



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
ÉCOLE SUPÉRIEURE DES SCIENCES AGRONOMIQUES
ÉCOLE DOCTORALE GESTION DES RESSOURCES
NATURELLES ET DÉVELOPPEMENT
ÉQUIPE D'ACCUEIL : Ecologie et biodiversité

THÈSE DE DOCTORAT EN SCIENCES AGRONOMIQUES ET
ENVIRONNEMENTALES

ÉCOLOGIE ET PRIORITÉS DE CONSERVATION DES
VERTEBRES TERRESTRES D'ANJOUAN
(UNION DES COMORES)

Présentée par : AMELAID Houmadi

Soutenue le 20 / 03 /2020

Devant le jury composé de :

Président : Pr. Jean Chrysostome RANDRIAMBOAVONJY

Rapporteur externe : Pr. Michel LOUETTE

Rapporteur interne : Pr. Aristide ANDRIANARIMISA

Directeur de thèse : Pr. Joelisoa RATSIRARSON

Co-Directeur de thèse : Dr. Steeves BUCKLAND

Examineur : Pr. Steven GOODMAN

Examineur : Pr. Jonah RATSIMBAZAFY



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
ECOLE SUPERIEURE DES SCIENCES AGRONOMIQUES
ECOLE DOCTORALE GESTION DES RESSOURCES NATURELLES ET
DEVELOPPEMENT

Equipe d'accueil : Ecologie et biodiversité

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES AGRONOMIQUE ET
ENVIRONNEMENTALES

Année 2020



Ecologie et priorité de conservation des
vertébrés terrestres d'Anjouan
(Union des Comores)

Présentée par : AMELIAD Houmadi

Soutenue le 20 / 03 /2020

Membres du comité de thèse composé de :

Pr. Joelisoa RATSIRARSON
Dr. Steeves BUCKLAND
Pr. Steven GOODMAN
Pr. Jonah RATSIMBAZAFY



CRITICAL ECOSYSTEM
PARTNERSHIP FUND



Remerciement

Ma thèse a été l'aventure la plus enrichissante de ma vie, aussi bien scientifiquement qu'humainement et l'occasion de nombreuses rencontres, d'échanges et de collaborations. Je tiens donc à remercier toutes les personnes qui ont contribué à cette thèse, de près ou de loin. Merci à chacun d'entre vous pour votre contribution, sans vous cette thèse ne serait pas ce qu'elle est et ce travail aurait été tellement moins intéressant.

La première personne que je tiens à remercier est mon cher directeur de thèse, Professeur Joelisoa Ratsirarson. Je tiens tout particulièrement à vous remercier de m'avoir fait confiance dès le début. Ensuite, mon co-directeur Steeves Buckland. Grâce à vous, j'ai appris à faire de la recherche, et à comprendre le monde de la recherche. Vous m'avez également appris à argumenter, il fallait au moins ça pour te convaincre. Merci également d'avoir toujours été enthousiaste à mes idées, et de m'en avoir apporté de nouvelles chaque semaine ! Je vous remercie sincèrement de m'avoir ouvert toutes ces portes. Je n'aurais pas pu imaginer avoir autant de liberté et de confiance pour une thèse et j'ai conscience de la chance que j'ai eu de vous avoir comme codirecteur de thèse. Je souhaite également remercier le CEPF qui a cofinancé cette thèse à travers l'ONG Dahari. Je remercie aussi l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques d'Antananarivo (Université d'Antananarivo) et plus particulièrement l'Ecole Doctorale Gestion des Ressources Naturelles et Développement de m'avoir accueilli pour mener mes études de thèse de Doctorat. Je tiens également à remercier Steven M. Goodman et Jonah Ratsimbazafy d'avoir accepté de faire partie des membres du comité de thèse. Vos remarques et orientations m'ont permis d'améliorer mon travail, mon professionnalisme et à découvrir des nouvelles choses.

Je tiens aussi à remercier Pascal Fust et Isabella Mandel d'avoir toujours été disponible lorsque j'avais des questions et pour la pertinence de leurs commentaires qui m'ont toujours aidé à avancer et à améliorer mon travail. Je tiens également à remercier mon jury de thèse d'avoir accepté de lire toutes ces pages. Étant l'auteur principal de cette thèse, merci à vous de prendre le temps de me donner votre avis sur ce manuscrit.

Un grand merci à Hugh Doulton, Directeur Technique de l'ONG Dahari qui a toujours voulu consacrer de son temps pour connaître, suivre, et conseiller sur l'évolution des différents aspects de mes travaux de recherche et d'analyse. Merci à l'équipe écologie de Dahari qu'on a fait ensemble les terrains d'échantillonnage pour cette thèse : Ishaka Said, Daniel Mohamed et Nadia Keldi.

Un immense merci à ma famille pour son soutien et la confiance illimitée qu'il m'a toujours porté et d'avoir fait de moi celle que je suis.

Résumé

Les habitats naturels et forestiers sont essentiels au maintien du fonctionnement des écosystèmes et dans la préservation de la biodiversité endémique menacée. Cette thèse a identifié les oiseaux endémiques menacés et les zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité à Anjouan. Des échantillonnages de terrain pour les oiseaux, les reptiles et la roussette de Livingstone ont été menés entre 2010 et 2018. Une classification hiérarchique sur composantes principales (CHCP ou HCPC) des relevés d'habitat de l'an 2010 est utilisée pour classifier la couverture végétale. La santé biogéographique des arbres indigènes et endémiques est évaluée par la méthode d'imbrication. Le package « *indicspecies* » de R a permis d'identifier les préférences d'habitat et les indicateurs de la forêt. Des analyses spatiales ont modélisé la distribution des espèces et les zones importantes pour la conservation. Le statut des oiseaux endémiques est évalué sur les critères de l'IUCN.

Six classes d'habitat sont obtenues : les plantations des zones ouvertes de haute altitude, les plantations des zones moins boisées, l'agroforêt dense de moyenne altitude, la forêt sévèrement dégradée et sous-plantée, la forêt dégradée, et la forêt dense. Les arbres *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Macaranga boutonoides*, sont sensibles à l'extinction, et douze autres courent un risque d'extinction. La plupart des oiseaux endémiques préféraient les altitudes entre 500 et 1100 m d'altitude et évitaient celles inférieures à 300 m. Le couple *Terpsiphone mutata vulpina* et *Coracopsis nigra sibilans* était l'indicateur de la forêt naturelle. Les zones les plus riches en oiseaux endémiques étaient localisées vers le centre de l'île. Le reptile endémique *Phelsuma v-nigra anjouanensis* était distribué dans les basses altitudes au tour de l'île. *Pteropus livingstonii* était distribué au centre de l'île entre les altitudes de 500 à 1000 m. Les modélisations spatiales ont démontré que l'altitude et l'indice végétal influençaient fortement la répartition géographique des oiseaux, de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de *Pteropus livingstonii*. La zone identifiée comme prioritaire pour la conservation de la biodiversité endémique s'étendait à 95.67 km². *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Terpsiphone mutata vulpina* et *Turdus bewsheri bewsheri*, sont classés en danger.

La perte, et l'isolation des habitats naturels convenables mettent en danger la biodiversité endémique de l'île. Il est urgent de prendre des mesures concrètes et participatives pour protéger et conserver de la biodiversité endémique. Au niveau national de l'union des Comores, nos résultats ont des implications importantes pour les programmes de gestion forestière et de la conservation de la biodiversité endémique.

Mots clés : modélisation, vertébrés, endémique, conservation, Comores.

Abstract

The importance of natural and forest habitats are known to be critical to maintain ecosystem functioning and preserving threatened endemic biodiversity. The objective of this thesis is to identify threatened endemic birds and priority areas for biodiversity conservation on Anjouan Island, Union of the Comoros. Field sampling for birds, reptiles and Livingstone's fruit bat was conducted twice a year (dry and wet season) between 2010 and 2018. A hierarchical clustering on principal components (HCPC) of habitat survey data from 2010 is used to classify vegetation cover. Biogeographic health of native and endemic trees is assessed by the nested subset method. We analyzed the relationships between endemic birds and habitat to identify bird habitat preferences and forest indicators using "indicspecies" package on R. Spatial analyses are carried out in the R statistics and Quantum GIS software to model the distribution of species and identify areas of conservation importance. Status of endemic birds is assessed using IUCN criteria. We obtained six habitat classes: plantations in high altitude open areas, plantations in less wooded areas, low altitude agroforest, severely degraded and underplanted forest, degraded forest, and dense forest. The trees *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Macaranga boutonoides*, are susceptible to extinction, and twelve others are at risk of extinction. Most endemic birds preferred altitudes between 500 and 1100 m and avoided altitudes below 300 m. The simultaneous presence of the endemic subspecies *Terpsiphone mutata vulpina* and *Coracopsis nigra sibilans*, was the natural forest indicator. Richest endemic birds areas were located towards the centre of the island. The endemic reptile *Phelsuma v-nigra anjouanensis* was distributed in the low altitudes around the island. *Pteropus livingstonii* was distributed in the centre of the island between 500 to 1000 m of elevation. Spatial modeling indicates that altitude and the vegetal index strongly influenced the geographical distribution of birds, *Phelsuma v-nigra anjouanensis*, and *Pteropus livingstonii*. Priority areas identified for the conservation of endemic biodiversity includes 95.67 km². *Foudia eminentissima*

anjouanensis, *Leptosomus discolor intermedius*, *Terpsiphone mutata vulpina*, and *Turdus bewsheri*, are classified as Endangered.

The loss and isolation of suitable natural habitats is endangering the island's endemic biodiversity. There is an urgent need to take concrete and participatory actions to protect and conserve endemic biodiversity. At the national level of The Union of the Comores, our results have important implications for forest management programmes and the conservation of endemic biodiversity.

Key words: modeling, vertebrates, endemic, conservation, Comoros.

