérogène mais des conditions de pluviométrie et de type de substrat sont propices au développement d'une majorité d'espèces. Nous avons finalement discuté des limites et des biais des patrons obtenus ainsi que des implications pour la conservation.

The environmental niche of a species can be defined as an n -dimensional hypervolume that delimits the space where it can potentially develop. Studying this niche enables us to look at the actual distribution of a species. In this study, we are interested in the geographical and environmental distribution and species richness of trees in New Caledonia. New Caledonia is unique by having a high level of endemism and large environmental gradients over a small area. The aim of this work is to improve our knowledge of these patterns and to highlight priority areas for conservation. To do this, we used species distribution models and stacked species distribution models on 1112 tree species present on Grande Terre. These are used to estimate the distribution of species and species richness on the basis of occurrences and environmental data. Our results show that the majority of species are potentially widely distributed along the altitudinal and rainfall gradient and on all substrates. Potential richness is rather heterogeneous, but conditions of rainfall and substrate type are conducive to the development of a majority of species. Finally, we discussed the limitations and biases of the patterns obtained and the implications for conservation.

1. Introduction

1.1 Etat de l'art

Les forêts tropicales abritent deux tiers de la biodiversité mondiale (Gardner et al. 2009) et constituent par conséquent un enjeu de conservation important. Une manière de mieux aborder ces enjeux est d'étudier la distribution des espèces d'arbres, composantes majeures de ces écosystèmes, dans leur dimension géographique et environnementale. La distribution géographique permet de mesurer la capacité de dispersion tandis que la distribution environnementale se rapporte à la tolérance des espèces vis-à-vis des conditions de l'environnement.

La niche écologique/environnementale d'une espèce (Hutchinson 1957), est définie comme l'ensemble des conditions environnementales dans lesquelles cette espèce peut s'établir et subsister. La niche écologique peut être représentée comme un hypervolume à n dimensions environnementales délimitant l'espace environnemental où l'espèce peut potentiellement se développer. Ainsi, la tolérance d'une espèce par rapport aux conditions de l'environnement (conditions climatiques, topographiques ou géologiques) conditionne son aire de répartition géographique. Cependant, il y a une différence entre la niche fondamentale qui est une notion théorique qui définit la distribution potentielle d'une espèce en ne prenant en compte que ces facteurs abiotiques, et la niche réalisée qui correspond à l'aire réelle de distribution de l'espèce. Cette différence est en partie due à d'autres filtres qui peuvent limiter la répartition de l'espèce tels que les interactions avec les autres espèces ou la capacité de dispersion de l'espèce (Lortie et al. 2004, Pouteau et al. 2019) (1.1). Ainsi, une espèce peut être absente d'une zone présentant des conditions pourtant favorables à sa survie en raison d'une capacité limitée de migration ou d'une plus faible compétitivité par rapport aux autres espèces. La niche réalisée est donc souvent plus restreinte que la niche fondamentale. Il convient aussi de différencier la répartition géographique, la répartition environnementale et l'abondance locale d'une espèce. Par exemple, une espèce peut avoir une distribution géographique et environnementale restreinte tout en étant abondante localement. La notion de rareté a par exemple été définie par Rabinowitz en 1981 en sept niveaux qui dépendent de trois critères : (i) la distribution environnementale, (ii) la distribution géographique et (iii) l'abondance locale de l'espèce.

A une échelle locale, la distribution géographique de toutes les espèces d'arbres dé-

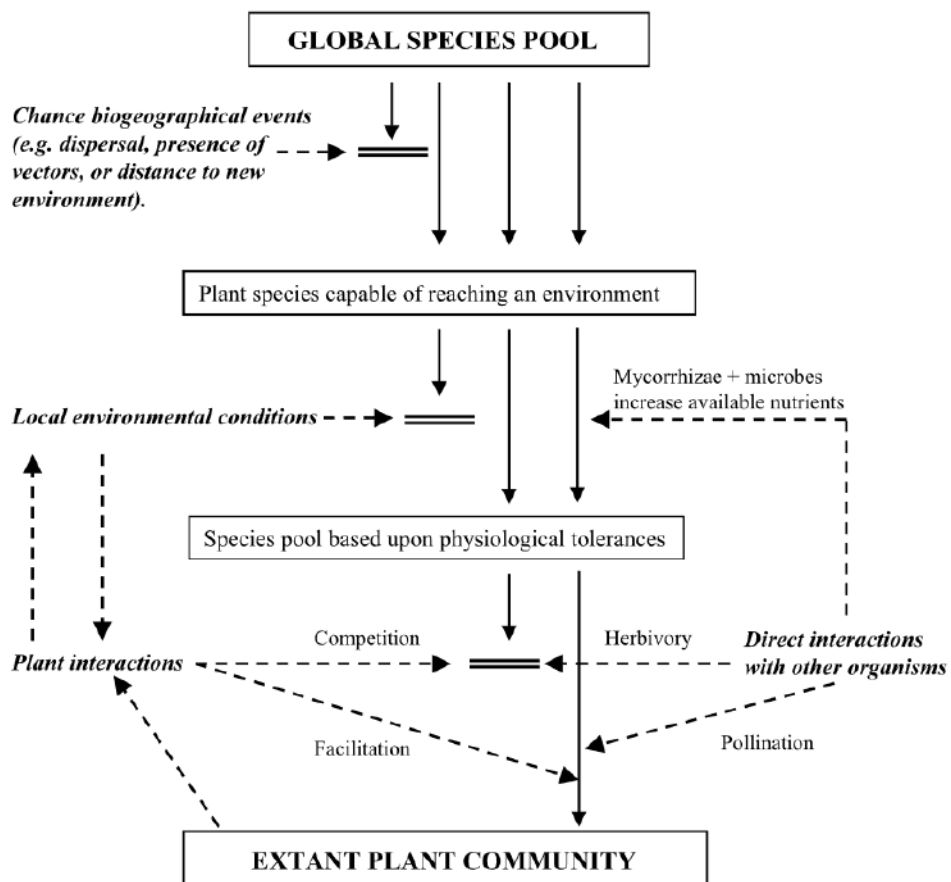


FIGURE 1.1 – Représentation schématique des différents filtres influençant la distribution des espèces et la composition des communautés locales (issus de [Lortie et al. \[2004\]](#))

termine la composition et la richesse floristique des communautés d'arbres. De nombreux indices permettent de décrire les patrons de diversité de ces communautés. On peut ainsi distinguer les diversités : (i) alpha : le nombre d'espèces, ou richesse spécifique, sur une surface donnée (e.g. 1 hectare); (ii) beta : la différence de composition d'espèces, ou dissimilarité floristique, entre deux communautés (e.g. d'indice : [Bray and Curtis \[1957\]](#)); (iii) gamma : la richesse spécifique sur une unité environnementale, à l'échelle d'un paysage ou à l'échelle régionale. Un territoire avec une grande variation de conditions environnementales est généralement associé à des patrons de diversité plus hétérogènes, des communautés plus diversifiées (diversité beta importante) et des espèces avec des niches très diversifiées. On s'attend donc à trouver une diversité gamma importante. La connaissance de ces patrons de diversité spatiale est essentielle pour appuyer les stratégies de conservation de la biodiversité.

Dans ce travail, nous nous intéresserons aux patrons de distribution et de diversité des arbres de Nouvelle Calédonie ([1.2](#)). Cet archipel abrite une biodiversité très riche et particulièrement unique du fait de sa diversité floristique (> 3300 espèces), son taux d'endémisme (75%), la dysharmonie de sa flore et la forte hétérogénéité des communautés d'arbres ([Pillon et al. \[2010\]](#), [Morat et al. \[2012\]](#), [Ibanez et al. \[2014\]](#)) qui s'expliquent notamment par l'histoire biogéographique de l'archipel ([Morat et al. \[2012\]](#), [Pouteau et al. \[2015b\]](#)). La Nouvelle-Calédonie comporte aussi une grande diversité de conditions environnementales, avec de forts gradients environnementaux sur des courtes distances. Cependant, des menaces importantes pèsent sur les forêts de Nouvelle-Calédonie, entraînant une destruction et une fragmentation progressive de ces écosystèmes ([Ibanez et al. \[2019\]](#)). Les causes historiques et contemporaines de cette déforestation sont principalement l'exploitation du bois, l'agriculture, les feux de forêt, l'exploitation minière, l'élevage, l'urbanisation. En 1998, les forêts de Nouvelle-Calédonie avaient déjà perdu plus de 50% de la surface qu'elles recouvraient avant l'arrivée de l'homme ([Jaffre et al. \[1998\]](#)). D'une part, la destruction de la forêt entraîne une diminution de la taille des populations, ce qui augmente le risque d'extinction des espèces. D'autre part, la fragmentation augmente la proportion de forêt soumise aux effets de lisière ([Haddad et al. \[2015\]](#)). Ces effets peuvent modifier les conditions environnementales de l'habitat forestier et impacter la survie de certaines espèces ([Didham et al. \[2012\]](#), [Ibanez et al. \[2013\]](#), [Ibanez et al. \[2017\]](#), [Laurance et al. \[2011\]](#)), donc modifier la composition floristique des communautés.

L'ampleur des menaces qui pèsent sur la biodiversité unique de la Nouvelle Calédonie en fait le plus petit hotspot de biodiversité ([Myers \[1988\]](#), [Myers \[1990\]](#), [Myers et al. \[2000\]](#)). La flore endémique est directement menacée de disparition. Les enjeux de conservation

sont primordiaux. Ils concernent autant la protection des espèces d'arbres que les habitats forestiers qui abritent de nombreuses autres espèces. Ainsi, mieux comprendre l'organisation spatiale de la biodiversité des forêts peut permettre de prioriser les mesures de conservation, notamment en identifiant et en croisant les zones à forte biodiversité et les zones menacées.

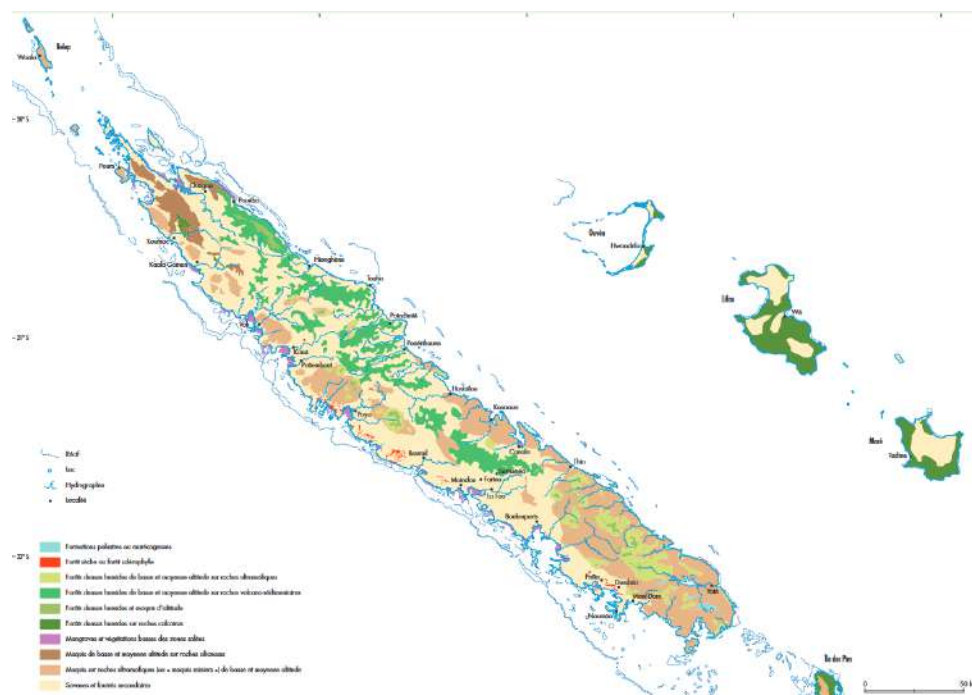


FIGURE 1.2 – Répartition de la forêt humide (en vert) et sèche (en rouge) en Nouvelle Calédonie, issus de l'Atlas de la Nouvelle Calédonie (Bonvallot et al. [2012]).