Sommaire

Remerciement.....	ii
Résumé	iv
Abstract.....	v
Sommaire.....	vii
1. Introduction générale.....	1
2. Classification hiérarchique et santé biogéographique des zones boisées d'altitudes d'Anjouan.....	5
Résumé	5
Abstract.....	5
2.1. Introduction	7
2.2. Méthodes	9
2.3. Résultats	13
2.4. Discussion	19
2.5. Conclusion.....	24
3. Les oiseaux endémiques d'Anjouan, Comores : dépendance d'habitat et indicateur de forêt.....	25
Résumé	25
Abstract.....	25
3.1. Introduction	26
3.2. Méthodes	29
3.3. Résultats	32
3.4. Discussion	48
3.5. Conclusion.....	51
4. Distribution et statut de conservation des oiseaux endémiques, du reptile <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i> et de la roussette <i>Pteropus livingstonii</i>	53
Résumé	53
Abstract.....	54
4.1. Introduction	54
4.2. Méthodes	56
4.3. Résultats	60
4.4. Discussion	104
4.5. Conclusion.....	108

5. Zones importantes pour la conservation de la biodiversité	109
Résumé	109
Abstract.....	109
5.1. Introduction	110
5.2. Méthodes	110
5.3. Résultats	111
5.4. Discussion	115
5.5. Conclusion.....	119
6. Discussion générale.....	120
7. Principales recommandations.....	121
8. Perspectives.....	125
9. Caractères innovants de la thèse.....	127
10. Conclusion générale	130
11. Annexes.....	131
12. Table de matières	139
13. Liste des figures	144
14. Liste des tableaux	147
15. Liste des annexes.....	149
16. Acronymes et abréviations.....	149
17. Références bibliographiques	151

1. Introduction générale

Extinction & Conservation

Le taux global d'extinction est de 1000 à 10 000 fois plus que le niveau d'extinction précédent (Chivian & Bernstein, 2008 ; Pimm *et al.*, 2014 ; Ceballos *et al.*, 2017), alors qu'on est qu'au début du 6e extinction (Pimm *et al.*, 2014 ; Pimm & Raven, 2017). L'extinction mondiale a surtout été liée aux activités humaines, au changement climatique (Bellard, 2014), à la propagation des maladies (Baillie *et al.*, 2004), à la surexploitation par exemple à travers le commerce des animaux malades (Baillie *et al.*, 2004), la chasse (Duncan & Blackburn, 2004), la modification de l'habitat (Fernández-Chacón *et al.*, 2014), la perte et la fragmentation des habitats (Krauss *et al.*, 2010), et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEE) (Cheke & Hume, 2008). La perte d'habitat menace actuellement plus de 85 % des oiseaux mondiaux, les amphibiens et les mammifères (Baillie *et al.*, 2004). Il a également causé ou provoqué une « crise d'extinction » dans les 34 hot spot de la biodiversité (Mittermeier *et al.*, 2011).

La perte de l'habitat et l'introduction des d'espèces exotiques envahissantes (EEE) sont les principaux moteurs des extinctions dans les îles (Böhm *et al.*, 2013). Les EEE peuvent provoquer des effets en cascade dans le fonctionnement des écosystèmes indigènes en perturbant les interactions trophiques et le partage équitable des ressources écologiques avec les espèces indigènes (Charles & Dukes, 2007). Elles affectent différents niveaux trophiques : au niveau de la population, par exemple, par hybridation avec des espèces similaires ; au niveau de l'espèce en provoquant le déclin de la diversité des espèces et la densité grâce à des processus tels que la concurrence, la prédation et la transmission des maladies ; au niveau de l'habitat où elles peuvent modifier l'habitat natif ; et au niveau de l'écosystème où l'introduction d'une espèce peut conduire à une cascade d'extinctions (Reaser *et al.*, 2007). Les espèces insulaires sont également vulnérables aux EEE parce qu'elles ont peu de distribution, de grande taille corporelle et les mécanismes de défense limités contre les envahisseurs (Duncan & Blackburn, 2004). Les EEE sont connus pour causer la perte de la diversité génétique des espèces indigènes, augmentant ainsi les risques d'extinction (Gasc *et al.*, 2010). Bien que la concurrence puisse entraîner une baisse marquée dans les populations insulaires, la prédation est habituellement la force motrice vers l'extinction des espèces insulaires (Thibault *et al.*, 2002).

En plus, la perte et la fragmentation de l'habitat peuvent isoler des populations provoquant une limitation du flux génétique ou de la migration, et la connectivité génétique parmi les populations restantes d'espèces indigènes, réduisant ainsi la variabilité génétique et

augmentant le risque d'extinction (Krauss et *al.*, 2010). Sans mesures de conservation appropriées, plus de 20 % des vertébrés menacés seraient conduits à des niveaux plus élevés de menace au sein de la Liste rouge de l'UICN (Hoffmann et *al.*, 2010). Bien qu'il y ait eu quelques succès locaux de conservation, et beaucoup d'espèces ont été déclassées, la biodiversité mondiale continue de diminuer et les efforts de la conservation devraient être renforcés (Butchart et *al.*, 2006 ; Hoffmann et *al.*, 2010) afin de soutenir les services des écosystèmes et l'existence humaine (Rands et *al.*, 2010).

Identifier et comprendre les principaux facteurs influant sur la disparition ou l'extinction peut aider la gestion des espèces menacées (Szabo et *al.*, 2012). Ainsi, la collecte de données scientifiques peut contribuer à améliorer les stratégies de conservation, en particulier pour le ciblage des espèces focales (Baillie et *al.*, 2004). Cependant, la plupart des espèces menacées manquent de données écologiques de base et concis, tels que la taille de la population et les tendances, l'habitat et de l'alimentation, les exigences qui sous-tendent les stratégies de conservation pour améliorer la survie des espèces (Baillie et *al.*, 2004). Tel est le cas pour de nombreuses espèces présentes sur les îles océaniques telles que les Comores, où peu est connu sur son continent endémique de l'herpétofaune et de l'avifaune. Le manque d'information sur ces espèces endémiques limite actuellement la gestion potentielle de conservation et donc il y a un besoin urgent de données scientifiques sur leur statut, les menaces et l'écologie.

Les Comores et leur biodiversité

L'archipel des Comores fait partie du « hotspot » de Madagascar et des îles de l'Océan indien (Marsh et *al.*, 2010 ; CEPF, 2014), et fait partie des 20 îles ou archipels caractérisés, à l'échelon mondial, par un endémisme spécifique remarquable par leur biodiversité (Nadjat, 2009). L'union des Comores est une zone hot spot et d'importance capitale à la conservation, mais aucune zone protégée terrestre n'y est encore établie (Marsh et *al.*, 2010). Selon l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture sur l'évaluation des ressources forestières (2010), les forêts comoriennes abritent un grand pourcentage d'endémisme d'espèces vivantes d'animaux et de végétaux (30 – 60 %). Une ancienne vague de colonisation, d'origine africaine, voire Asiatique, laisse 9 espèces d'oiseaux endémiques. La deuxième vague, provenant de Madagascar, résulte en 4 espèces endémiques et des races dans 22 autres (Louette, 1996).

L'avifaune des Comores est maintenant connue grâce aux travaux pionniers de Benson, (1960) et par les études faunistiques menées à partir de 1981 par Louette. La richesse de cette faune aviaire est encore plus remarquable grâce à la présence d'un genre endémique : *Humblotia*, de 17 espèces terrestres endémiques et des sous-espèces de 20 autres espèces

d'oiseaux vivant aussi ailleurs (Louette et *al.*, 2008). Les Comores dénombrent un total de 150 espèces d'oiseaux y compris les oiseaux marins (Gill & Donsker, 2019).

Anjouan, l'île la plus montagneuse de l'archipel possède 39 oiseaux terrestres dont 18 sont endémiques. Les oiseaux endémiques d'Anjouan se répartissent en 5 espèces endémiques, 7 sous-espèces endémiques à l'île et 6 sous-espèces endémiques à l'archipel. Trois groupes de reptiles sont actuellement connus sur l'archipel des Comores : les tortues (3), les serpents (5) et les lézards (22) (Meirte, 2004). Anjouan possède 13 espèces terrestres dont 6 sont endémiques. Les mammifères sont représentés par 14 familles terrestres donc 2 familles sont domestiques. Les 14 familles sont représentées par : des chauves-souris frugivores (3, autochtones), chauves-souris insectivores (6, autochtones), des lémuriens (2, introduites), carnivore (4, introduites), rongeurs (2, introduites), et des mammifères marins (24, autochtones). La roussette de Livingstone ou *Pteropus livingstonii* est une espèce endémique des Comores et se rencontre exclusivement à Anjouan et à Mohéli.

Menaces et conservation de la biodiversité aux Comores

Les espèces introduites ont des impacts environnementaux ou économiques importantes (Duncan et *al.*, 2003). Elles deviennent ravageurs affectant la biodiversité indigène, les écosystèmes indigènes, l'économie et ou la société (Yap & Sodhi, 2004 ; Brochier et *al.*, 2010). Or, à partir du vingtième siècle, étaient introduites des oiseaux comme *Acridotheres tristis* (Louette, 2004), *Numida meleagris* et *Agapornis canus* (Louette et *al.*, 2008). Vers les années 2005, est arrivée l'espèce nuisible *Corvus splendens* à Anjouan et s'est installé au environs du port de Mutsamudu (Amélaïd Houmadi, observation personnelle). Une étude paléontologique préliminaire des vertébrés dans les grottes aux Comores n'ont pas trouvé d'oiseaux fossiles dans aucune des quatre îles de l'archipel des Comores (Hume & Middleton, 2011) . Ceci ne semble pas être le cas comme dans l'histoire écologique de Maurice, La Réunion et l'île Rodrigue qui ont perdu l'oiseau Dodo (A. S. Cheke & Hume, 2011).

Il est à constater que l'Union des Comores a intégré la dimension environnementale dans sa politique de développement socioéconomique (Direction générale de l'environnement, 2000 ; Ali et *al.*, 2007). Conscient du danger que court sa diversité biologique, l'Union des Comores a adopté par les instances compétentes une stratégie nationale pour la conservation de la biodiversité ; et elle a ratifié depuis 1994 plusieurs conventions internationales relatives à la conservation de la biodiversité (Direction générale de l'environnement, 2000). L'état comorien a mis en place des mesures dans le cadre politique et législatif des activités de renforcement des capacités pour assurer une meilleure gestion des ressources naturelles.

Du fait de l'accroissement démographique sur le territoire des Comores, la menace la plus importante pour la faune et de la flore est la perte progressive des habitats par anthropisation.

La situation de l'environnement est urgente et par conséquent a besoin d'être redressée dès maintenant si l'on veut sauver les d'habitats naturels restant (Louette, 2004 ; Meirte, 2004). Selon les Nations unies, les Comores ont subi la perte nette de superficie forestière le plus haut du monde soit 9,3 % entre 2000 et 2010 (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2010). La perte de la forêt dense a entraîné l'augmentation des forêts dégradées passant ainsi de 8 % en 1995 à 15 % en 2014 (Boussougou et *al.*, 2015). La déforestation menace les espèces endémiques terrestres du pays, avec plus de 20 espèces terrestres listées comme menacés sur la liste rouge de l'UICN.

Pourtant, on sait peu de choses sur l'écologie, la dynamique des populations, la distribution et les facteurs qui influencent la répartition spatio-temporelle des vertèbres endémiques des Comores. Il est un constat réel que toutes ces données écologiques sont particulièrement importantes dans la gestion durable des écosystèmes forestiers et la conservation des espèces endémiques menacés. Par conséquent, cette étude vise à : identifier les oiseaux endémiques indicateurs de la forêt, identifier les oiseaux endémiques menacés, et à déterminer les zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique pour en déduire les priorités de conservation.

Au demeurant, on pourrait comprendre leur biologie afin d'en déduire des perspectives adéquates de conservation. Cette démarche permettra à l'union des Comores de mettre en place des programmes de conservation des espèces endémiques menacés et d'initier un programme de développement forestier sur des bases solides et scientifiques afin de reconstituer le domaine forestier, d'améliorer la gestion intégrée des écosystèmes et de renforcer les capacités des institutions chargées du développement du secteur. Finalement, nos questions de recherche restent à comprendre l'état actuel de la biodiversité terrestre endémique des Comores rencontrées à l'île d'Anjouan et d'identifier les zones prioritaires pour la conservation. Cette proposition de thèse étudiera les oiseaux, un reptile de l'île d'Anjouan et une la roussette de Livingstone. Elle est divisée en:

Chapitre I. Introduction générale.

Chapitre II. Classification hiérarchique et santé biogéographique des zones boisées d'altitudes d'Anjouan.

Chapitre de données III. Oiseaux indicateurs et préférence d'altitude et des couvertures végétales de l'île d'Anjouan (Union des Comores).

Chapitre de données IV. Distribution et statut de conservation des oiseaux endémiques, de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de *Pteropus livingstonii*.

Chapitre de données V. Zones importantes pour la conservation de la biodiversité.

2. Classification hiérarchique et santé biogéographique des zones boisées d'altitudes d'Anjouan

Résumé

Les ressources forestières de l'île d'Anjouan étaient soumises sous des fortes pressions anthropique. Aujourd'hui, seuls quelques vestiges de forêts peu dégradée subsistent sur des pentes escarpées et inaccessibles. En 2010, nous avons collecté des données liées aux arbres, à l'exploitation agricole et à l'altitude dans 77 des quadras de 2 x 25 m pour partitionner la couverture végétale en différentes classes. Nous avons utilisé l'analyse en composante principale et la classification ascendante hiérarchique (CAH) pour classier la couverture végétale en classe d'habitat. Les tests de Kruskal-Wallis ont permis de tester les différences de composition et de structure entre les classes obtenues. La biogéographie des arbres indigènes et endémiques est évaluée à l'aide des analyses structures imbriquées. Six classes d'habitats ont été identifiées : la classe des plantations des zones ouvertes de haute altitude, la classe des plantations des zones moins boisées, la classe de l'agroforêt dense de moyenne altitude, la classe de la forêt sévèrement dégradée et sous-plantée, la classe de forêt dégradée, et la classe de forêt dense. Les quatre premières sont associées aux activités agricoles. Des différences significatives entre les classes ont été observées pour les densités des arbres (natifs ou non-natifs), la diversité des espèces et les niveaux d'exploitations agricoles. Les habitats riches en arbres natifs avaient les plus fortes densités d'arbres. La densité des arbres augmentait avec l'altitude, tandis que la diversité en espèces était liée à la classe de la couverture végétale. Les types d'exploitation agricole étaient liés à la classe d'habitat et à la localisation dans l'altitude. Cette étude sera utilisée pour la planification de la gestion des zones agroforestière et la mise en place des actions de conservation pour les habitats forestiers.

Mot clés : forêt, classification, habitat, Anjouan, Comores.

Abstract

Anjouan, has been subject to strong anthropogenic pressures. Today only a few forest remnants remain on steep and inaccessible slopes. In 2010, we collected data using a plot-based methodology: 77 plots (2 x 25 m) were established across Anjouan and number, species, density/spacing, height, and diameter of trees with a dbh larger than 10 cm were

recorded. We also recorded signs of human-use such as agroforestry plantations and estimated percentage of agricultural use for each plot. Two types of analyses were used to partition the habitat into different classes: principal component analysis (PCA) and hierarchical cluster analysis (HCA). Significant differences between habitat classes were distinguished by Kruskal-Wallis tests for tree densities (native and non-native), species diversification, and level of agricultural exploitation. Biogeography of native and endemic trees is assessed using analyses of nested structures. Six habitat classes were identified: plantations in high altitude open areas, plantations in less wooded areas, low altitude agroforests, severely degraded and underplanted forests, degraded forests, and dense forests. The first four classes are associated with agricultural activities in varying intensities. Species diversification was shown to be associated with the different habitat classes as more intensely used agricultural habitat showed the least number of species. Habitats rich in native trees were additionally found to have high tree densities, whilst tree density increased with elevation. The results additionally showed that native tree species were in danger of extinction. Species diversification was related to the vegetation cover class. Farming types were related to habitat class and altitudinal location. The vegetation cover on Anjouan is marked by human exploitation which requires additional monitoring to avoid over-exploitation of the last remaining natural forests on the island. This study has important implications for agroforestry management planning and the implementation of conservation actions for forest habitats on the island.

Key words: forest, classification, habitat, Anjouan, Comores.

2.1.Introduction

Dans les zones tropicales, la déforestation a engendré des conséquences importantes et directes sur la diversité biologique (Carrero & Fearnside, 2011). Cette déforestation était à son maximum dans les zones tempérées jusqu'à la fin du XIX^e siècle et prédomine dans ces zones aujourd'hui (FAO, 2016). Par conséquent, la fragmentation anthropique de l'habitat pourrait affecter le flux génétique des espèces et provoquer une dépression de consanguinité (Nelson-Tunley et al., 2016). Selon l'évaluation des ressources forestières mondiales en 2015 (MacDicken et al., 2016), la superficie forestière mondiale a été réduite de 129 millions d'hectares (3,1 %) sur la période 1990-2015. La perte nette était principalement dans les zones tropicales qui représentaient 44 % de la superficie forestière mondiale (Keenan et al., 2015). De 2010 à 2015, la superficie des forêts tropicales a diminué à un taux de 5,5 millions d'hectares par an (Keenan et al., 2015). Les pressions dans les forêts naturelles restantes continuent à s'intensifier (Boussougou et al., 2015 ; FAO, 2016 ; Ratsisompatrarivo & Rasoamampianina, 2016 ; Austin et al., 2017), entraînant des taux élevés de perte de biodiversité (Vieilledent et al., 2018). La fragmentation et la destruction des habitats qui résultent des activités humaines sont des causes majeures de l'érosion de la biodiversité (Sivaramanan, 2015 ; Vieilledent et al., 2018).

Le nouveau pronostic dit que les activités humaines sont à l'origine d'extinctions massives des espèces (Briggs, 2017). La perte d'habitat a également provoqué une « crise d'extinction » dans les 34 « hot spots » de la biodiversité (Mittermeier et al., 2011). De plus, les petites îles sont considérées comme particulièrement vulnérables aux aléas naturels et anthropiques. Surtout, si l'on regarde l'augmentation de la population et le fait que les surfaces de terrain sont limitées sur les îles. Elles sont prioritaires pour les efforts de conservation, par le fait qu'elles ont 14 fois plus d'espèces terrestres menacées d'extinction que dans les aires continentales (Tershy et al., 2015). Les espèces envahissantes et la perte d'habitat sont les plus grandes menaces à la diversité des espèces terrestres insulaires (Tershy et al., 2015). Les espèces peu connues des habitats fragmentés peuvent être également menacées d'extinction (Mageski et al., 2018).

Dans les îles, comme à Madagascar, la biodiversité est menacée par la déforestation anthropique (Vieilledent et al., 2018). La proximité des villages entraîne des taux de déforestation importants et la conservation ne peut se concevoir qu'en partenariat avec les communautés locales (Ranaivonasy et al., 2016). La transmutation des forêts en terre agricole constituerait le moteur de la dynamique de la couverture forestière (Ranaivonasy et al., 2016 ; Goodman et al., 2017). L'agriculture, le feu et la coupe sélective des bois ont un effet

perturbateur sur les habitats qui sont indispensables aux espèces (Rakotomalala & Proctor, 2017). Aux Seychelles, la déforestation sur le plateau ouest de La Digue avait entraîné une baisse d'abondance de 24 % de *Calophyllum inophyllum* et *Terminalia catappa* (Neufeld, 1998).

Dans les quatre îles de l'Union des Comores (Anjouan, Grande Comore, Mayotte et Mohéli), la déforestation est attribuée à l'agriculture sur brûlis, aux activités agricoles dans les zones forestières, à la coupe de bois destinés à la menuiserie, à la production de bois d'œuvre (Boussougou et al., 2015 ; Brou & Mohamed, 2015) et à la production de l'huile d'essence notamment *Cananga odorata* (Charmoille, 2013). Par ailleurs, le déboisement de la forêt permet d'accéder aux nouvelles parcelles plus fertiles pour les cultures vivrières. Du fait de l'accroissement démographique sur le territoire, la menace la plus importante pour la faune et la flore est la perte progressive des habitats par anthropisation. Dans l'île d'Anjouan, la perte des forêts denses a entraîné l'augmentation des forêts dégradées passant ainsi de 8 % en 1995 à 15 % en 2014 (Boussougou et al., 2015). Elle met en danger les espèces endémiques, avec plus de 20 espèces terrestres listées comme menacées sur la liste rouge de l'Union Internationale pour la conservation de la nature (UICN). Anjouan est l'île la plus touchée par ce phénomène de déforestation.