Plusieurs outils de modélisation ont été développés pour évaluer ces patrons de diversité. La méthode de point sur quadrillage (point-to-grid maps) a été utilisée en Nouvelle Calédonie (Birnbaum et al. [2015], Wulff et al. [2013]) mais la précision spatiale des patrons obtenus est très dépendante de la résolution de la grille et de la dispersion des occurrences. Les modèles macro-écologiques (macroecological models, MEMs) permettent aussi de mettre en lien la diversité d'espèces avec des variables environnementales. Cependant, leur précision peut être limitée car ils nécessitent de nombreuses données d'occurrences des espèces pour permettre d'évaluer leur distribution (Ferrier and Guisan [2006]). Dans les écosystèmes très diversifiés comme les forêts tropicales de Nouvelle-Calédonie, les données d'occurrences peuvent être insuffisantes pour évaluer la distribution géographique de

l'ensemble des espèces. Les modèles de distribution d'espèces, dit SDM (*Species Distribution Model*) (Miller [2010], Zimmermann et al. [2010]), permettent d'appréhender les aires potentielles de la distribution des espèces à partir des occurrences et des données environnementales (1.3). L'avantage des SDM est qu'ils peuvent prédire la répartition d'une espèce dans des zones où elle n'a pourtant pas été collectée. Cette prédiction induit d'être très prudent dans l'interprétation des résultats car ces modèles peuvent surestimer les aires de distributions géographiques (Velazco et al. [2020]).

Pour estimer la richesse, ou diversité spécifique (diversité alpha) sur une superficie, il est possible d'empiler chaque SDM pour produire un SSDM (*Stacked Species Distribution Model*) qui permet de projeter la distribution potentielle de la richesse en sommant la probabilité de présence de chaque espèce par unité de surface. Les SDM et SSDM ont été utilisés dans plusieurs travaux en Nouvelle-Calédonie, principalement sur la Grande Terre (Pouteau et al. [2015a], Pouteau et al. [2019], Pouteau and Birnbaum [2016]). Ces travaux ont notamment donné lieu à la création d'un package R qui permet de réaliser des SDM et des SSDM pour produire des patrons de distribution d'espèces potentiels et des patrons de richesse potentielle (Schmitt et al. [2017]). Ce package a été utilisé pour évaluer la richesse en arbres en Nouvelle-Calédonie à partir d'une base de données comportant 678 espèces et 38 798 occurrences (Pouteau et al. [2019]).

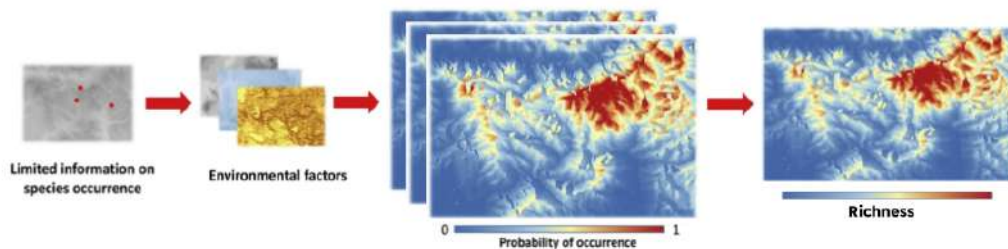


FIGURE 1.3 – Explication du fonctionnement des SDM (adaptée depuis Fois et al. [2018])

1.2 Objectifs et hypothèses

L'objectif de ce stage est d'améliorer les connaissances concernant les patrons de distribution géographique et environnementale des espèces d'arbres et de la diversité des forêts de Nouvelle-Calédonie. L'objectif appliqué est de faire émerger des zones de conservation prioritaires au regard de la diversité.

L'hypothèse neutre de ce travail est de considérer que la distribution des espèces est indépendante des conditions environnementales. Selon cette hypothèse, leur patrons de distribution et de diversité seraient indépendants des gradients environnementaux. Afin de tester cette hypothèse, nous allons chercher à mettre en lien les patrons de distribution et le patron de richesse avec les conditions environnementales. Il sera aussi intéressant de comparer la distribution réelle des occurrences à leur distribution potentielle.

2. Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude

La Nouvelle Calédonie est située dans l'océan Pacifique. Cet archipel est composé de la Grande Terre, de l'île des Pins et des îles Loyautés ainsi que de nombreux îlots. La Grande Terre est la plus grande île, elle fait 16 400 km² pour 400 km de long et environ 50 km de large, elle est orientée du nord-ouest au sud-est. La particularité géologique de la Grande Terre est qu'un tiers de sa surface est constituée de roches ultramafiques (Proctor 2003, DIMENC/SGNC and BRGM 2010) sur lesquelles se trouve une flore particulière (Isnard et al. 2016). Enfin, la Nouvelle-Calédonie est un territoire marqué par des gradients environnementaux très importants sur des courtes distances, notamment du fait des gradients d'altitude (0-1628m) et de précipitations (600-4500 mm/an, Météo-France 2007, Bonvallot et al. 2012). La combinaison entre le gradient d'altitude, la topographie et la prédominance des vents d'est (alizées) induit une asymétrie de la disponibilité hydrique (effet de foehn) de part et d'autre de la chaîne centrale de montagnes avec une côte est humide et une côte est plus sèche (Maitrepierre 2007).

2.2 Le jeu de données : variables environnementales et jeux d’occurrences

2.2.1 Variables environnementales

Nous avons utilisé sept variables environnementales pour modéliser la distribution des espèces d’arbres sur la Grande Terre :

- la distance à la côte est, qui exprime la différence de précipitations entre les deux côtes dû à l’effet foehn engendré par le relief et la prédominance des alizés ;
- la pluviométrie qui représente les précipitations annuelles à l’échelle de la Nouvelle Calédonie ;
- la pente qui exprime une contrainte mécanique pour le développement et le maintien des arbres ;
- l’altitude qui représente un proxy de la température avec une chute d’environ 0,6°C chaque 100m (Pouteau et al. [2015a]) ;
- le cti (*compound topographic index*, index topographique d’humidité) qui représente une approximation de la disponibilité hydrique locale. Il se calcule en prenant en compte la topographie et la pluviométrie dans un modèle de ruissellement pour produire une valeur qui représente la quantité d’eau accumulée localement. En plus des précipitations, il renseigne sur la disponibilité locale utilisable par les arbres ;
- l’ensoleillement moyen annuel représente la quantité de lumière utilisable pour la photosynthèse ;
- le substrat, représenté par trois catégories : volcano-sédimentaire, ultramafique et calcaire, qui discrimine de manière significative de la flore (Isnard et al. [2016]).

Ces données sont disponibles sous la forme de raster à une résolution de 100*100m (1h) (cf. Pouteau et al. [2019], pour plus de détails). La résolution du raster de pluviométrie a également été fixée à 100m*100m (1ha) grâce à une méthode d’interpolation bilinéaire à partir du raster original d’une résolution de 1km² (résolution du raster produit par le modèle Météo France NC AURHELY (Météo-France [2011])). La corrélation entre les paires de variables environnementales a été évaluée grâce à des tests de corrélations de Pearson. Les variables continues présentent un coefficient de corrélation inférieur à 0.65 (Annexe 1). La distribution des valeurs de chaque variable est détaillée en Annexe 2.

En plus de ces données environnementales utilisées comme une entrée du modèle, nous avons utilisé le raster des zones de vie bioclimatiques de la Nouvelle Calédonie réalisé dans

le cadre de l'Atlas de la Nouvelle Calédonie (Province Nord NC 2021) selon une maille de 1km² (1000m * 1000m) par l'UMR Amap en suivant la classification de Holdridge (1947, 1967). Elle repose sur une combinaison entre les précipitations annuelles, la température moyenne et le potentiel d'évapotranspiration. La Grande Terre comprend trois milieux : sec (*dry*), humide (*moist*), très humide (*wet*).

2.2.2 Données d'occurrence

Le jeu de données comprend 148085 occurrences pour les 1304 espèces d'arbres. Une donnée d'occurrence comprend trois informations : le nom de taxon, les coordonnées longitude et latitude. Ces données ont été compilées avec la méthode décrite dans [Birnbaum et al. \(2015\)](#). Différentes sources de données en Nouvelle Calédonie ont été compilées : le réseau de parcelles permanentes et inventaire de plantes de Nouvelle-Calédonie (NC-PIPPN), les plantes de l'herbier de Nouméa (NOU), la liste rouge de l'autorité locale (Red List Authority RLA) gérée par l'association Endemia en lien avec l'UICN (International Union for Conservation of Nature), d'autres observations d'inventaires non publiés. Les noms des espèces ont été vérifiés à partir de plusieurs bases de données taxonomiques pour correspondre au référentiel de la flore de Nouvelle Calédonie FLORICAL, ([Morat et al. \(2012\)](#) ; [Munzinger et al. \(2023\)](#)). Les espèces avec moins de quatre occurrences ont été retirées du jeu de données. Enfin, le jeu de données a été conformé à la résolution des rasters, c'est-à-dire qu'une seule occurrence a été conservée par hectare. Après cette sélection le jeu de données comprend 136808 occurrences pour 1144 espèces d'arbres.

2.3 Modèle de distribution d'espèce (SDM) et de diversité (S-SDM)

2.3.1 Construction des modèles SDM

Les SDM ont été créés en utilisant le package R SSDM ([Schmitt et al. \(2017\)](#)) qui accepte en entrée les données d'occurrences (points) et les variables environnementales (raster). Pour chaque espèce, un SDM d'ensemble (ESDM) a été réalisé en se basant sur neuf modèles indépendants : modèle linéaire généralisé (GLM), modèle additif généralisé (GAM), splines de régression adaptative multivariée (MARS), modèle boosté généralisé (GBM), analyse de classification d'arbres (CTA), entropie maximum (MAXENT), machine à vecteurs de support (SVM) et réseau de neurones artificiels (ANN). Des pseudo-

absences ont été générées en suivant les recommandations de [Barbet-Massin et al. \(2012\)](#). Nous avons fixé les paramètres des SDM de la même manière que [Pouteau et al. \(2019\)](#) soit :

- 10 répétitions pour chaque modèle
- Une partition des occurrences en utilisant 70% des occurrences pour calibrer le modèle et 30% pour évaluer la qualité prédictive
- Un filtre qui exclut les SDM ayant un AUC (aire sous la courbe) inférieur à 0.75

Finalement, la carte de probabilité de présence a été convertie en carte binaire de présences/absences par la méthode SES (*sensitivity-specificity equality*, seuil fixé pour chacun des modèles en se basant sur une égalité entre l'indice de sensibilité et l'indice de spécificité). Se référer à [Schmitt et al. \(2017\)](#) pour plus d'informations sur les paramètres par défaut de chaque modèle et les méthodes sous-jacentes (Annexe 3).

Sur les 1144 espèces du jeu de données, 1112 SDM ont été créés et retenus pour des raisons techniques et de mauvaise qualité de certains modèles. Le résumé de l'évaluation des modèles est donné en Annexe 4.