Face à ce constat et l'importance de conservation de la biodiversité de l'île d'Anjouan, la planification environnementale est extrêmement urgente et nécessite une base de données soigneusement élaborée. Pour cela, le but ultime de cette étude était de classifier la couverture végétale des zones boisées, aux altitudes d'Anjouan, et d'évaluer l'état de la répartition des espèces végétales indigènes. Notre hypothèse était que les activités agricoles se pratiquaient dans les différentes classes d'habitat de l'île. Face à une population dense, en plein essor démographique, les activités agricoles demeuraient extensives et non protectrices de la fertilité du sol (Doulton et al., 2016). Cela poussait les paysans à mettre en place des nouvelles parcelles plus fertiles dans les derniers sommets de l'île. On doutait que des espèces natives ou endémiques comme *Weinmannia comorensis*, *Nuxia pseudodentata*, *Ocotea comoriensis*, *Brachylaena ramiflora* et *Macphersonia gracilis*, étaient au-dessous de leur population minimale viable. Nous avons encore supposé que les couvertures végétales denses et les plus diversifiées en espèces étaient dans les zones d'altitude. Dans les basses et moyennes altitudes, l'activité agricole prédominait et les gros arbres natifs se raréfiaient. La plupart des zones forestières ont été remplacées par des plantations des girofliers, de bananiers, de taro et d'arbres fruitiers (Charmoille, 2013). Les forêts d'Anjouan, généralement situées en altitude, ont diminué de 7311 hectares à un rythme de 8 % entre 1995 et 2014 (Boussougou et al., 2015). Les espèces ligneuses sont les principales sources d'énergies

domestiques et de distillation des essences. La coupe de bois qui était manuelle est actuellement faite avec des tronçonneuses. Ce qui pourrait affecter la diversité d'arbres dans les zones proches des villages. Dans cette optique, cette étude tente d'apporter des informations de l'état de la couverture forestière. Basée sur des analyses statistiques de classification, cette étude nous permettra de catégoriser différentes classes d'habitat. L'extension de cette étude en tenant compte des pressions humaines est nécessaire pour comprendre les causes et l'évolution de la couverture végétale.

2.2. Méthodes

2.2.1. Zone d'étude

L'archipel des Comores forme une entité naturelle, géographique et géologique située dans la partie septentrionale du canal de Mozambique. Les Comores sont situées à 280 km de la côte Est du Mozambique et à 320 km au nord de la grande île de Madagascar (Fig. 1).

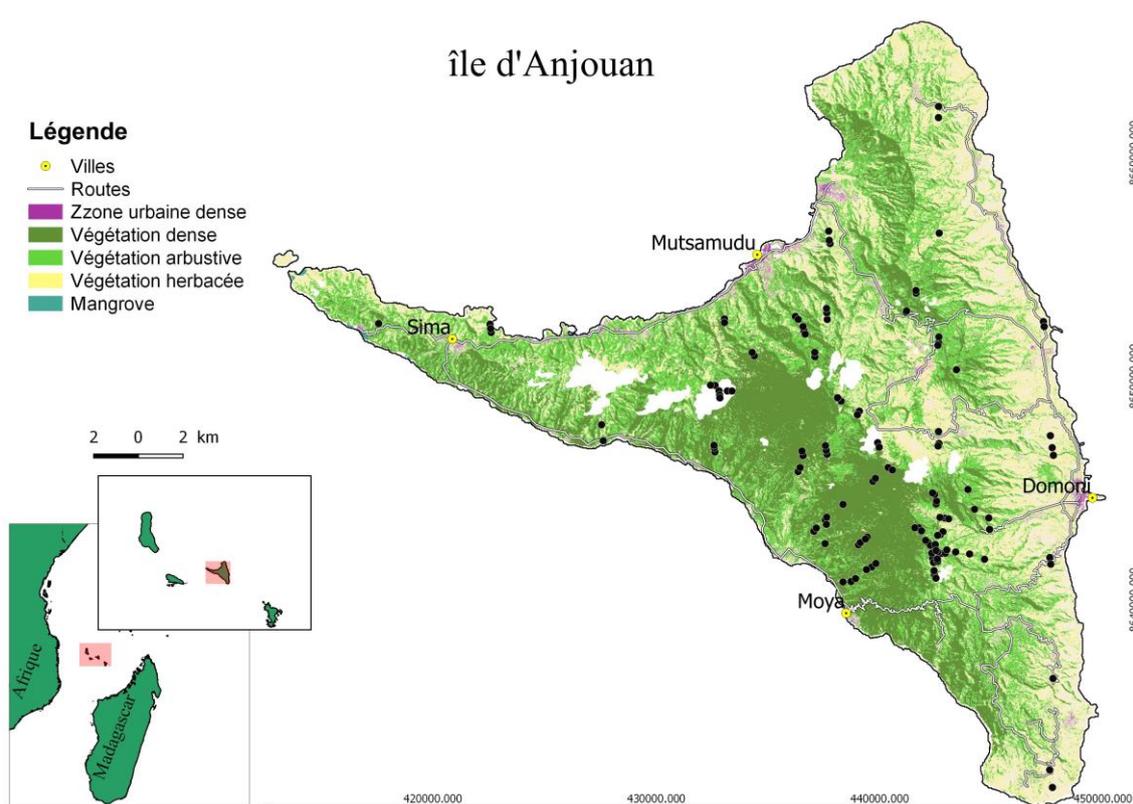


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude (île d'Anjouan), archipel des Comores.

Les sites d'échantillonnage sont mis en place dans les massifs forestiers généralement situés vers le centre de l'île où la biodiversité endémique est élevée. Des études ultérieures comme celles de Louette & Stevens, 1992 ; Marsh et al., 2010 ont montré que la biodiversité endémique était d'avantage dans les altitudes supérieures, ou il y restaient de la forêt ou

d'une végétation dense. Cependant, les transects ont été mis en place à partir des altitudes supérieures à 150 m. En dessous de cette altitude, autrement-dit en dehors de la partie centrale de l'île les zones sont urbanisées et ou dominées par des cocoteraies et des manguiers. Carte d'habitat de Révillion et al., (2017).

Ils se composent de quatre principales îles, la Grande Comore (1024 km²), Mohéli (211 km²), Anjouan (424 km²) et Mayotte (374 km²). L'ensemble se situe entre les latitudes 11°20' et 13°04' S et entre les longitudes 43°10' et 45°00' E. Anjouan est la deuxième grande île de l'archipel des Comores. Elle se situe entre 12°00' - 12°28'S et 44°07' - 44°38'E. Le climat est de type tropical humide avec deux saisons : une saison chaude et humide, de novembre à avril et une saison sèche et fraîche, de mai à octobre (Frenken, 2005). La pluviométrie annuelle varie entre 1371 mm à 3000 mm des zones côtières aux zones centrales. Le relief est très escarpé, avec de nombreuses arêtes vives, très pointues aux sommets, des ravins, et des pentes très raides. Les deux principaux sommets culminent à 1595 m pour le mont Ntringui et à 1474 m pour le mont Trindrini.

2.2.2. Echantillonnage des données

Les données de relevé d'habitat ont été effectuées entre juin et décembre 2010 sur 77 sites répartis à travers les différentes régions de l'île (Fig. 1). Dans chaque région, quatre à six quadrats de 2 x 25 m ont été mis en place dans différentes zones de couvertures végétales variables. Deux quadrats successifs étaient éloignés d'une distance de 200 m. Ils ont été posés systématiquement sur des transects préétablis. Le relief étant raide et souvent inaccessible, les quadrats étaient placés à proximité des chemins utilisés habituellement par les paysans. Dans la classification de la couverture végétale en trois classes de végétation : arbustive, dense et herbacée (Révillion et al., 2017), les sites y ont été distribués respectivement à 44 %, 46 %, et 10 %. Par rapport à la surface totale de chaque classe, la répartition des sites a été représentative ($X^2 = 6$, $df = 4$, $P = 0.2$).

Les informations suivantes ont été relevées :

1. Les coordonnées géographiques de longitude et de latitude (en UTM) ainsi que l'altitude ont été obtenues à l'aide d'un GPS (Garmin GPSmap 60CSx). Dans chaque quadrat, un point GPS a été pris au milieu avec une marge de précision entre 3 et 5 m.
2. Tous les arbres de diamètre supérieur à 10 cm à la hauteur de la poitrine de l'observateur (DBH) ont été mesurés et identifiés en termes d'espèces. Pour les arbres dont les noms n'ont pas été déterminés sur place, des échantillons de feuilles et des branches ont été

amenés dans les villages pour identification du nom vernaculaire. Un guide de plantes ligneuses (Davies, 2006) a permis d'identifier les noms scientifiques.

3. L'écartement des arbres a été estimé en mètre de la distance visible par l'observateur dans les quatre points cardinaux. À une hauteur de 1,50 m à partir du sol, l'observateur qui est au centre du quadrat a estimé la distance à partir de lui jusqu'aux prochains arbres où il ne pouvait pas voir à travers. Cependant, la distance d'espacement des arbres ne se limitait pas à l'intérieur du quadrat.
4. Les signes des activités humaines à savoir la présence du feu, de l'élevage, des arbres coupés, et le type d'exploitation ont été notés.
5. L'exploitation agricole a été estimée en pourcentage dans un rayon de 100 m environs à partir du centre du quadrat.

2.2.3. Classification ascendante hiérarchique de l'habitat

Nous avons procédé à la classification hiérarchique des sites afin de pouvoir déterminer les différents groupes de couverture forestière. Cette classification a été effectuée à partir des résultats d'une analyse en composante principale (ACP). L'ACP a été choisie pour permettre le déroulement de cette classification en raison de son efficacité dans un très grand nombre de variables, mais aussi de la qualité numérique de ces variables (Husson et *al.*, 2010). Elle était utilisée aussi comme une étape de traitement pour éliminer le bruit des données, pour transformer les variables catégoriques en variables continues, et équilibrer l'influence de plusieurs variables (Husson et *al.*, 2010).

Cette analyse a été réalisée sur des données des 77 sites, décrits par huit variables choisies pour permettre de calculer les distances de ressemblance entre les sites. Quatre étaient supplémentaires (altitude, pourcentage de surface cultivée (agriculture), l'écartement moyen entre les arbres, et le diamètre moyen des arbres). Les quatre variables actives (la densité d'arbres natifs par 50 m², la densité d'arbres non-natifs par 50 m², le nombre d'arbres total par 50 m², et le nombre d'espèces d'arbres total par 50 m²) ont servi de calculer les axes. Pour trouver les variables quantitatives qui décrivent bien la partition de chaque classe, on a utilisé un test de Fisher. L'hypothèse nulle était que deux lois normales avaient la même variance. Les analyses ont été effectuées dans le logiciel R 3.3.2 (R Core Team, 2017b) avec les packages "FactoMineR" (Lê et *al.*, 2008) et "Factoshiny" (Vaissie et *al.*, 2017). L'analyse de classification ascendante hiérarchique a été consolidée pour avoir un nombre optimum de classe entre 3 et 10.