2.3.2 Construction des modèles SSDM

Nous avons utilisé deux des méthodes disponibles dans le package R SSDM ([Schmitt et al. \(2017\)](#)) pour produire la carte de diversité potentielle : bSSDM qui additionne les présences/absences des espèces sur chaque cellule et pSSDM qui produit une carte en additionnant les probabilités de présence brutes des espèces sur chaque cellule. L'addition des probabilités produit des richesses moins élevées et permet de prendre en compte la hiérarchie de performance des espèces au niveau local (saturation du milieu). Les autres paramètres ont été définis par défaut ([Schmitt et al. \(2017\)](#)). Nous avons ensuite ajouté une zone tampon autour des occurrences pour prendre en compte la capacité de dispersion des espèces. Nous avons appliqué une distance de dispersion maximale de 20 km autour des occurrences de chaque espèce en se basant sur le seuil utilisé par [Pouteau et al. \(2019\)](#) ([2019](#)). Le modèle le plus simpliste (bSSDM) et le modèle le plus restrictif (pSSDM avec filtre de dispersion nommé ci-après pSSDM-d) ont été sélectionnés pour les analyses.

2.4 Analyse de la distribution potentielle des espèces

2.4.1 Occurrences et aire de distribution

Les SDM sont directement dépendants des occurrences et de l'effort d'échantillonnage. Nous avons testé la corrélation entre le nombre d'occurrences et la surface de l'aire de distribution potentielle produite par chacun des SDM pour quantifier le biais de l'effort d'échantillonnage (test de corrélation de Pearson).

Les occurrences représentent une partie de la niche réalisée des espèces et il est possible de calculer l'aire d'occupation d'une espèce à partir de son jeu d'occurrences. Cette mesure sert à rendre compte de l'aire observée de la répartition d'une espèce. Nous avons utilisé la méthode AOO (*Area of Occupancy*) de l'UICN. Une grille de 2 km de résolution est créée pour sommer la surface des cellules dans lesquelles les occurrences sont présentes.

2.4.2 Environnement et aire de distribution

Les SDM nous permettent d'extraire le poids de chaque variable environnementale sur la distribution des espèces. Nous avons calculé une moyenne des contributions pour estimer l'influence des différentes variables explicatives sur la distribution des espèces d'arbres. Ces résultats permettent de tester notre hypothèse neutre (H_0). Si H_0 n'est pas refusé, toutes les espèces sont distribuées de manière aléatoire et les variables explicatives n'ont pas d'effet sur ces distributions. D'autre part, nous avons évalué les distributions des valeurs des aires de distribution potentielles des espèces ainsi que leur amplitude environnementale.

2.5 Analyse de la distribution potentielle de la diversité

2.5.1 Effet de l'environnement sur la richesse

Nous avons testé l'effet indépendant des variables environnementales sur les patrons de richesse par des tests de corrélation de Pearson. Si une seule variable a un effet significatif sur la richesse spécifique, l'hypothèse neutre n'est pas acceptée. Nous avons aussi décrit la

diversité des patrons de richesse en analysant la répartition de la richesse à l'ha obtenue par les différents modèles.

2.5.2 Discrimination de la richesse par les milieux de vie bioclimatique (Holdridge [1947])

Nous avons étudié la distribution de la richesse indépendamment dans chacune des trois zones de vie bioclimatiques de la Nouvelle-Calédonie en utilisant le raster Holdridge. Cette approche permet de mettre en évidence les zones les plus riches au sein de chaque milieu et d'évaluer ainsi l'hétérogénéité de la distribution de la diversité spécifique en fonction de ces milieux. Nous avons donc analysé les similarités et les différences entre les patrons de diversité potentiels prédits dans ces trois zones de vie.

2.5.3 Corrélation entre le nombre d'occurrences et la richesse spécifique

Nous avons également testé la corrélation entre le nombre d'occurrences et la richesse potentielle afin de déterminer si l'effort d'échantillonnage a un effet significatif sur les patrons de richesse (test corrélation de Pearson). Si la corrélation est significative, le jeu de données nécessite d'être complété sur les zones peu échantillonnées pour obtenir des SDM et SSDM plus fiables.

2.6 Identification des points chauds de diversité

Nous avons analysé les SSDM pour déterminer les zones les plus riches en considérant le seuil de 20% arbitrairement par rapport à l'échelle du territoire avec la méthode des quantiles (Ceballos et Ehrilch, 2006). Nous avons ensuite confronté ces 20% d'hectares les plus riches avec les trois milieux de vie.

3. Résultats

3.1 Analyse des variables environnementales et du jeu d'occurrences

3.1.1 Corrélations entre les variables environnementales

Les tests de corrélations de Pearson entre paires de variables environnementales sont tous significatifs. Les coefficients de corrélations les plus importantes sont de -0.49 entre la pente et l'indice topographique d'humidité, de -0.41 entre l'ensoleillement et la pente et de -0.64 entre les précipitations et la distance à la côte est. Les autres autres variables sont peu corrélées entre elles (Annexe 1).

3.1.2 Composition et répartition du jeu d'occurrences

Nombre d'occurrences et composition floristique

Le jeu d'occurrences comprend 136808 occurrences pour 1144 espèces et 93 familles. Les dix familles les plus représentées dans le jeu de données sont par ordre décroissant d'abondance : Myrtaceae, Cunoniaceae, Sapotaceae, Sapindaceae, Araliaceae, Rubiaceae, Ericaceae, Euphorbiaceae, Proteaceae, Apocynaceae. Ces familles représentent près de 47 % de notre jeu d'occurrences (Annexe 5).

Effort d'échantillonnage

L'effort d'échantillonnage est hétérogène géographiquement (3.1a). En effet, nous pouvons distinguer des zones très échantillonnées comme le sud de la Grande Terre et certains littoraux, et des zones peu échantillonnées comme dans le nord en dehors des littoraux. La distribution du nombre d'occurrences par espèce est proche d'une courbe log-normale avec une médiane à 63 occurrences et une moyenne de 120 occurrences par espèce (3.1b). Près de 90 % des espèces (1019 espèces) ont moins de 250 occurrences tandis que seulement 9 espèces ont plus de 1000 occurrences. D'autre part, 180 espèces, soit plus de 15% des espèces, ont moins de 20 occurrences.

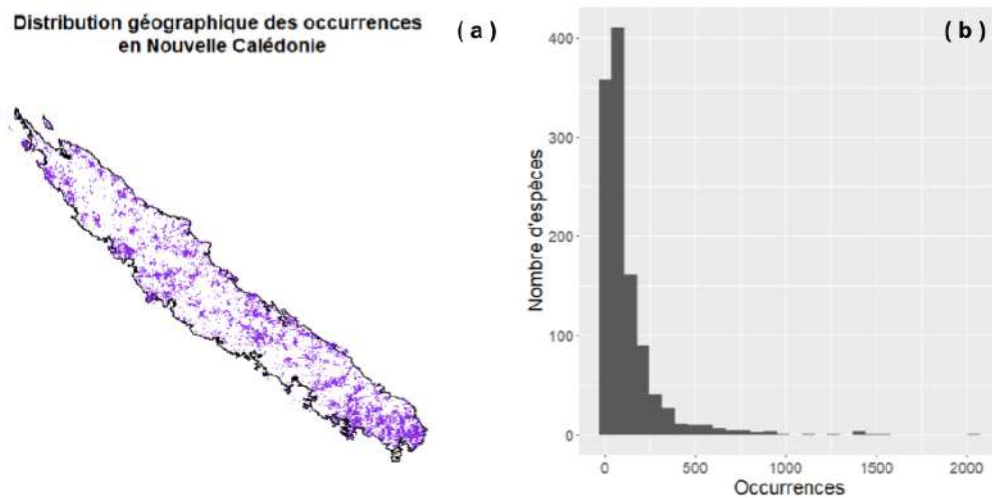


FIGURE 3.1 – Distribution géographique (a) et spécifique (b) du jeu d'occurrence

3.2 Distribution potentielle des espèces d'arbres

3.2.1 Distribution géographique et environnementale

La distribution des surfaces potentielles occupées par chaque espèce (aires de distribution potentielles) a une forme proche d'une distribution log-normale (3.2a) avec une médiane à 225 215.5 ha et une moyenne de 256 917.5 ha (représentant environ 14% et 15% de la surface totale de la Grande Terre, respectivement). Plus de 90% des espèces (1003) ont une aire de distribution potentielle inférieure à 500 000 ha (soit environ 30% de la Grande-Terre), alors que seules cinq espèces couvrent une aire de distribution supérieure à 1 000 000 ha (env. 60% de la Grande Terre).

L'influence relative de chaque variable environnementale sur la distribution potentielle des espèces estimée par les modèles est présentée dans 3.1. Les variables les plus importantes sont l'altitude, la pluviométrie et le substrat qui expliquent environ 60% de la variance. Néanmoins, le poids des alizés, de l'altitude, des précipitations et du substrat varie considérablement d'une espèce à l'autre.

Les distributions potentielles de la majorité des espèces couvrent de larges amplitudes environnementales. En effet, 68% des espèces ont une amplitude altitudinale potentielle supérieure à 1500m (soit 93% du gradient altitudinal), 77% sont distribuées sur un in-

tervalle de pluviométrie supérieur à 3000 mm (soit 75% du gradient de précipitations) et plus de 80 % de ces espèces sont distribuées sur les trois types de substrats (3.2b-d).

TABLE 3.1 – Contributions relatives (en %) des variables environnementales dans les modèles de distribution potentielle des espèces (SDM).

	alizés	altitude	cti	ensoleillement	penne	pluviométrie	substrat
minimum	0.000	1.74	0.000	0.000	0.000	4.831	0.000
1er quartile	8.233	10.31	5.041	5.323	6.034	11.363	8.8831er
mediane	11.577	16.23	5.926	6.589	7.586	16.590	16.107
moyenne	16.542	21.14	7.039	7.572	8.358	19.606	19.744
3e quartile	20.075	29.42	7.699	8.660	9.796	26.783	27.303
max	75.596	62.69	51.833	30.447	22.496	60.410	66.081
ecart type	12.590	13.656	3.857	3.494	3.257	10.366	13.333

L'amplitude environnementale des SDM est significativement reliée à l'aire de distribution potentielle et au nombre d'occurrences des espèces (3.2). Les corrélations les plus fortes sont entre l'amplitude pluviométrique et l'aire des SDM ($r = 0.44$), entre le nombre de substrats occupés et l'aire des SDM ($r = 0.31$) et entre le nombre de substrats occupés par les SDM et le nombre d'occurrences des espèces ($r = -0.35$).

3.2.2 Lien entre le nombre d'occurrences par espèce et leurs aires de distribution potentielles

Le test de corrélation de Pearson entre le nombre d'occurrences par espèces et l'aire de distribution géographique potentielle des espèces indique une corrélation négative modérée ($r = -0.141$, $p\text{-value} = 2.25e-06$). L'effort d'échantillonnage a donc un faible effet sur les aires de distribution produites par les SDM. Le test de corrélation de Pearson entre l'aire d'occupation des espèces obtenue selon la méthode AOO à partir des occurrences et leur aire de distribution potentielle indique une très faible corrélation négative ($r = -0.059$, $p\text{-value} = 0.048$). L'aire occupée par les occurrences a donc une faible influence sur l'aire de distribution potentielle produite par les SDM.

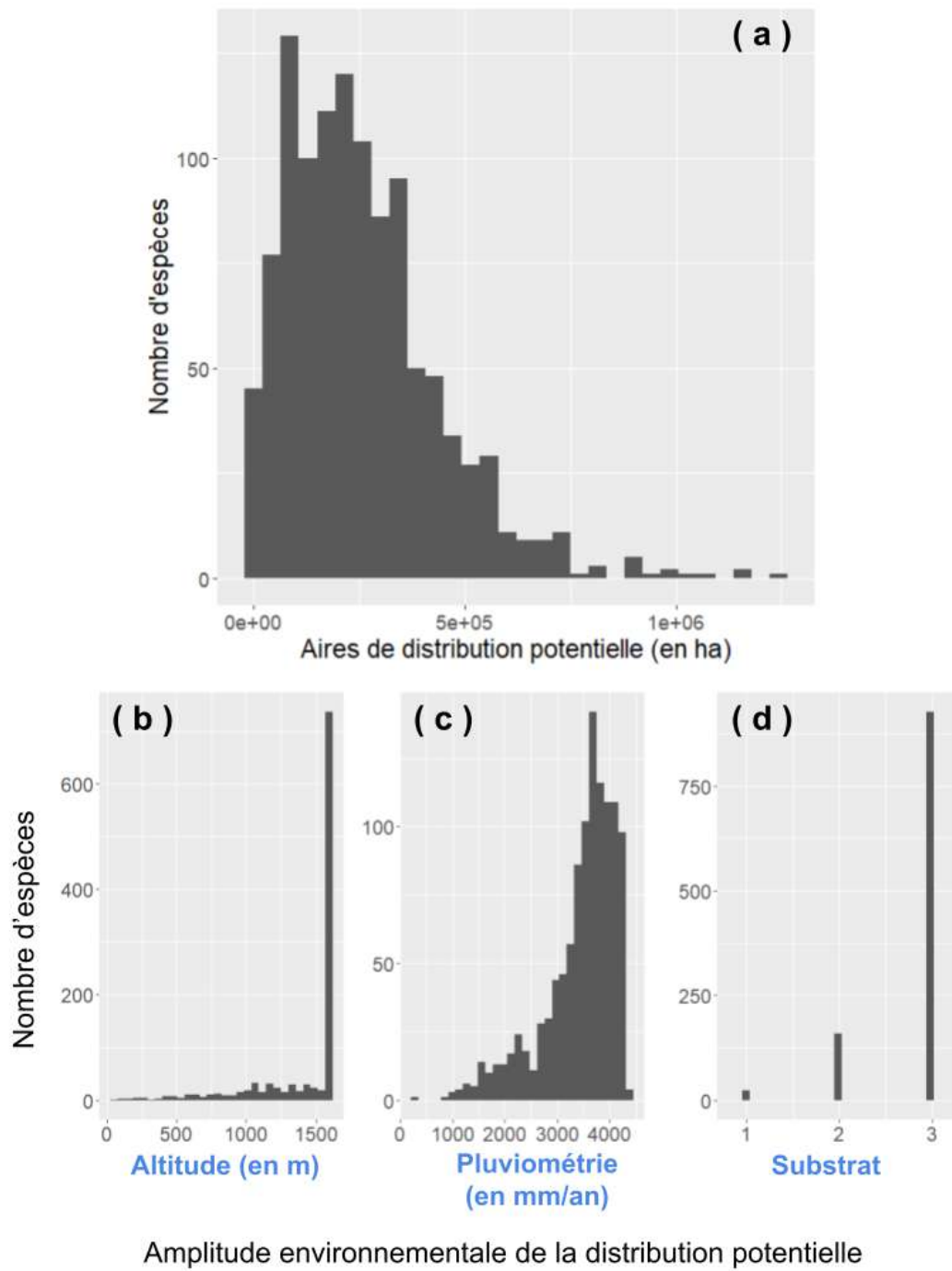


FIGURE 3.2 – Distribution des aires géographiques (a) et des amplitudes environnementales de la distribution potentielle des espèces (modèles bSDM)

TABLE 3.2 – Tests de corrélation de Pearson entre l’amplitude environnementale potentielle des espèces estimée par les modèles (bSDM), les aires de distribution géographique potentielle (bSDM) et le nombre d’occurrences des espèces. Seules les trois variables environnementales qui contribuent le plus aux modèles sont considérées.

	Aire de distribu- tion coefficient de corrélacion	géographique potentielle p-value	Nombre coefficient de corrélacion	d’occurrences p-value
Amplitude altitudi- nale potentielle	0.17	5.393e-09	-0.02	0.4179
Amplitude pluviomé- trique potentielle	0.44	< 2.2e-16	-0.13	2.585e-05
Nombre de substrats potentiellement occu- pés	0.31	< 2.2e-16	-0.35	< 2.2e-16

3.3 Distribution de la richesse spécifique potentielle

3.3.1 Description des patrons de richesse potentielle

Les valeurs de richesse du SSDM obtenues avec la méthode binaire (i.e. bSSDM) (3.3) sont beaucoup plus élevées que les valeurs du SSDM obtenues en utilisant la méthode probabiliste intégrant un filtre de dispersion (i.e. pSSDM-d) (3.4). En effet, le modèle bSSDM produit une richesse moyenne de 168 [2-677] espèces/ha tandis qu'elle n'est que de 133 [16-357] espèces/ha avec le modèle pSSDM-d.

Cependant, les zones les plus riches se localisent sensiblement dans les mêmes secteurs indépendamment du modèle utilisé (3.3c et 3.4c) mais avec des valeurs plus élevées pour le bSSDM. Dans les deux SSDM, la pluviométrie est, de très loin, la variable la plus explicative, suivie des alizés et de l'altitude (1.3a). Le type de substrat exerce aussi un effet significatif sur la richesse dans les deux modèles (1.3b). Le substrat ultramafique concentre davantage d'espèces.

3.3.2 Description des patrons de richesse par rapport aux milieux de vie (Holdridge [1947])

Distribution de la richesse sur chaque milieu

Sur le milieu sec, la richesse est bornée à moins de 200 espèces (97% et 99.8% des valeurs) tandis qu'elle peut atteindre plus de 600 espèces/ha sur le milieu très humide (3.5).

Discrimination des zones les plus riches par les milieux de Holdridge

La majorité des zones les plus riches se situe dans les milieux humides (65.6 et 71.3 %) et très humide (30.7 et 24.4% , 3.5b-c). Cependant, le milieu très humide ne représente que 10.5% de la Grande Terre mais comprend entre 24 et 30% des zones les plus riches selon le modèle SSDM considéré (3.4). Au contraire, le milieu sec qui représente plus de 20% du territoire comprend moins de 5% des zones les plus riches (3.4).

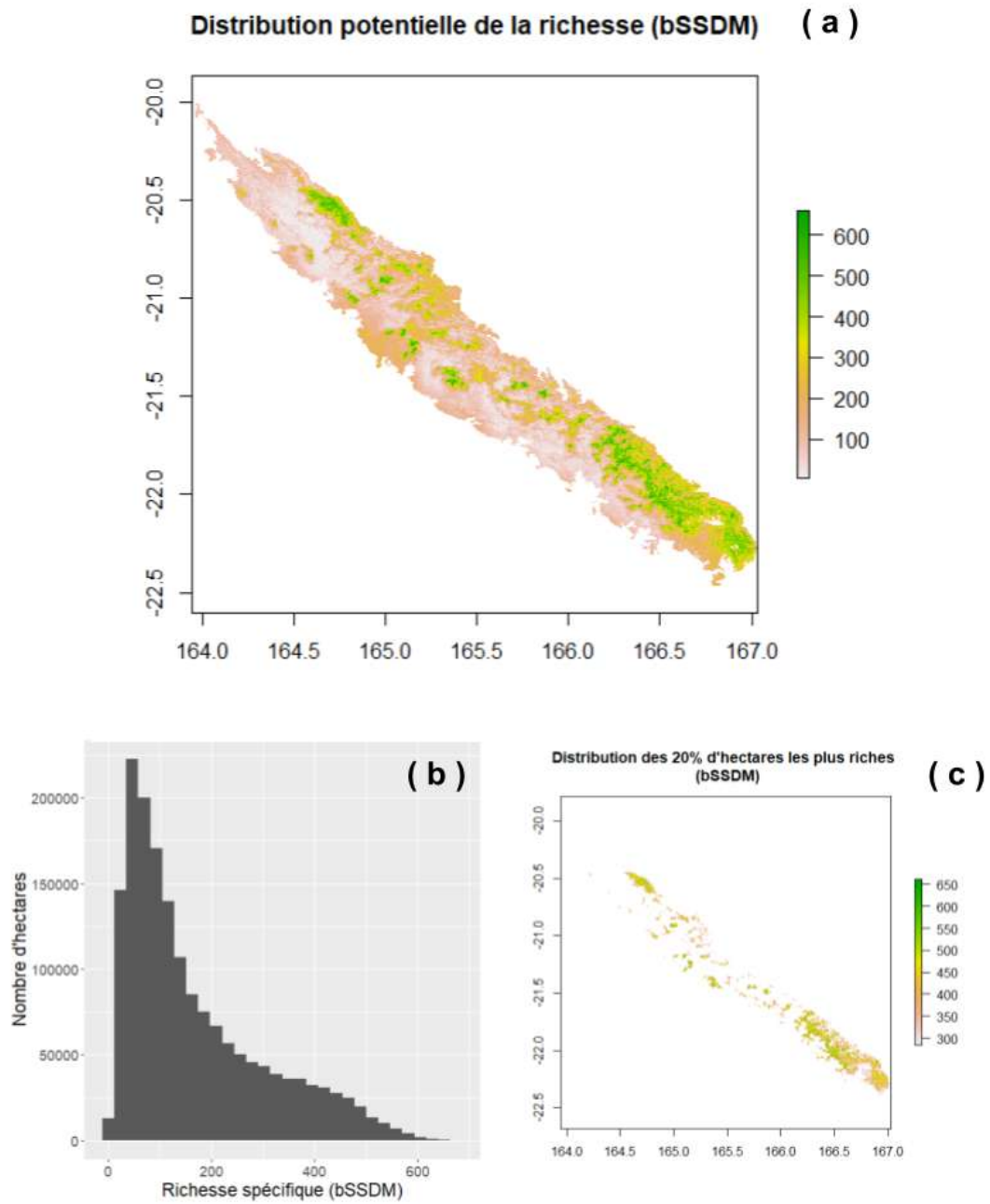


FIGURE 3.3 – Distribution potentielle de la richesse (résolution 1 ha) obtenue avec le modèle binaire (bSSDM) (a). Distribution de la richesse par ha (b). Distribution des 20% d’hectares les plus riches (c).