2.2.4. Comparaison des groupes de classe de couverture forestières

Les tests de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour les analyses de comparaison des variables des classes issues de la classification. Il s'agit d'un test non-paramétrique sur des échantillons indépendants. Les analyses ont été effectuées dans le package "agricolae" (version 1.2-6, Mendiburu, 2017) du logiciel R (R Core Team, 2017a). Les méthodes de Kruskal-Wallis dans ce package utilisant la fonction "Kruskal" avec le paramètre « groupe = FALSE » permet des comparaisons multiples au seuil de significativité (ou risque d'erreur) $P \leq 0,05$ (Mendiburu, 2017). L'hypothèse nulle H_0 était qu'il n'y avait pas de différence (de diversité en arbres, de densité d'arbres natifs ou plantés, et d'exploitation agricole) entre les six classes d'habitat et provenaient d'une même classe (combinée) d'une population d'arbres. L'hypothèse alternative H_1 était qu'il existait au moins un couple de classe d'habitat ayant des différences (de diversité en arbres, de densité d'arbres natifs ou plantés, et d'exploitation agricole). La probabilité P est ajustée par la méthode de correction de Bonferroni.

2.2.5. Analyse de la composition de la communauté végétale

Le concept de « système de température » de (Atmar & Patterson, 1993) a permis de mesurer la santé biogéographique de la répartition de la communauté végétale d'espèces dans les sites. La matrice de température est une mesure empirique du degré d'incertitude dans l'ordre d'extinction des espèces et une indication de la stabilité relative des populations constituantes (Atmar & Patterson, 1993). Elle prend la valeur minimale de 0° (température froide) lorsque l'imbrication des espèces est parfaite, et la valeur maximale 100° (température chaude) lorsque les espèces sont largement dispersées au hasard (Atmar & Patterson, 1993 ; Abu Baker & Patterson, 2011). Le but était de quantifier la mesure dans laquelle un ensemble donné de présences et d'absences se rapprochait ou s'écartait d'un modèle parfaitement imbriqué. Les analyses ont été réalisées dans le logiciel R 3.4.1. avec l'utilisation des fonctions « nestedtemp » du package « vegan 2.4-6 » (Oksanen et al., 2018). Une série de modèles nulles permet d'évaluer le degré d'imbrication et sa significativité (Kaiser, 2015). La fonction « oecosimu » utilisant la fonction nestedtemp ont permis à l'évaluation des indices alternatifs d'imbrication des espèces (Oksanen et al., 2018). L'hypothèse nulle H_0 est qu'il n'y a pas de différence entre la valeur de la température et celles des modèles simulés. L'hypothèse alternative H_1 est que la valeur de la température est inférieure ou supérieure aux valeurs de température des modèles simulés.

2.3. Résultats

La diversité des arbres recensés dans les 77 quadrats étaient de 21 espèces indigènes, donc quatre étaient endémiques (Tab. 1).

Tableau 1. Liste et statut des espèces d'arbres recensés dans les quadrats.

Noms scientifiques	Statut	Noms scientifiques	Statut
<i>Anthocleista grandiflora</i>	Indigène	<i>Khaya comorensis</i>	Endémique
<i>Aphloia theiformis</i>	Indigène	<i>Macaranga boutonoides</i>	Indigène
<i>Brachylaena ramiflora</i>	Indigène	<i>Macphersonia gracilis</i>	Indigène
<i>Calophyllum inophyllum</i>	Indigène	<i>Nuxia pseudodentata</i>	Indigène
<i>Chrysophyllum boivinianum</i>	Indigène	<i>Ocotea comoriensis</i>	Endémique
<i>Cussonia spicata</i>	Indigène	<i>Polyscias duplicata</i>	Indigène
<i>Cyathea boivinii</i>	Indigène	<i>Phyllartron comorense</i>	Endémique
<i>Draceana xiphophylla</i>	Indigène	<i>Polyscias sp.</i>	Indigène
<i>Dypsis lanceolate</i>	Indigène	<i>Tambourissa leptophylla</i>	Indigène
<i>Ficus lutea</i>	Indigène	<i>Weinmannia comorensis</i>	Endémique
<i>Gastonia duplicata</i>	Indigène		

L'abondance de ces arbres natifs augmentait avec l'altitude, contrairement aux activités agricoles qui diminuaient avec l'altitude. Les altitudes voisines de 1000 m ont été les plus diversifiées en espèces. La densité des arbres était de $3,9 \pm 4,1$ avec un maximum de 15 dans les zones forestières. Leur diamètre était de $17,3 \pm 15,6$ cm. L'espacement entre ces arbres était de $30,4 \pm 28,3$ m. L'exploitation agricole était moyenne de $43,5 \pm 42,4$ %, et l'altitude moyenne s'était située à $784 \pm 298,6$ m.

2.3.1. Étude des variables explicatives

L'analyse en composante principale a utilisé huit variables issues des quadrats de 50 m² (Tab. 2). La qualité de projection ou pourcentage d'inertie a été mesurée pour chaque axe. Elle est illustrée à 68,4 %, à 27,3 % et à 4,2 % respectivement pour les trois premiers axes (Dim1, Dim2 et Dim3). Cette qualité de représentation a totalisé 99,8 % d'informations contenues dans les données.

Tableau 2. Présentation des minimums, maximums et moyennes des variables utilisées pour la classification de la couverture végétale.

Les variables quantitatives sont les variables actives de l'analyse de l'ACP. Les variables supplémentaires sont des variables illustratives. Elles ne servent ni à construire les axes de l'ACP ni à calculer les distances entre les individus.

Variables		Minimum	Moyenne	Maximum
Quantitatives	Nombre d'arbres total/50 m ²	0	3,7	14
	Nombre d'espèces d'arbres/50 m ²	0	2,6	10
	Nombre d'arbres natifs/50 m ²	0	2,4	14
	Nombre d'arbres non-natifs/50 m ²	0	1,1	8
Supplémentaires	Écartement des arbres (en m)	3	35,8	177
	Altitude (en m)	174	791	1431
	DBH moyenne (centimètre)/50 m ²	> 10	18	82
	Surface agricole (en pourcentage)/50 m ²	0	17,3	100

La répartition des sites qui ont constitué les groupes plus ou moins homogènes de couverture végétale était fortement contributive (Tab. 3 & 4) :

- Positivement sur l'axe Dim1 par la présence d'un nombre élevé d'arbres (contribution = 35,3 %, $\text{Cos}^2 = 1$), d'une meilleure diversité d'espèces d'arbres (contribution = 32,4 %, $\text{Cos}^2 = 0,9$) et d'une domination d'arbres natifs (contribution = 30,8 %, $\text{Cos}^2 = 0,8$).
- Positivement sur l'axe Dim2 par le nombre d'arbres non-natifs (contribution = 87,4 %, $\text{Cos}^2 = 0,6$) et négativement par le nombre d'arbres natifs (contribution = 11,7 %, $\text{Cos}^2 = 0,1$).
- Négativement sur l'axe Dim3 par le nombre d'espèces d'arbres élevé (contribution = 67,2 %, $\text{Cos}^2 = 0$). Et positivement par la présence des arbres natifs (contribution = 16 %, $\text{Cos}^2 = 0$), ainsi que de leurs fortes densités (contribution = 14,5 %, $\text{Cos}^2 = 0$).

Tableau 3. Valeur propre et pourcentage d'inertie des composantes individuelles.

	Valeur propre	Pourcentage de variance	Pourcentage de variance cumulé
Composante 1	2,7	68,4	68,4
Composante 2	1,1	27,3	95,7
Composante 3	0,2	4,2	99,9
Composante 4	0	0,2	100

Tableau 4. Corrélation et contribution des variables individuelles à la formation des axes de l'analyse en composante principale.

Variables explicatives	Contribution en %			Corrélation ($P \leq 0,05$)		
	Dim1	Dim2	Dim3	Dim1	Dim2	Dim3
Nombre d'arbres total/50 m²	35,3	0,6	14,5	1	0,1	0,2
Nombre d'espèces d'arbres/50 m²	32,4	0,2	67,2	0,9	0,1	-0,3
Nombre d'arbres natifs/50 m²	30,8	11,7	15,9	0,9	-0,4	0,2
Nombre d'arbres non-natifs/50 m²	1,6	87,4	2,4	0,2	1	0,1

Les coordonnées des variables supplémentaires sont présentées dans l'annexe 2. Le premier axe de l'ACP a opposé les groupes des sites dominés par une forte densité d'arbres natifs et diversifiés en espèces contre les groupes de sites caractérisés par des espaces très ouverts et ayant des activités agricoles. Le second axe de l'ACP a opposé les sites dominés par les arbres non-natifs, le plus souvent avec de gros arbres, aux sites des altitudes élevées et caractérisés par des arbres natifs (Fig. 2 a et b). On a remarqué que les sites caractérisés par une domination d'arbres non-natifs avaient un nombre considérable de *Syzygium aromaticum*. Ils sont le plus souvent situés à des altitudes inférieures à 780 m. Le nombre d'arbres natifs augmentaient avec l'altitude. Par conséquent, *Syzygium aromaticum* et les arbres non-natifs diminuaient avec l'altitude. Les zones à forte diversité végétale avaient une raréfaction de *Syzygium aromaticum* et de *Musa* sp.