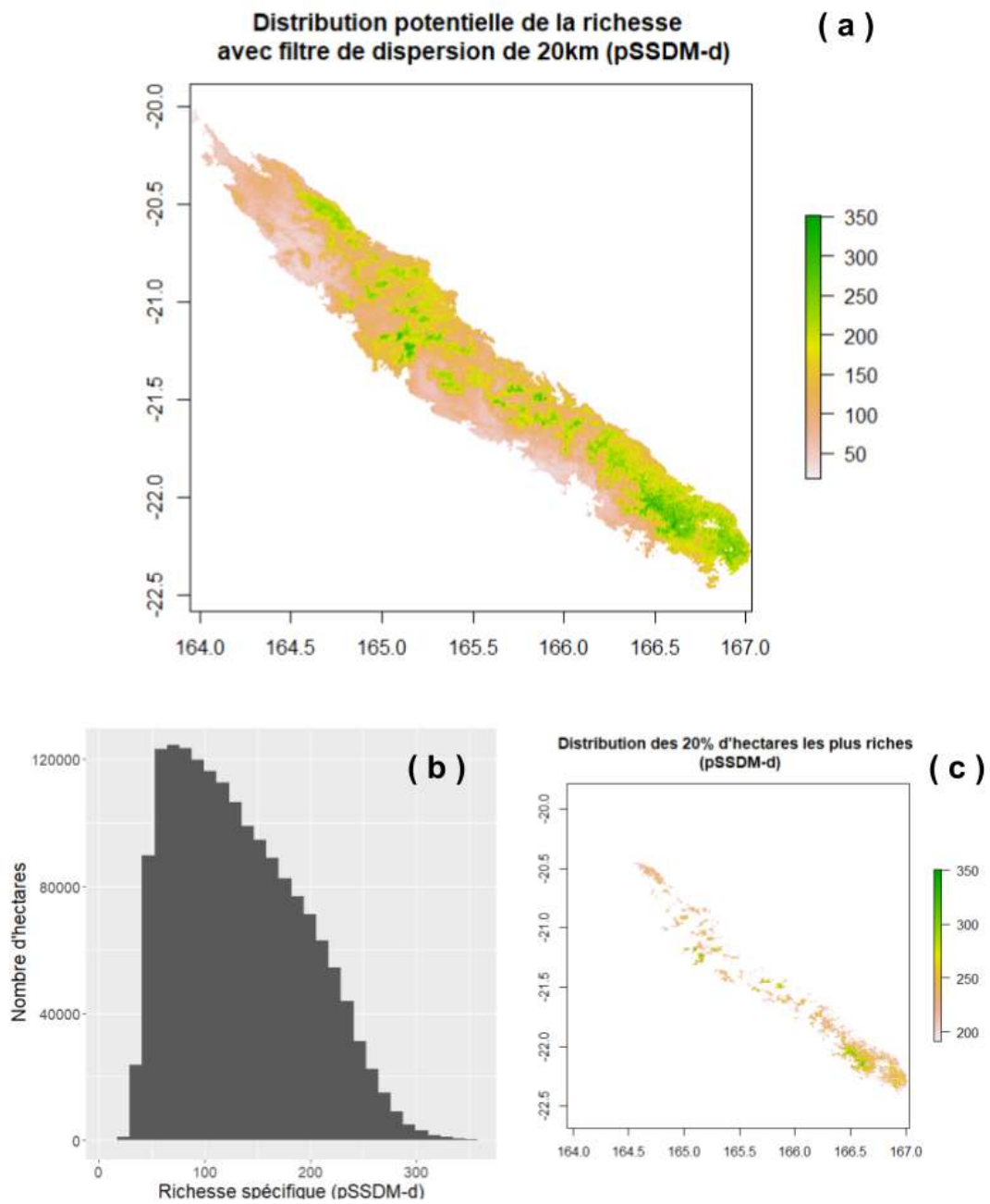


FIGURE 3.4 – Distribution potentielle de la richesse (résolution 1 ha) obtenue avec le modèle binaire (pSSDM-d) (a). Distribution de la richesse par ha (b). Distribution des 20% d'ha les plus riches (c).

TABLE 3.3 – Coefficients de corrélation de Pearson entre la richesse spécifique à l’hectare et les variables environnementales quantitatives. Toutes les corrélation sont significatives (p -value $< 2.2e-16$), en gras les coefficients supérieurs à 0.40 en valeur absolue (a), tests de Kruskal-Wallis entre la richesse spécifique à l’hectare et le type de substrat et richesse spécifique à l’hectare moyenne en fonction des substrat (b).

(a)	bSSDM	pSSDM-d
altitude	0.232	0.250
pente	0.057	0.184
cti	-0.037	-0.116
alizés	-0.275	-0.327
ensoleillement	0.125	0.061
pluviométrie	0.752	0.782
(b)	bSSDM	pSSDM-d
Chi-2	428913	469716
ddl	2	2
p-value	$< 2.2e-16$	$< 2.2e-16$
Richesse moyenne à l’ha sur le substrat calcaire	92.3	83.8
Richesse moyenne à l’ha sur le substrat ultramafique	262.6	178.8
Richesse moyenne à l’ha sur le substrat volcano-sédimentaire	121.2	111.2

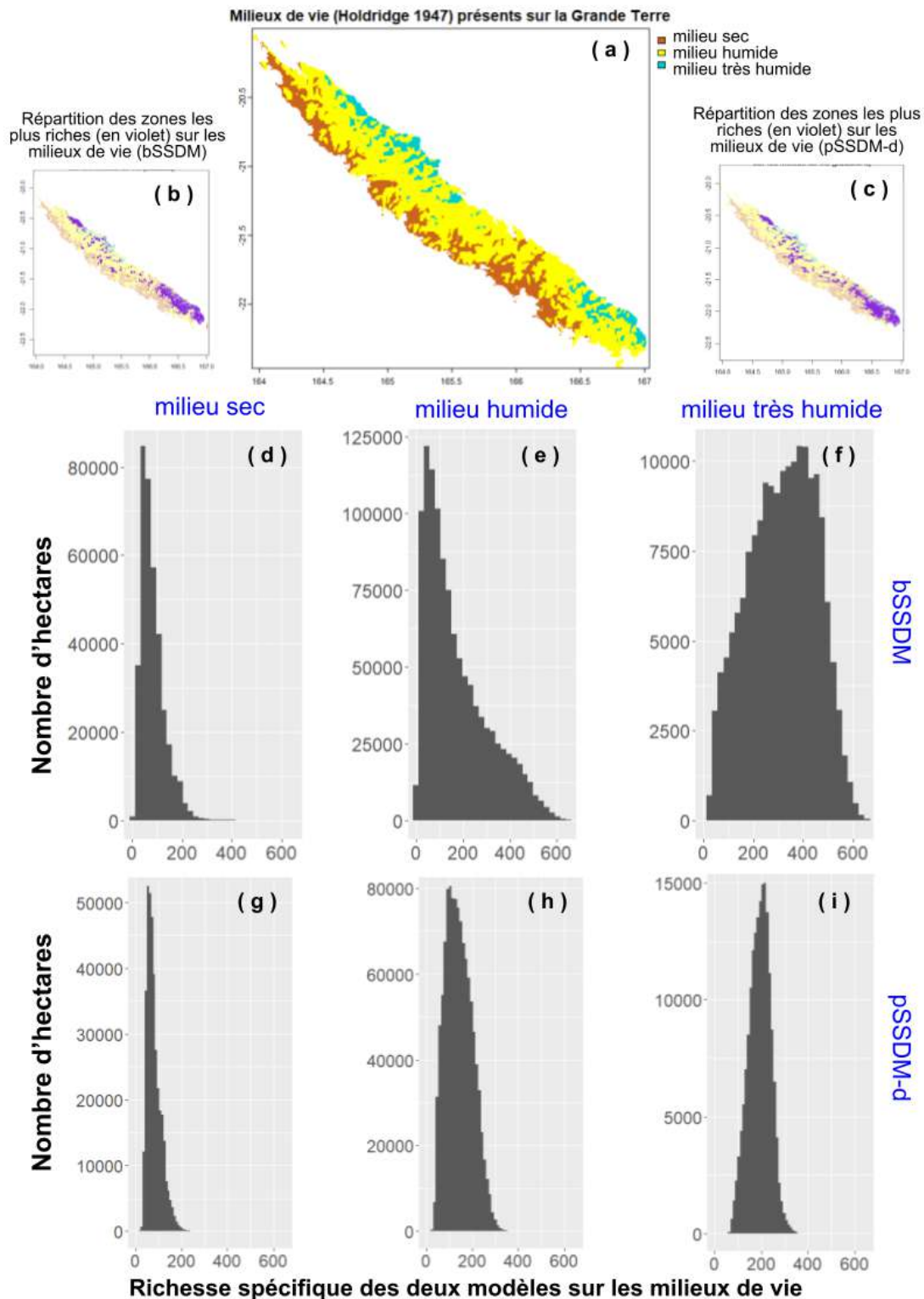


FIGURE 3.5 – Distribution géographique des milieux de vie (Holdridge) (a), répartition des 20% d'hectares les plus riches sur les trois milieux pour les deux modèles SSDM (bSSDM et pSSDM-d) (b-c), distribution de la richesse par hectare sur chacun des milieux de vie (Holdridge) pour les deux modèles (d-i).

TABLE 3.4 – Proportions des 20% d’hectares les plus riches dans les différents milieux de Holdridge

	Milieu sec	Milieu hu- mide	Milieu très humide
Proportion sur la Grande Terre (en %)	22,8	66,70	10,5
Proportion des 20% d’hectares les plus riches (bSSDM) dans le mi- lieu (en %)	4,7	65,6	29,7
Proportion des 20% d’hectares les plus riches (pSSDM-d) dans le milieu (en %)	4,5	71,3	24,2

4. Discussion

4.1 Patrons de distribution des espèces d’arbres en Nouvelle Calédonie

Les résultats des modèles nous permettent en premier lieu de rejeter notre hypothèse neutre et de confirmer que les conditions environnementales déterminent la distribution géographique des espèces d’arbres en Nouvelle-Calédonie.

4.1.1 Une connaissance hétérogène de la niche réalisée

La connaissance actuelle des niches réalisées des espèces d’arbres de Nouvelle-Calédonie est hétérogène sur le plan géographique, environnemental et taxonomique. De nombreux taxons sont peu connus en raison de la révision de leur délimitation taxonomique (Gâteblé et al. 2020). Par ailleurs, les données comportent un biais d’observation important. En effet, les espèces les plus communes sont rarement collectées et les espèces rares peuvent être surreprésentées dans les jeux de données (Daru et al. 2018). Ce biais peut conduire à une relation inverse entre l’abondance dans le jeu de données et l’abondance réelle. Enfin,

certaines zones de la Grande Terre n’ont jamais été prospectées, notamment les moins accessibles, ce qui peut induire un biais sur la connaissance de la distribution environnementale réelle des espèces (Loiselle et al. [2007]). Plusieurs méthodes d’échantillonnages permettent de limiter ces biais, comme l’échantillonnage de l’ensemble d’un gradient environnemental qui peut se révéler plus efficace pour estimer la distribution des espèces ayant des larges tolérances environnementales (Bazzichetto et al. [2023]). D’autre part, l’estimation de la niche réalisée de certaines espèces peut être complexe en raison d’un très faible nombre d’occurrences. En effet, une part non négligeable (plus de 15%) des espèces ont moins de 20 occurrences. Cependant, les espèces très rares sont également rarement observées, ce qui complique l’évaluation de leur distribution. Dans tous les cas, un faible nombre d’occurrences induit des erreurs statistiques qu’il est difficile de compenser. Néanmoins, la corrélation entre le nombre d’occurrences par espèces et la surface des distributions potentielles est faible. Cela suggère que le nombre d’occurrences observées n’a pas d’influence sur l’amplitude géographique potentielle. De plus, les espèces ayant le plus d’occurrences n’ont pas forcément les plus grandes aires de distribution potentielles. Le biais d’échantillonnage est assez indépendant des patrons de rareté/abondance géographique (voire un biais d’échantillonnage positif).

4.1.2 Biais et limites des modèles utilisés

Dans notre étude, des modèles de distribution d’espèces (SDM) ont été utilisés pour estimer les niches réalisées et déduire la distribution géographique potentielle de la richesse spécifique. Il est tout de même important de relever les limites inhérentes à ces modèles. Tout d’abord, nous devons considérer les prédictions des modèles comme potentielles. Elles dépendent grandement de la qualité des données d’occurrences et des paramètres inhérents aux modèles. Par exemple, un faible nombre d’occurrences diminue la fiabilité des modèles (Qazi et al. [2022]). Ensuite, plusieurs travaux ont démontré que les SSDM surestiment la richesse potentielle (Grenié et al. [2020], Velazco et al. [2020]) notamment en haute altitude (Pouteau et al. [2015a]). Ces modèles qui se basent seulement sur des processus déterministes liés à l’environnement abiotique (Hutchinson [1957]) peuvent être modifiés pour prendre en compte d’autres facteurs qui influencent la distribution des espèces et donc intégrer l’influence des processus de dispersion décrits par la théorie neutre de la biodiversité (Hubbell [1997], Hubbell [2005]).

Nous avons choisi d’intégrer un filtre de capacité de dispersion (filtre abiotique) et un filtre biotique de capacité d’accueil du milieu à notre modèle. Le second modèle de distribution

de la richesse que nous avons utilisé, intègre ces deux filtres (pSSDM-d). Ce modèle prédit bien des valeurs de richesse beaucoup plus faibles, malgré des patrons géographiques et environnementaux similaires. Néanmoins, la richesse maximale observée sur les parcelles du réseau NC-PIPPN se situe autour de 100 espèces/ha (Ibanez et al. [2018], Pouteau et al. [2019]), ce qui reste très inférieur à la richesse prédite par nos modèles et de fait, renforce l'idée que d'autres filtres, que ceux strictement déterministes, interviennent dans la réalisation de la niche des espèces.

De plus, nous pouvons discuter de la méthode utilisée dans cette étude pour modéliser le filtre de dispersion. La valeur de 20 km est appliquée arbitrairement pour chaque espèce. Nous aurions pu calculer la distance moyenne entre les plus proches occurrences voisines pour chaque espèce, mais le biais de l'effort d'échantillonnage est important (Allouche et al. [2008]). Pour améliorer la qualité prédictive des modèles, nous pourrions ajouter davantage de processus qui limitent l'aire de distribution des espèces comme la distance à la lisière, la compétitivité, la croissance, la durée de vie.

4.1.3 Des espèces à tendance ubiquiste

Les variables environnementales qui influencent le plus les distributions potentielles des espèces sont l'altitude, les précipitations et le type de substrat. La majorité des espèces sont potentiellement distribuées sur une grande partie des gradients environnementaux. Ces espèces d'arbres seraient alors ubiquistes vis à vis de ces conditions environnementales. De plus, la surface de distribution potentielle des espèces est corrélée positivement à leur amplitude environnementale potentielle, notamment concernant la pluviométrie. Les espèces qui occupent une grande partie du territoire seraient tolérantes vis à vis des précipitations, donc vis à vis des différentes conditions de disponibilité hydrique. Toutefois, une partie des espèces sont potentiellement présentes sur un faible gradient de précipitations. Leur distribution géographique peut donc être limitée par le filtre environnemental de l'aridité, elles seraient adaptées pour se développer uniquement sur ces milieux (Blanchard et al. [2019], Ibanez et al. [2016]). Le fait que les modèles prédisent des distributions environnementales similaires entre les espèces est surprenant au vu des forts gradients environnementaux et du taux de micro-endémisme en Nouvelle-Calédonie. En comparaison, les forêts tropicales amazoniennes comprennent une minorité d'espèces très communes et largement distribuées (ter Steege et al. [2013]). Cette distribution potentielle en Nouvelle-Calédonie peut être expliquée par une adaptation de la majorité des espèces aux gradients environnementaux ou par le fait que les modèles surestiment ces

distributions environnementales.

Bien que la majorité des espèces soit largement distribuée, peu d'espèces sont très restreintes géographiquement et vis à vis des conditions environnementales. Ces espèces peuvent être limitées par deux critères de rareté de [Rabinowitz \(1981\)](#) : la taille de la niche environnementale et la distribution géographique. Elles peuvent être limitées par les deux critères cumulés, elles sont alors distribuées sur des zones restreintes géographiquement et ayant des conditions environnementales limitantes. Mais des espèces rares géographiquement peuvent être distribuées sur des larges gradients environnementaux et inversement.

4.2 Patron de distribution de la richesse d'arbres en Nouvelle Calédonie

4.2.1 Richesse d'arbres hétérogène sur le territoire

Nos résultats indiquent que la richesse potentielle des forêts néo-calédonienne est corrélée à des variables environnementales liées au climat, à la topographie et au sol. En particulier, la pluviométrie et le type de substrat ont un effet significatif important sur la richesse. Les potentielles aires les plus riches occupent des zones soumises à une forte pluviométrie et s'étendent généralement sur un substrat ultramafique. Ce résultat est cohérent avec la richesse observée en Nouvelle-Calédonie. Le substrat ultramafique tend à accueillir une flore diversifiée et endémique ([Isnard et al. 2016](#)).

Les milieux de vie bioclimatiques de Holdridge discriminent largement la richesse estimée à l'hectare. Les hectares les plus riches se situent sur les milieux humide et très humide. De plus, le milieu très humide concentre une majorité des hectares les plus riches au regard de la surface qu'il occupe. Au contraire, la richesse est faible et peu variable sur le milieu sec. Les milieux humides et très humides ([Holdridge 1947](#)) ont des valeurs très élevées de taux d'humidité, de précipitations annuelles, et de potentiel d'évapotranspiration. Ces conditions sont favorables à une majorité d'espèces. Ce résultat est en adéquation avec les patrons globaux de diversité ([Gaston 2000](#)) qui décrivent par exemple que la richesse en espèces augmente avec les précipitations annuelles, la température en été et le potentiel d'évapotranspiration.

4.2.2 Implications pour la conservation

La Nouvelle-Calédonie est soumise à un fort enjeu de conservation de la végétation dû à son taux d'endémisme et aux menaces qui pèsent sur les forêts (Jaffre et al. [1998], Ibanez et al. [2019]). Il serait logique d'orienter la conservation des forêts vers les zones les plus riches. Cependant, conserver le plus grand nombre d'espèces potentielles à l'hectare ne garantit pas de conserver les espèces les plus menacées ni les milieux les plus menacés, comme la forêt sèche située sur la côte ouest qui a perdu plus de 95% de sa surface originelle (Gillespie and Jaffré [2003]) et dont la richesse floristique est la plus faible de nos modèles. De plus, des espèces très spécialisées ou micro-endémiques qui se distribuent sur des zones peu riches, ont une valeur de conservation importante (Wulff et al. [2013], Jaffre et al. [1998]). La conservation peut aussi être orientée en se basant sur d'autres métriques de mesures de la diversité comme la diversité bêta (Condit et al. [2002]). Pour être efficace à l'échelle régionale, l'identification de zones prioritaires de conservation nécessite donc une réflexion plus complexe que la simple délimitation des zones les plus riches.

Références

- Omri Allouche, Ofer Steinitz, Dotan Rotem, Arik Rosenfeld, and Ronen Kadmon. Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45(2) :599–609, April 2008. ISSN 00218901, 13652664. doi : 10.1111/j.1365-2664.2007.01445.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2007.01445.x>.
- Morgane Barbet-Massin, Frédéric Jiguet, Céline Hélène Albert, and Wilfried Thuiller. Selecting pseudo-absences for species distribution models : How, where and how many? *Methods in ecology and evolution*, 3(2) :327–338, 2012.
- Manuele Bazzichetto, Jonathan Lenoir, Daniele Da Re, Enrico Tordoni, Duccio Rocchini, Marco Malavasi, Vojtech Barták, and Marta Gaia Sperandii. Sampling strategy matters to accurately estimate response curves' parameters in species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, n/a(n/a), 2023. ISSN 1466-8238. doi : 10.1111/geb.13725. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.13725>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/geb.13725>.
- Philippe Birnbaum, Thomas Ibanez, Robin Pouteau, Hervé Vandrot, Vanessa Hequet, Elodie Blanchard, and Tanguy Jaffré. Environmental correlates for tree occurrences, species distribution and richness on a high-elevation tropical island. *AoB Plants*, 7 : plv075, 2015. ISSN 2041-2851. doi : 10.1093/aobpla/plv075. URL <https://academic.oup.com/aobpla/article-lookup/doi/10.1093/aobpla/plv075>.
- Grégoire Blanchard, François Munoz, Thomas Ibanez, Vanessa Hequet, Hervé Vandrot, Jérémy Girardi, and Philippe Birnbaum. Regional rainfall and local topography jointly drive tree community assembly in lowland tropical forests of New Caledonia. *Journal of Vegetation Science*, 30(5) :845–856, September 2019. ISSN 1100-9233, 1654-1103. doi : 10.1111/jvs.12781. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12781>.

- Jacques Bonvallot, coord., Jean-Christophe Gay, coord., Elisabeth Habert, and coord. *Atlas de la Nouvelle Calédonie*. 2012.
- J. Roger Bray and J. T. Curtis. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4) :325–349, October 1957. ISSN 0012-9615, 1557-7015. doi : 10.2307/1942268. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/1942268>.
- Richard Condit, Nigel Pitman, Egbert G. Leigh, Jérôme Chave, John Terborgh, Robin B. Foster, Percy Núñez, Salomón Aguilar, Renato Valencia, Gorky Villa, Helene C. Muller-Landau, Elizabeth Losos, and Stephen P. Hubbell. Beta-Diversity in Tropical Forest Trees. *Science*, 295(5555) :666–669, January 2002. doi : 10.1126/science.1066854. URL <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1066854>. Publisher : American Association for the Advancement of Science.
- Barnabas H. Daru, Daniel S. Park, Richard B. Primack, Charles G. Willis, David S. Barrington, Timothy J. S. Whitfeld, Tristram G. Seidler, Patrick W. Sweeney, David R. Foster, Aaron M. Ellison, and Charles C. Davis. Widespread sampling biases in herbaria revealed from large-scale digitization. *New Phytologist*, 217(2) :939–955, January 2018. ISSN 0028646X. doi : 10.1111/nph.14855. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.14855>.
- Raphael K. Didham, Valerie Kapos, and Robert M. Ewers. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, 121(2) :161–170, February 2012. ISSN 00301299. doi : 10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x>.
- DIMENC/SGNC and BRGM. Les massifs de péridotite (massifs miniers, ultrabasiques, ultramafiques et nappes des ophiolites) au 1/1.000.000ème, date de révision 2011-09-02. 2010.
- Simon Ferrier and Antoine Guisan. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43(3) :393–404, June 2006. ISSN 0021-8901, 1365-2664. doi : 10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>.
- Mauro Fois, Alba Cuena-Lombrana, Giuseppe Fenu, and Gianluigi Bacchetta. Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species : Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385 :124–132, October 2018. ISSN 03043800. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2018.07.018. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030438001830259X>.
- Toby A. Gardner, Jos Barlow, Robin Chazdon, Robert M. Ewers, Celia A. Harvey, Carlos A. Peres, and Navjot S. Sodhi. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6) :561–582, 2009.
- Kevin J. Gaston. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783) :220–227, May 2000. ISSN 1476-4687. doi : 10.1038/35012228. URL <https://www.nature.com/articles/35012228>. Number : 6783 Publisher : Nature Publishing Group.
- Thomas W. Gillespie and Tanquy Jaffré. Tropical dry forests in New Caledonia. *Biodiversity & Conservation*, 12(8) :1687–1697, August 2003. ISSN 1572-9710. doi : 10.1023/A:1023649831355. URL <https://doi.org/10.1023/A:1023649831355>.
- Matthias Grenié, Cyrille Violle, and François Munoz. Is prediction of species richness from stacked species distribution models biased by habitat saturation? *Ecological Indicators*, 111 :105970, April 2020. ISSN 1470-160X. doi : 10.1016/j.ecolind.2019.105970. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X19309653>.