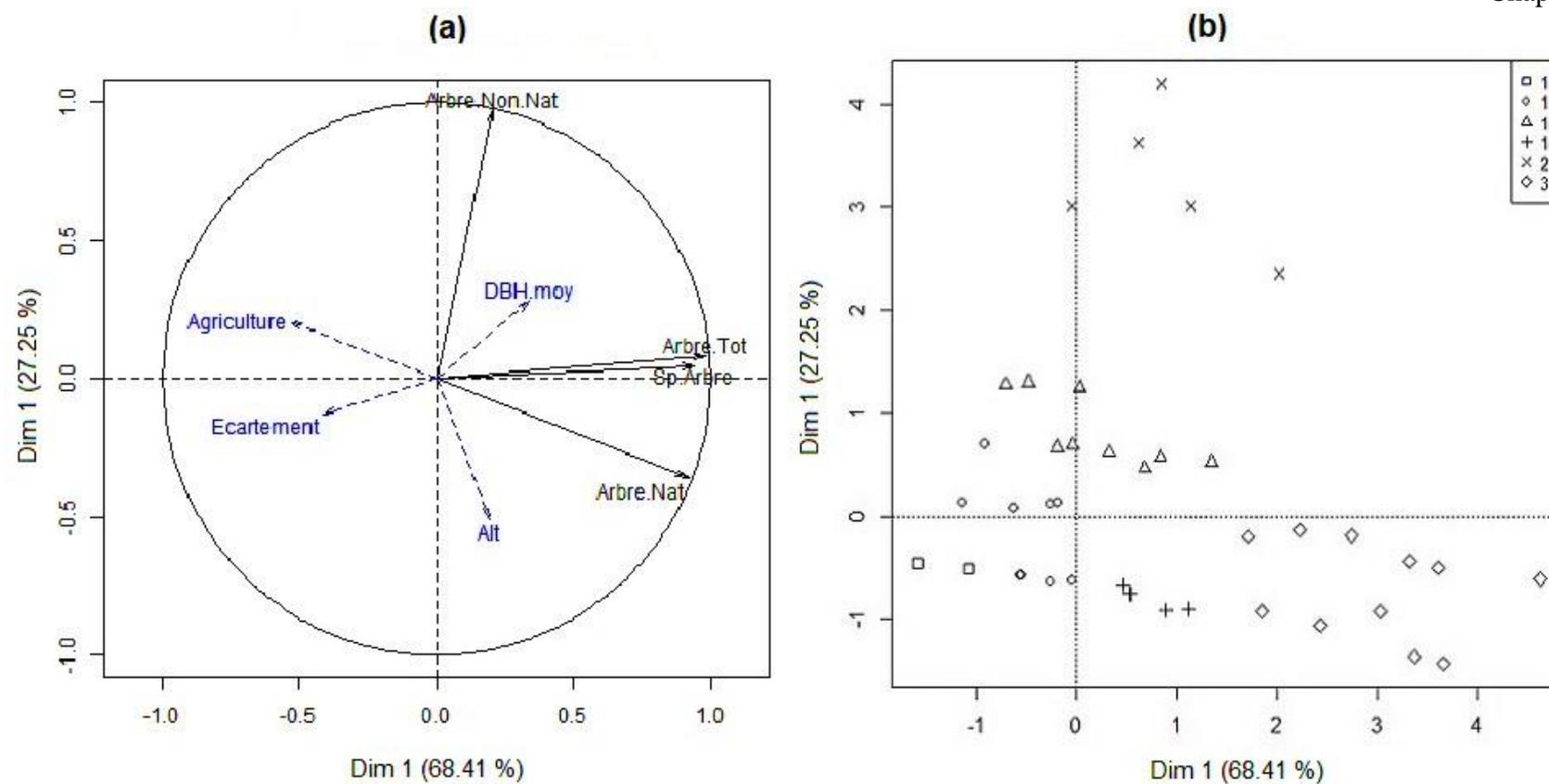


Figure 2 : Corrélation des variables pour l'ACP (a) et Plan factoriel de la classification des couvertures végétales des sites. (b) projection des variables dans le plan factoriel de l'analyse en composante principale.

Chapitre 2

Alt : Altitude ; Arbre.Nat : Arbre natif ; Arbre.Tot : Arbre total ; Arbre.Non.Nat : Arbre non-natif ; Sp.Arbre : Nombre d'espèces d'arbres ; DBH.moy : diamètre moyen à hauteur de la poitrine. 1b : forêt sévèrement dégradée et sous plantée ; 1c : plantation des zones moins boisées ; 1d : forêt dégradée ; 2 : agroforêt dense de moyenne altitude ; 3 : forêt dense.

2.3.2. Classification hiérarchique des sites

La classification a divisé les 77 sites de relevé végétal en deux catégories :

- i) Les habitats décrits par une faible densité d'arbres, et ayant des activités agricoles
- ii) Les habitats caractérisés par une densité et une diversification des espèces d'arbres plus ou moins élevée (Fig. 3). Il s'agissait des habitats moins boisés ou ouverts et des habitats boisés ou semi-fermés. Les habitats moins boisés se scindaient en deux groupes par la nature (natif ou non-natif) de la majorité des arbres, de la densité des arbres et de leurs situations en dans l'altitude. Les variables qui ont décrit le plus cette classification étaient respectivement par ordre d'importance : le nombre d'arbres non-natifs ($t = 0,9$; $P < 0,01$), le nombre d'arbres total (HCPC, $Eta2 = 0,9$; $P < 0,01$), le nombre d'arbres natifs (HCPC, $Eta2 = 0,9$; $P < 0,01$), le nombre d'espèces d'arbres (HCPC, $Eta2 = 0,8$; $P < 0,01$), le pourcentage de l'agriculture (HCPC, $Eta2 = 0,4$; $P < 0,01$). Les habitats moins boisés se sont scindés en deux groupes par la nature (natif ou non-natif) de la majorité des arbres, de la densité des arbres et de leurs situations en l'altitude. Par défaut de l'analyse, le nombre de classes obtenu était de trois. L'inertie totale était de 3,8 pour les deux premiers axes et 95 % de la variance cumulative. La perte d'inertie (Fig. 3) a illustré qu'à l'intérieur des classes, les variabilités étaient importantes. Cependant, on a distingué des sous-classes.

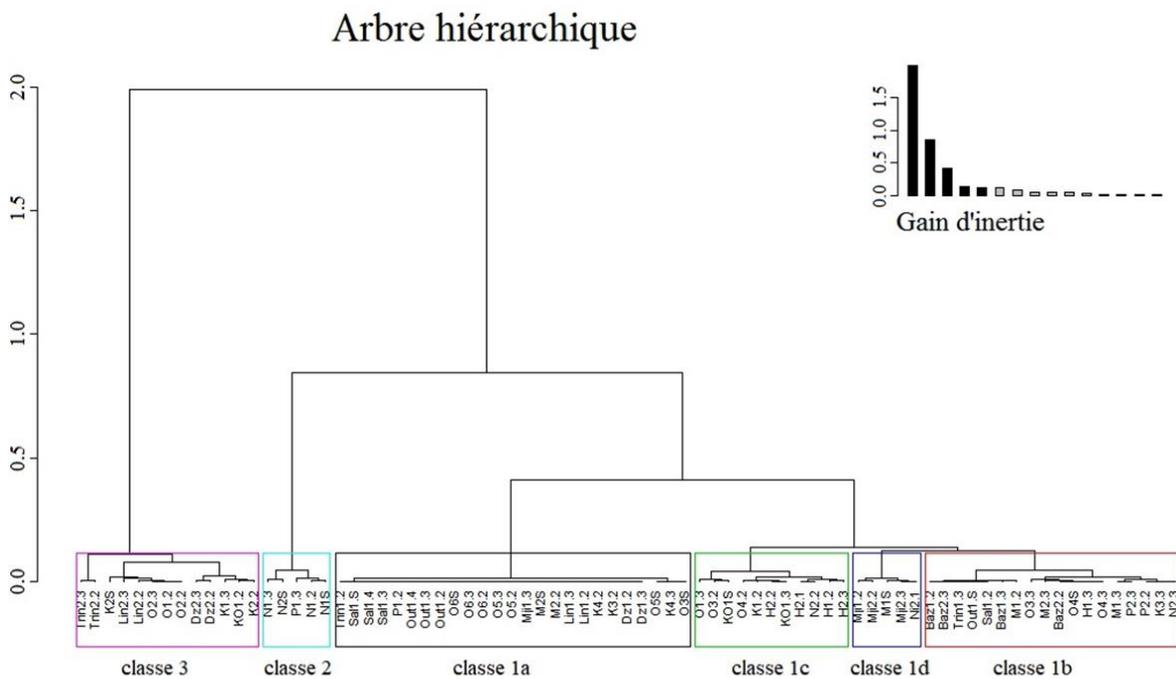


Figure 3 : Classification ascendante hiérarchique de l'habitat.

2.3.2.1. Classe 1 : zones ouvertes

La première classe s'est isolée des autres classes par sa spécification en faible densité et en faible diversification des arbres. Il s'agissait des zones ouvertes, avec des pratiques agricoles et marquées par des champs abandonnés. Ce type d'habitat s'est rencontré entre 500 et 1200 m d'altitude. Cette première classe s'est différenciée en quatre sous-classes (Tab. 5).

- a *Classe 1a : plantation des zones ouvertes de haute altitude*

La première sous-classe était marquée par des espaces très ouverts avec une rareté des arbres et l'agriculture y occupait en moyenne $71 \pm 36,6$ % de l'espace (Tab. 5). La coupe d'arbres y était présente. Les arbres fréquents étaient forestiers. La culture était généralement vivrière. Cependant, dans les régions du Sud-est, on y a rencontré aussi des cultures maraîchères telles que la tomate et la laitue. Cette sous-classe était caractéristique des plateaux parmi lesquels les plus représentatifs étaient ceux situés au sud et au centre de l'île. Il s'agissait des espaces des zones très déboisées de haute altitude. La classe était généralement constituée des gros arbres. Il manquait dans cette classe la strate des arbustes. On y rencontrait des champs abandonnés, des plantations de *Musa* sp., de *Xanthosoma* sp., de *Manihot* sp., de *Ipomea* sp. et de *Cajanus* sp. Les plantations de *Cocos nucifera* y étaient absentes. Les arbres fruitiers étaient rares. On l'a rencontrée le plus souvent vers le centre de l'île. Dans le Sud-ouest de l'île, elle pouvait se rencontrer vers un minimum de 200 m d'altitude. Les quelques arbres rencontrés étaient surtout dans des zones abandonnées ou dans les périphéries des champs. Cette classe s'est estompée au-delà des altitudes supérieures à 1000 m.

- b *Classe 1b : forêt sévèrement dégradée et sous plantée*

C'est une zone forestière déboisée et sous plantée. Par rapport à la classe 1a, la classe 1b s'est différenciée par une augmentation de sa densité en nombre d'arbres avec des diamètres élevés. Le diamètre moyen des arbres était de $24,4 \pm 14,4$ cm (Tab. 5). La plantation était presque réduite aux *Musa* sp., *Xanthosoma* sp. et *Syzygium aromaticum*. On y rencontrait à la fois des arbres natifs et des arbres non-natifs. Généralement, cette classe se trouvait entre 800 m et 1200 m d'altitude. Les meilleures densités d'arbres ont été rencontrées dans des zones abandonnées et dans les zones où l'agriculture occupe moins de 40 % des sols.

Tableau 5. Tableau comparatif des moyens des variables pour la composition des six classes d'habitat. Dans chaque cellule, on a présenté, dans la première ligne, la moyenne dans la catégorie suivie de l'écart type et, dans la deuxième ligne, les valeurs minimales et maximales. Les arbres sont comptés dans des quadrats de 50m².

	Arbres total	Espèces d'arbres	Arbres natifs	Arbres non-natifs	Diamètre (cm)	Écartement des arbres (m)	Agriculture (%)	Altitude (m)
Classe 1	2 ± 2	1,4 ± 1,3	1 ± 1,3	0,7 ± 1	15 ± 16,3	36,4 ± 30,2	53,1 ± 41	781,6 ± 274,6
N = 59	0 - 7	0 - 6	0 - 7	0 - 3	0 - 55	3 - 150	0 - 100	174 - 1281
Classe1a	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3	0,1 ± 0,3		3,8 ± 10,5	46,2 ± 35,5	71 ± 36,6	761,7 ± 283,8
N = 25	0 - 1	0 - 1	0 - 1	”	0 - 39	3 - 150	0 - 100	174 - 1281
Classe1b	2,2 ± 0,9	1,8 ± 0,6	1,2 ± 1	0,8 ± 0,7	24,4 ± 14,4	30,5 ± 25,1	42,2 ± 41,8	853,6 ± 264,7
N = 18	1 - 5	1 - 3	0 - 3	0 - 2	0 - 55	3 - 100	0 - 100	232 - 1265
Classe1c	4,09 ± 1,1	3,27 ± 1,4	1,64 ± 1,4	2,36 ± 0,5	22,9 ± 16,6	26 ± 15,1	34,1 ± 38,6	732 ± 261,1
N = 11	3 - 6	1 - 6	0 - 4	2 - 3	0 - 55	3 - 50	0 - 100	428 ± 1034
Classe1d	5,6 ± 1,5	4,3 ± 1,6	5,8 ± 1,3		23,4 ± 8,2	19,6 ± 16	7,8 ± 20,3	728,8 ± 325,3
N = 5	4 - 7	2 - 4	4 - 7	”	13,57 - 33,3	4,5 - 66	0 - 65	200 - 1028
Classe2	7,6 ± 1,4	3,6 ± 2	0,8 ± 1,3	6,4 ± 1	29,6 ± 6,6	15,3 ± 6,6	74 ± 27	320,2 ± 74,3
N = 5	6 - 10	1 - 6	0 - 3	0 - 8	20 - 36,6	7 - 22,5	45 - 100	198 - 431
Classe3	11,9 ± 1,9	7,2 ± 2	11,1 ± 2,3	0,6 ± 0,5	21,6 ± 12,1	13,7 ± 11,6	0,4 ± 1,3	994 ± 255
N = 13	7 - 15	4 - 10	6 - 15	0 - 1	0 - 53,3	4 - 39	0 - 5	561-1431

- c Classe 1c : plantation des zones moins boisées

La sous-classe 1c s'est caractérisée par des plantations dans des zones boisées avec des arbres majoritairement non-natifs. La densité moyenne des arbres non-natifs était de $2,4 \pm 0,5$ (Tab. 5). Celle des arbres natifs était de $1,6 \pm 1,4$. Il s'agissait majoritairement d'arbres fruitiers, parmi lesquels le *Mangifera* sp., *Artocarpus* sp., ainsi que de culture de rente comme le *Syzygium aromaticum* et *Cananga odorata*. Les champs abandonnés étaient nombreux et la végétation était dominée par des plantes envahissantes. Cette classe s'est située à des élévations inférieures à 800 m. Dans cette classe, la densité des arbres augmentait avec la diminution des activités agricoles.

- d Classe 1d : forêt dégradée

C'est une forêt perturbée. La forêt dégradée s'est caractérisée par des zones de forte densité d'arbres à canopée semi-fermée. Les traces des pressions humaines étaient visibles. La densité des arbres était de $6,4 \pm 1,5$ (Tab. 5). Les arbres étaient natifs. Le nombre moyen d'espèces par unité de surface était de $4,3 \pm 1,6$. Cette classe n'était pratiquement pas une zone agricole, mais dans certaines zones de l'île, on a assisté à de nouvelles traces des pratiques agricoles.

2.3.2.2. Classe 2 : agroforêt dense de moyenne altitude

C'est une zone de plantation des cultures vivrières et annuelles en alternance avec des arbres plantés et fruitiers. La deuxième classe s'est distinguée par la présence de gros arbres généralement non-natifs. La densité moyenne était de $7,6 \pm 1,5$ arbres (Tab. 5). Les sites de cette classe se situaient dans les altitudes moyennes de $320,2 \pm 74,3$ m. L'écartement des arbres variait d'une région à une autre. Cependant, il est de $15,3 \pm 6,6$ m en moyenne dans cette classe. Les principaux arbres étaient *Syzygium aromaticum*, *Mangifera* sp., des *Cocos nucifera*, *Cananga odorata* et d'autres arbres fruitiers.

2.3.2.3. Classe 3 : forêt dense

C'est une forêt originale avec une végétation native (Annexe 3a). La troisième classe s'est caractérisée par les zones d'altitude moyenne de 994 ± 255 m (Tab. 5). Par unité de surface, la densité d'arbres était de $11,9 \pm 1,9$ arbres par 50 m^2 . Il s'agissait des zones très boisées à canopée fermées et à forte densité d'arbres. L'agriculture y était totalement absente.

2.3.3. Comparaison multiple des classes

Une régression multiple ($f = 481,2$; $df = 65$, $P < 0,01$) a montré que la densité des arbres avait tendance à augmenter dans la classe 3 et dans classe 1b. Elle augmentait significativement avec les zones riches en espèce végétale ($P < 0,01$). Par contre, cette densité diminuait significativement ($P < 0,01$) dans les zones où l'on trouvait des gros arbres. La densité des arbres natifs augmentait dans les zones qui avaient des gros arbres ($P = 0,01$) et dans les zones à forte densité d'arbres. La densité des arbres natifs diminuait avec l'augmentation de la densité des arbres non-natifs. L'intensité des activités agricoles était significativement différente dans les classes d'habitat (Kruskal-Wallis, $X^2 = 32,6$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 3 et la classe 1d s'opposaient à la classe 1a et à la classe 2 qui étaient respectivement les plus exploitées en agriculture (Tab. 6). Pourtant la classe 2, dominée par des arbres plantés tels que les arbres fruitiers, les cultures de rente (*Syzygium aromaticum* et *Cananga odorata*) et *Musa* sp. s'est distinguée significativement des autres classes. Par conséquent, il existait quatre classes d'habitats principalement agricoles. Suivant l'ordre décroissant de l'intensité des

Tableau 6. Tableau de comparaisons multiples des classes pour le pourcentage d'agriculture.

* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$

Classes	Différence	P	Signification	Borne inférieur	Borne supérieur
classe1a - classe1b	14,1	0,1		-1,9	30,1
classe1a - classe1c	14,6	0,3		-4,2	33,3
classe1a - classe1d	32,8	< 0,01	**	7,5	58,2
classe1a - classe2	-1	1		-26,4	24,4
classe1a - classe3	38,3	< 0,01	***	20,6	56,1
classe1b - classe1c	0,4	1		-19,4	20,3
classe1b - classe1d	18,7	0,5		-7,5	44,9
classe1b - classe2	-15,1	1		-41,5	11,1
classe1b - classe3	24,2	< 0,01	**	5,4	43,1
classe1c - classe1d	18,3	0,8		-9,7	46,2
classe1c - classe2	-15,5	1		-43,5	12,4
classe1c - classe3	23,8	< 0,01	*	2,6	45
classe1d - classe2	-33,8	< 0,01	*	-66,6	-1,1
classe1d - classe3	5,5	1		-21,7	32,8
classe2 - classe3	39,3	< 0,01	***	12,1	66,6

activités agricoles, on cite : la classe 2, la classe 1a, la classe 1b et la classe 1c (Fig. 4a et Tab. 5).

La densité des arbres variait entre les classes d'habitat (Kruskal-Wallis, $X^2 = 71,9$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 1a était la moins dense. Elle avait une tendance presque constante de la densité des arbres quelle que soit l'altitude. La densité des arbres augmentait en partant de la classe 1a à la classe 1b, la classe 1c, aux classes 1d et 2 (ces deux classes n'avaient pas de différence significative), et à la classe 3 (Fig. 4b et Tab. 7). La tendance d'augmentation de la densité des arbres était légèrement positive lorsqu'on montait en altitude dans la classe 1c, la classe 1d, la classe 2 et la classe 3. Les zones de fortes densités d'arbres avaient de fortes diversifications spécifiques (Fig. 4b et 4d).

Tableau 7. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres.

* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$

Classes	Différence	P	Signification	Borne inférieur	Borne supérieur
classe1a - classe1b	-22,1	< 0,01	***	-27,1	-17,1
classe1a - classe1c	-35,6	< 0,01	***	-41,4	-29,7
classe1a - classe1d	-42,5	< 0,01	***	-50,4	-34,6
classe1a - classe2	-49,4	< 0,01	***	-57,3	-41,5
classe1a - classe3	-57,2	< 0,01	***	-62,7	-51,7
classe1b - classe1c	-13,4	< 0,01	***	-19,6	-7,3
classe1b - classe1d	-20,4	< 0,01	***	-28,5	-12,2
classe1b - classe2	-27,3	< 0,01	***	-35,4	-19,1
classe1b - classe3	-35,1	< 0,01	***	-41	-29,2
classe1c - classe1d	-6,9	0,3		-15,6	1,8
classe1c - classe2	-13,8	< 0,01	***	-22,5	-5,1
classe1c - classe3	-21,7	< 0,01	***	-28,3	-15,1
classe1d - classe2	-6,9	0,7		-17,1	3,3
classe1d - classe3	-14,8	< 0,01	***	-23,2	-6,3
classe2 - classe3	-7,9	0,1		-16,3	0,6

Les distances entre les arbres ont été élevées dans la classes 1a (Kruskal-Wallis, $X^2 = 15,6$; $df = 5$; $P < 0,01$). Elles avaient tendance à diminuer dans les autres classes avec la diminution des activités agricoles (Fig. 4c). Dans la classe 3, l'espacement des arbres a été le plus réduit.

La différence d'espacement dans la classe 1a et la classe 3 était de 26,7 (min : 5,3 ; max : 48,2 ; $P < 0,01$).