- Gildas Gâteblé, Guillaume Lannuzel, Sigrid Liede, and Ulrich Meve. The flora of James Cook's 'Botany Isle' (Îlot Améré) and the neighbouring islets of Kié and Nouaré (New Caledonia) : revisited and re-evaluated after nearly 250 years. *Muelleria : An Australian Journal of Botany*, 39 :39–57, October 2020. ISSN 0077-1813. doi : 10.5962/p.340569. URL <https://www.biodiversitylibrary.org/part/340569>.
- Nick M. Haddad, Lars A. Brudvig, Jean Clobert, Kendi F. Davies, Andrew Gonzalez, Robert D. Holt, Thomas E. Lovejoy, Joseph O. Sexton, Mike P. Austin, Cathy D. Collins, William M. Cook, Ellen I. Damschen, Robert M. Ewers, Bryan L. Foster, Clinton N. Jenkins, Andrew J. King, William F. Laurance, Douglas J. Levey, Chris R. Margules, Brett A. Melbourne, A. O. Nicholls, John L. Orrock, Dan-Xia Song, and John R. Townshend. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2) :e1500052, March 2015. ISSN 2375-2548. doi : 10.1126/sciadv.1500052. URL <http://advances.sciencemag.org/content/1/2/e1500052>.
- L. R. Holdridge. Determination of World Plant Formations From Simple Climatic Data. *Science*, 105(2727) :367–368, April 1947. ISSN 0036-8075, 1095-9203. doi : 10.1126/science.105.2727.367. URL <https://www.science.org/doi/10.1126/science.105.2727.367>.
- S. P. Hubbell. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, 16(5) :S9–S21, June 1997. ISSN 0722-4028, 1432-0975. doi : 10.1007/s003380050237. URL <http://link.springer.com/10.1007/s003380050237>.
- Stephen P. Hubbell. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, 19(1) :166–172, February 2005. ISSN 0269-8463, 1365-2435. doi : 10.1111/j.0269-8463.2005.00965.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0269-8463.2005.00965.x>.
- G. Evelyn Hutchinson. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol.*, 22 :415–427, 1957.
- Thomas Ibanez, Christelle Hély, and Cédric Gaucherel. Sharp transitions in microclimatic conditions between savanna and forest in New Caledonia : Insights into the vulnerability of forest edges to fire : Microclimate at the Forest Edge. *Austral Ecology*, 38(6) :680–687, September 2013. ISSN 14429985. doi : 10.1111/aec.12015. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/aec.12015>.
- Thomas Ibanez, Jérôme Munzinger, Gilles Dagostini, Vanessa Hequet, Frédéric Rigault, Tanguy Jaffré, and Philippe Birnbaum. Structural and floristic diversity of mixed tropical rain forest in New Caledonia : new data from the New Caledonian Plant Inventory and Permanent Plot Network (NC-PIPPN). *Applied Vegetation Science*, 17(3) :386–397, July 2014. ISSN 14022001. doi : 10.1111/avsc.12070. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/avsc.12070>.
- Thomas Ibanez, John-Arvid Grytnes, and Philippe Birnbaum. Rarefaction and elevational richness pattern : a case study in a high tropical island (New Caledonia, SW Pacific). *Journal of Vegetation Science*, 27(3) :441–451, May 2016. ISSN 11009233. doi : 10.1111/jvs.12396. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/jvs.12396>.
- Thomas Ibanez, Jérôme Chave, Laure Barrabé, Blanchard Elodie, Thomas Boutreux, Santiago Trueba, Hervé Vandrot, and Philippe Birnbaum. Community variation in wood density along a bioclimatic gradient on a hyper-diverse tropical island. *Journal of Vegetation Science*, 28(1) :19–33, January 2017. ISSN 11009233. doi : 10.1111/jvs.12456. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12456>.

- Thomas Ibanez, E Blanchard, V Hequet, G Keppel, M Laidlaw, R Pouteau, H Vandrot, and P Birnbaum. High endemism and stem density distinguish New Caledonian from other high-diversity rainforests in the Southwest Pacific. *Annals of Botany*, 121(1) : 25–35, January 2018. ISSN 0305-7364, 1095-8290. doi : 10.1093/aob/mcx107. URL <http://academic.oup.com/aob/article/121/1/25/4565536>.
- Thomas Ibanez, Philippe Birnbaum, Gildas Gâteblé, Vanessa Hequet, Sandrine Isnard, Jérôme Munzinger, Yohan Pillon, Robin Pouteau, Hervé Vandrot, and Tanguy Jaffré. Twenty years after Jaffré et al. (1998), is the system of protected areas now adequate in New Caledonia? *Biodiversity and Conservation*, 28(1) :245–254, January 2019. ISSN 0960-3115, 1572-9710. doi : 10.1007/s10531-018-1659-y. URL <http://link.springer.com/10.1007/s10531-018-1659-y>.
- Sandrine Isnard, Laurent L’huillier, Frédéric Rigault, and Tanguy Jaffré. How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil*, 403 (1-2) :53–76, June 2016. ISSN 0032-079X, 1573-5036. doi : 10.1007/s11104-016-2910-5. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11104-016-2910-5>.
- Tanguy Jaffre, Philippe Bouchet, and Jean-Marie Veillon. Threatened plants of New Caledonia : Is the system of protected areas adequate? *Biodiversity and Conservation*, 7 :109–135, 1998.
- William F. Laurance, José L. C. Camargo, Regina C. C. Luizão, Susan G. Laurance, Stuart L. Pimm, Emilio M. Bruna, Philip C. Stouffer, G. Bruce Williamson, Julieta Benítez-Malvido, Herald L. Vasconcelos, Kyle S. Van Houtan, Charles E. Zartman, Sarah A. Boyle, Raphael K. Didham, Ana Andrade, and Thomas E. Lovejoy. The fate of Amazonian forest fragments : A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144 (1) :56–67, January 2011. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2010.09.021. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710004209>.
- Bette A. Loiselle, Peter M. Jørgensen, Trisha Consiglio, Iván Jiménez, John G. Blake, Lúcia G. Lohmann, and Olga Martha Montiel. Predicting species distributions from herbarium collections : does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, 0(0) :070908043732003–???, September 2007. ISSN 0305-0270, 1365-2699. doi : 10.1111/j.1365-2699.2007.01779.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2699.2007.01779.x>.
- Christopher J. Lortie, Rob W. Brooker, Phillipe Choler, Zaal Kikvidze, Richard Michalet, Francisco I. Pugnaire, and Ragan M. Callaway. Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107(2) :433–438, November 2004. ISSN 00301299, 16000706. doi : 10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>.
- Luc Maitrepierre. Atlas climatique de la Nouvelle-Calédonie. Météo France, Direction interrégionale de Nouvelle-Calédonie et de Wallis et Futuna. 2007.
- Jennifer Miller. Species Distribution Modeling : Species distribution modeling. *Geography Compass*, 4(6) :490–509, June 2010. ISSN 17498198. doi : 10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>.
- Philippe Morat, Tanguy Jaffré, Frédéric Tronchet, Jérôme Munzinger, Yohan Pillon, Jean-Marie Veillon, Monique Chalopin, Philippe Birnbaum, Frédéric Rigault, Gilles Dago-tini, Jacqueline Tinel, and Porter P. Lowry. Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie. *Adansonia*, 34 (2) :179–221, December 2012. ISSN 1280-8571, 1639-4798. doi : 10.5252/a2012n2a1. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.5252/a2012n2a1>.

- Jérome Munzinger, Philippe Morat, Tanguy Jaffré, Gildas Gâteblé, Yohan Pillon, Germinial Rouhan, David Bruy, Jean-Marie Veillon, and Monique Chalopin. FLORICAL : Checklist of the vascular indigenous flora of New Caledonia. 2023. URL <http://publish.plantnet-project.org/project/florical>.
- Norman Myers. Threatened biotas : "Hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist*, 8(3) :187–208, September 1988. ISSN 0251-1088, 1573-2991. doi : 10.1007/BF02240252. URL <http://link.springer.com/10.1007/BF02240252>.
- Norman Myers. The biodiversity challenge : Expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist*, 10(4) :243–256, December 1990. ISSN 0251-1088, 1573-2991. doi : 10.1007/BF02239720. URL <http://link.springer.com/10.1007/BF02239720>.
- Norman Myers, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. da Fonseca, and Jennifer Kent. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772) :853–858, February 2000. ISSN 0028-0836, 1476-4687. doi : 10.1038/35002501. URL <http://www.nature.com/articles/35002501>.
- Météo-France. Données de précipitations. 2007.
- Météo-France. Cumuls annuels moyens de précipitations sur la période 1991-2000 obtenu par la méthode AURELHY (Analyse Utilisant le RELief pour les besoins de l’HYdro-météorologie). 2011. URL https://www.meteo.nc/?option=com_content&view=category&id=27:climatologie-des-cyclones&Itemid=72.
- Yohan Pillon, Jérôme Munzinger, Hamid Amir, and Michel Lebrun. Ultramafic soils and species sorting in the flora of New Caledonia : Species sorting in the flora of New Caledonia. *Journal of Ecology*, 98(5) :1108–1116, July 2010. ISSN 00220477. doi : 10.1111/j.1365-2745.2010.01689.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2745.2010.01689.x>.
- Robin Pouteau and Philippe Birnbaum. Island biodiversity hotspots are getting hotter : vulnerability of tree species to climate change in New Caledonia. *Biological Conservation*, 201 :111–119, September 2016. ISSN 00063207. doi : 10.1016/j.biocon.2016.06.031. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320716302555>.
- Robin Pouteau,  elise Bayle,  elodie Blanchard, Philippe Birnbaum, Jean-Jérôme Cassan, Vanessa Hequet, Thomas Ibanez, and Hervé Vandrot. Accounting for the indirect area effect in stacked species distribution models to map species richness in a montane biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, 21(11) :1329–1338, November 2015a. ISSN 13669516. doi : 10.1111/ddi.12374. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12374>.
- Robin Pouteau, Santiago Trueba, Taylor S. Feild, and Sandrine Isnard. New Caledonia : a Pleistocene refugium for rain forest lineages of relict angiosperms. *Journal of Biogeography*, 42(11) :2062–2077, November 2015b. ISSN 03050270. doi : 10.1111/jbi.12581. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.12581>.
- Robin Pouteau, François Munoz, and Philippe Birnbaum. Disentangling the processes driving tree community assembly in a tropical biodiversity hotspot (New Caledonia). *Journal of Biogeography*, 46(4) :796–806, April 2019. ISSN 0305-0270, 1365-2699. doi : 10.1111/jbi.13535. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.13535>.
- John Proctor. Vegetation and soil and plant chemistry on ultramafic rocks in the tropical Far East. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2) :105–124, January 2003. ISSN 14338319. doi : 10.1078/1433-8319-00045. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1433831904700700>.

Ammad Waheed Qazi, Zafeer Saqib, and Muhammad Zaman-ul Haq. Trends in species distribution modelling in context of rare and endemic plants : a systematic review. *Ecological Processes*, 11(1) :40, June 2022. ISSN 2192-1709. doi : 10.1186/s13717-022-00384-y. URL <https://doi.org/10.1186/s13717-022-00384-y>.

Deborah Rabinowitz. Seven forms of rarity. *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation by Hugh Synge*, pages 205–217, 1981.

Sylvain Schmitt, Robin Pouteau, Dimitri Justeau, Florian Boissieu, and Philippe Birnbaum. ssdm : An r package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(12) : 1795–1803, December 2017. ISSN 2041-210X, 2041-210X. doi : 10.1111/2041-210X.12841. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.12841>.

Hans ter Steege, Nigel C. A. Pitman, Daniel Sabatier, Christopher Baraloto, Rafael P. Salomão, Juan Ernesto Guevara, Oliver L. Phillips, Carolina V. Castilho, William E. Magnusson, Jean-François Molino, Abel Monteagudo, Percy Núñez Vargas, Juan Carlos Montero, Ted R. Feldpausch, Eurídice N. Honorio Coronado, Tim J. Killeen, Bonifacio Mostacedo, Rodolfo Vasquez, Rafael L. Assis, John Terborgh, Florian Wittmann, Ana Andrade, William F. Laurance, Susan G. W. Laurance, Beatriz S. Marimon, Ben-Hur Marimon, Ima Célia Guimarães Vieira, Iêda Leão Amaral, Roel Brienen, Hernán Castellanos, Dairon Cárdenas López, Joost F. Duivenvoorden, Hugo F. Mogollón, Francisca Dionizia de Almeida Matos, Nállarett Dávila, Roosevelt García-Villacorta, Pablo Roberto Stevenson Diaz, Flávia Costa, Thaise Emilio, Carolina Levis, Juliana Schietti, Priscila Souza, Alfonso Alonso, Francisco Dallmeier, Alvaro Javier Duque Montoya, Maria Teresa Fernandez Piedade, Alejandro Araujo-Murakami, Luzmila Arroyo, Rogério Gribel, Paul V. A. Fine, Carlos A. Peres, Marisol Toledo, Gerardo A. Aymard C., Tim R. Baker, Carlos Cerón, Julien Engel, Terry W. Henkel, Paul Maas, Pascal Petronelli, Juliana Stropp, Charles Eugene Zartman, Doug Daly, David Neill, Marcos Silveira, Marcos Ríos Paredes, Jerome Chave, Diógenes de Andrade Lima Filho, Peter Møller Jørgensen, Alfredo Fuentes, Jochen Schöngart, Fernando Cornejo Valverde, Anthony Di Fiore, Eliana M. Jimenez, Maria Cristina Peñuela Mora, Juan Fernando Phillips, Gonzalo Rivas, Tinde R. van Andel, Patricio von Hildebrand, Bruce Hoffman, Eglée L. Zent, Yadvinder Malhi, Adriana Prieto, Agustín Rudas, Ademir R. Ruschell, Natalino Silva, Vincent Vos, Stanford Zent, Alexandre A. Oliveira, Angela Cano Schutz, Therany Gonzales, Marcelo Trindade Nascimento, Hirma Ramirez-Angulo, Rodrigo Sierra, Milton Tirado, María Natalia Umaña Medina, Geertje van der Heijden, César I. A. Vela, Emilio Vilanova Torre, Corine Vriesendorp, Ophelia Wang, Kenneth R. Young, Claudia Baider, Henrik Balslev, Cid Ferreira, Ítalo Mesones, Armando Torres-Lezama, Ligia Estela Urrego Giraldo, Roderick Zagt, Miguel N. Alexiades, Lionel Hernandez, Isau Huamantupa-Chuquimaco, William Milliken, Walter Palacios Cuenca, Daniela Pautletto, Elvis Valderrama Sandoval, Luis Valenzuela Gamarra, Kyle G. Dexter, Ken Feeley, Gabriela Lopez-Gonzalez, and Miles R. Silman. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342(6156) :1243092, October 2013. doi : 10.1126/science.1243092. URL <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1243092>. Publisher : American Association for the Advancement of Science.

Santiago José Elías Velazco, Bruno R. Ribeiro, Livia Maira Orlandi Laureto, and Paulo De Marco Júnior. Overprediction of species distribution models in conservation planning : A still neglected issue with strong effects. *Biological Conservation*, 252 : 108822, December 2020. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2020.108822. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320720308806>.

Adrien S. Wulff, Peter M. Hollingsworth, Antje Ahrends, Tanguy Jaffré, Jean-Marie Veillon, Laurent L’Huillier, and Bruno Fogliani. Conservation Priorities in a Biodiversity Hotspot : Analysis of Narrow Endemic Plant Species in New Caledonia. *PLoS ONE*,

- Annexe 2 : Présentations des valeurs des variables environnementales.

	valeur min	valeur max	valeur moyenne	valeur médiane
altitude en m	1.000000	1600.00000	144.074400	49.000000
pente en %	0.000000	200.96841	28.531700	25.885872
cti (sans unité)	4.117044	23.06746	7.389927	6.814265
alizés en km	0.000000	69.32706	22.869942	21.397787
ensoleillement en kWh/m2	744656.250000	1939088.87500	1562520.849821	1588895.250000
pluviométrie en mm/an	468.334442	4803.23682	1829.982633	1737.060791
substrat	variable catégorielle : volcano-sédimentaire, ultramafique et calcaire			

- Annexe 3 : Informations complémentaires sur le package SSDM

Paramètres par défaut fixés pour les 9 types de modèles :

- GLM : epsilon 10e-08, maximum d'itération 500
- GAM : epsilon 10e-08, maximum d'itération 500
- RF : nombre d'arbres 2500, taille minimale du noeud terminal 1
- MARS : degré d'interaction 2,
- GBM : nombre total d'arbres à fixer 2500, nombre minimal d'observation dans les noeuds terminaux fixés à 1, nombre de validation croisée 3, nombre de validation croisées à réaliser 1e-03 (seuil shrinkage)
- CTA : minimum du nombre d'observation dans les noeuds terminaux 1, nombre de validation croisée 3
- MAXENT : paramètres par défaut de la fonction R maxent
- ANN : maximum d'itération 500, rest des paramètres par défaut de la fonction nnet : poids 1, weight decay 0, optimisation tracée
- SVM : epsilon 1e-08, k fold de validation croisée si k>0 donc taux fiabilité 3

Le calcul des pseudo absences (dans le cas d'un jeu de données de présence uniquement) Par défaut dans la fonction (PA = NULL), la stratégie de sélection (random ou disk selection) des pseudo absences par rapport aux algorithmes est choisie selon les recommandations de Barbet-Massin et al. (2012). Ces recommandations reposent sur la sélection aléatoire de cellule ou les espèces ne sont pas présentes.

Nombre de pseudo-absences sélectionnées : 1000 pour GLM,GAM, MARS ; même nombre que les présences pour CTA,GBF,Maxent,ANN,RF et SVM (voir Pouteau et al. 2019)

Paramètres par défaut de fonction modeling ou ensemble modeling :

- choix tdu type d'algorithmes : nous les avons tous sélectionnées
- méthodes assurer indépendance entre jeu d'entraînement et d'évaluation
- cv : méthode de validation croisée
- cv.param : proportion du jeu de données utilisée pour le calibrage du modèle (0.7, 0.3)
- metric : SES , pour calculer le seuil de passage en binaire
- axes.metric : 'Pearson' pour évaluer l'importance relative des variables aux modèles, corrélation entre les prédictions du modèle et le modèle sans la variable
- ensemble.metric : AUC, méthode d'évaluation des modèles
- ensemble.tresh : seuil de l'AUC pour sélectionner ou non les modèles
- weight : T, SDM pondérés par l'AUC
- rep : 10 pour chaque algorithme

La fonction load_env permet de charger un dossier comprenant tous les raster des variables environnementales explicatives

Un tri sur les occurrences est réalisé par la fonction load_occ : 1 seule occurrence par cellule par espèce est retenue, pour correspondre à la résolution des raster, ne sont conservées que les espèces avec au moins 4 occurrences.

Paramètres de a fonction qui compile les SDM (stacking) :

- méthode : pSSDM (addition des probabilités de présence), bSSDM (passage en binaire, par défaut selon la méthode SES (Sensibilité = Spécificité), d'autres méthodes
- méthode pour produire la carte endémisme : par défaut WEI (Weighted Endemism Index) et binaire
- range : zone tampon autour des occurrences qui comprend présence potentielle maximale (filtre dispersion),

Le range peut être fixé en calculant la moyenne de la distance entre les occurrences les plus proches (plus proche voisin) pour chaque espèce (4.8-3.8km pour notre jeu de données).

Nous avons décidé de nous baser plutôt sur la valeur utilisée par Pouteau et al 2019 (18,2km) et à dire d'experts de choisir 20km.

- Annexe 4 : Evaluation des modèles (sur tous les SDM)

	seuil passage en binaire (méthode SES)	AUC	taux d'omission	sensitivité	specificité	proportion d'estimation correcte	Kappa
min	0.0890	0.7500	0.0000	0.5000	0.5000	0.5000	0.0000
1er quartile	0.3228	0.7923	0.1378	0.7908	0.7899	0.7891	0.4363
mediane	0.3536	0.8224	0.1789	0.8211	0.8197	0.8193	0.4833

moyenne	0.3648	0.8361	0.1680	0.8320	0.8282	0.8288	0.4957
3e quartile	0.3932	0.8636	0.2092	0.8622	0.8581	0.8585	0.5467
max	0.6940	0.9978	0.5000	1.2000	0.9940	0.9954	0.9761
ecart type	0.0655234 0	0.0573037 0	0.0612793 2	0.0612793 2	0.0577502 8	0.0578044 7	0.1019182 9

- Annexe 5 : Tableau du détail du jeu de données : nombre de familles avec le nombre d'espèces et d'occurrences associées du jeu de données.

	Liste des familles	Nombre d'espèces	Nombre d'occurrences
1	Acanthaceae	1	10
2	Amborellaceae	1	221
3	Anacardiaceae	12	833
4	Annonaceae	9	975
5	Apiaceae	2	124
6	Apocynaceae	26	3667
7	Aquifoliaceae	1	883
8	Araliaceae	40	5397
9	Araucariaceae	18	3098
10	Arecaceae	29	2767
11	Asparagaceae	1	69
12	Atherospermataceae	1	179
13	Balanopaceae	7	620
14	Bignoniaceae	4	520
15	Boraginaceae	1	10
16	Burseraceae	6	266
17	Calophyllaceae	3	539
18	Cannabaceae	5	286
19	Cardiopteridaceae	2	308
20	Casuarinaceae	10	1602
21	Celastraceae	8	1545
22	Chloranthaceae	2	179
23	Chrysobalanaceae	4	238
24	Clusiaceae	12	3506
25	Combretaceae	6	93
26	Cornaceae	1	111

27	Corynocarpaceae	1	114
28	Cunoniaceae	50	8831
29	Cupressaceae	5	290
30	Cyatheaceae	6	934
31	Dicksoniaceae	3	281
32	Dilleniaceae	8	2997
33	Ebenaceae	25	3407
34	Elaeocarpaceae	36	3178
35	Ericaceae	5	4702
36	Erythroxylaceae	1	228
37	Escalloniaceae	5	172
38	Euphorbiaceae	28	3714
39	Fabaceae	29	2140
40	Gentianaceae	1	236
41	Gesneriaceae	4	161
42	Goodeniaceae	4	871
43	Hernandiaceae	3	404
44	Lamiaceae	11	877
45	Lauraceae	30	2287
46	Lecythidaceae	4	117
47	Linaceae	4	264
48	Loganiaceae	1	97
49	Lythraceae	2	21
50	Malvaceae	21	1324
51	Meliaceae	13	2061
52	Metteniusaceae	1	312
53	Monimiaceae	6	954
54	Moraceae	25	1789
55	Myodocarpaceae	12	1975
56	Myricaceae	1	90
57	Myrtaceae	135	15969
58	Nothofagaceae	5	305
59	Nyctaginaceae	3	144
60	Olacaceae	2	142
61	Oleaceae	7	1473
62	Oncothecaceae	2	249
63	Pandanaceae	13	997

64	Paracryphiaceae	12	581
65	Phellinaceae	5	1010
66	Phyllanthaceae	7	1199
67	Phytolaccaceae	1	52
68	Picrodendraceae	15	2234
69	Pittosporaceae	17	2045
70	Podocarpaceae	14	2828
71	Primulaceae	32	2096
72	Proteaceae	27	3694
73	Putranjivaceae	1	166
74	Rhamnaceae	3	1238
75	Rhizophoraceae	8	538
76	Rubiaceae	41	5085
77	Rutaceae	30	2541
78	Salicaceae	20	1759
79	Santalaceae	5	413
80	Sapindaceae	52	5697
81	Sapotaceae	85	6978
82	Simaroubaceae	4	183
83	Solanaceae	2	128
84	Stemonuraceae	2	461
85	Strasburgeriaceae	1	86
86	Symplocaceae	6	506
87	Taxaceae	1	123
88	Thymelaeaceae	7	1911
89	Trimeniaceae	1	53
90	Urticaceae	3	50
91	Verbenaceae	1	141
92	Violaceae	2	189
93	Winteraceae	15	670