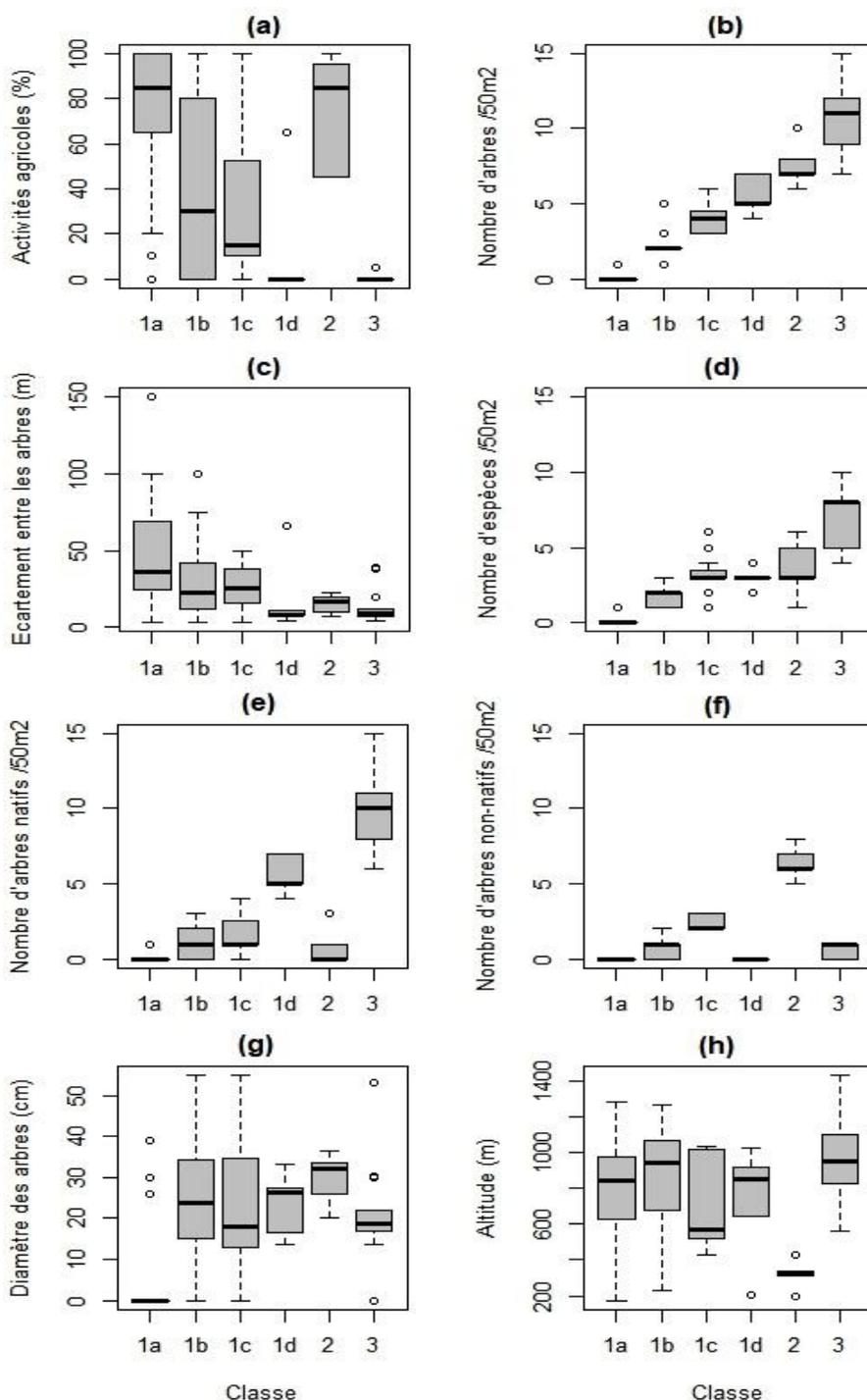


Figure 4 : Comparaison des classes d'habitat par les variables.

La richesse des espèces des arbres variait entre les classes (Kruskal-Wallis $X^2 = 66,7$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 1a était la moins diversifiée. La classe 3 et la classe 1d étaient respectivement les plus diversifiées en espèce d'arbres (Fig. 4d et Tab. 8). Certaines classes avaient d'avantage d'arbres natifs (Kruskal-Wallis $X^2 = 56,7$; $df = 5$; $P < 0,01$), et d'autres

avaient d'avantage d'arbres non-natifs (Kruskal-Wallis $X^2 = 57,8$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 3 et la classe 1d comportaient respectivement les densités les plus élevées des arbres natifs (Fig. 4e). La classe 1a qui était composée généralement des arbres natifs contenait la plus faible diversité des espèces (Tab. 5 et 9). Les classes 1b et 1c avaient des densités d'arbres natifs respectivement inférieures par rapport à la classe 1d et à la classe 3. La densité des arbres natifs augmentait de la classe 1a à la classe 2, à la classe 1b, à la classe 1c, et à la classe 3 (Tab. 9).

Tableau 8. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la diversité des arbres.

* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$

Classes	Différence	P	Signification	Borne inférieure	Borne supérieure
classe1a - classe1b	-23,8	< 0,01	***	-31,3	-16,4
classe1a - classe1c	-38,5	< 0,01	***	-47,3	-29,8
classe1a - classe1d	-37,7	< 0,01	***	-49,5	-25,8
classe1a - classe2	-39,4	< 0,01	***	-51,2	-27,5
classe1a - classe3	-56,3	< 0,01	***	-64,5	-48
classe1b - classe1c	-14,7	< 0,01	***	-24	-5,5
classe1b - classe1d	-13,9	0,01	*	-26,1	-1,6
classe1b - classe2	-15,6	< 0,01	**	-27,8	-3,3
classe1b - classe3	-32,4	< 0,01	***	-41,2	-23,7
classe1c - classe1d	0,9	1		-12,2	13,9
classe1c - classe2	-0,9	1		-13,9	12,2
classe1c - classe3	-17,7	< 0,01	***	-27,6	-7,8
classe1d - classe2	-1,7	1		-17	13,6
classe1d - classe3	-18,6	< 0,01	***	-31,3	-5,9
classe2 - classe3	-16,9	< 0,01	**	-29,6	-4,2

La classe 2 et la classe 1c avaient d'avantage d'arbres non-natifs (Tab. 10). Parmi les arbres non-natifs, on peut citer les arbres fruitiers comme *Artocarpus* sp., *Mangifera* sp., *Annona muricata* et *Cocos nucifera*.

Tableau 9. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres natifs.

* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$

Classes	Différence	P	Signification	Borne inférieure	Borne supérieure
classe1a - classe1b	-18,8	< 0,01	***	-29,3	-8,3
classe1a - classe1c	-22,2	< 0,01	***	-34,5	-9,9
classe1a - classe1d	-43,5	< 0,01	***	-60,2	-26,8
classe1a - classe2	-9,7	1		-26,4	7
classe1a - classe3	-51,3	< 0,01	***	-62,9	-39,7
classe1b - classe1c	-3,4	1		-16,5	9,6
classe1b - classe1d	-24,7	< 0,01	***	-41,9	-7,5
classe1b - classe2	9,1	1		-8,1	26,3
classe1b - classe3	-32,5	< 0,01	***	-44,9	-20,1
classe1c - classe1d	-21,3	0,01	*	-39,	-2,9
classe1c - classe2	12,6	0,6		-5,8	30,9
classe1c - classe3	-29,1	< 0,01	***	-43	-15,1
classe1d - classe2	33,8	< 0,01	***	12,3	55,3
classe1d - classe3	-7,8	1		-25,7	10,1
classe2 - classe3	-41,6	< 0,01	***	-59,5	-23,7

On avait une différence de répartition des gros arbres dans les classes (Kruskal-Wallis, $X^2 = 30,6$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 1a abritait les arbres avec les faibles diamètres. On a remarqué que les blocs de forêt dense qui hébergeaient les plus fortes densités d'arbres et qui étaient situés dans les altitudes élevées n'avaient probablement pas de très gros arbres dépassant 40 cm de diamètres (Fig. 4g). Pourtant, la grandeur des arbres n'était pas corrélée avec l'altitude ($cor = -0,01$; $t = -0,8$; $df = 75$; $P = 0,4$). La classe 1b, bien que caractérisée par de faibles densités, présentait différentes strates arborescentes.

Tableau 10. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres non-natifs.

* : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$

Classes	Différence	P	Signification	borne inférieure	borne supérieure
classe1a - classe1b	-19,9	< 0,01	***	-29,6	-10,2
classe1a - classe1c	-44,6	< 0,01	***	-55,9	-33,2
classe1a - classe1d	0	1		-15,4	15,4
classe1a - classe2	-53,5	< 0,01	***	-68,9	-38,1
classe1a - classe3	-17,9	< 0,01	***	-28,6	-7,1
classe1b - classe1c	-24,7	< 0,01	***	-36,7	-12,6
classe1b - classe1d	19,9	< 0,01	**	4	35,8
classe1b - classe2	-33,6	< 0,01	***	-49,5	-17,7
classe1b - classe3	2	1		-9,4	13,5
classe1c - classe1d	44,6	< 0,01	***	27,6	61,5
classe1c - classe2	-9	1		-25,9	8
classe1c - classe3	26,7	< 0,01	***	13,8	39,6
classe1d - classe2	-53,5	< 0,01	***	-73,4	-33,6
classe1d - classe3	-17,9	0,02	*	-34,4	-1,3
classe2 - classe3	35,7	< 0,01	***	19,1	52,2

Pour certaines classes, des différences significatives ont été observées dans l'emplacement altitudinal (Kruskal-Wallis, $X^2 = 16,76$; $df = 5$; $P < 0,01$). La classe 3 était située la plus en altitude. Ici, la classe 2 se trouvait le plus souvent en dessous des autres classes (Fig. 4h). Elle s'était limitée aux altitudes inférieures à 500 m. La classe 3 était généralement rencontrée au-dessus de la classe 1d (Tab. 10). Une régression unimodale a montré que le nombre d'espèces d'arbres augmentait jusque vers 600 m où il commençait à décroître. Mais il dépendait aussi de la nature de la classe pour la couverture forestière. Toutefois, les altitudes entre 700 et 1200 m étaient marquées par une meilleure diversification en nombre moyen d'espèces d'arbres (Fig. 5). Les agroforêts denses avaient une diversification en espèces qui augmente jusqu'à 500 m d'altitude. Les forêts denses généralement situées dans les hautes altitudes avaient une décroissance de la richesse spécifique lorsque l'altitude augmentait. Cependant, au-delà de 1200 m d'altitude, la richesse spécifique avait décliné.

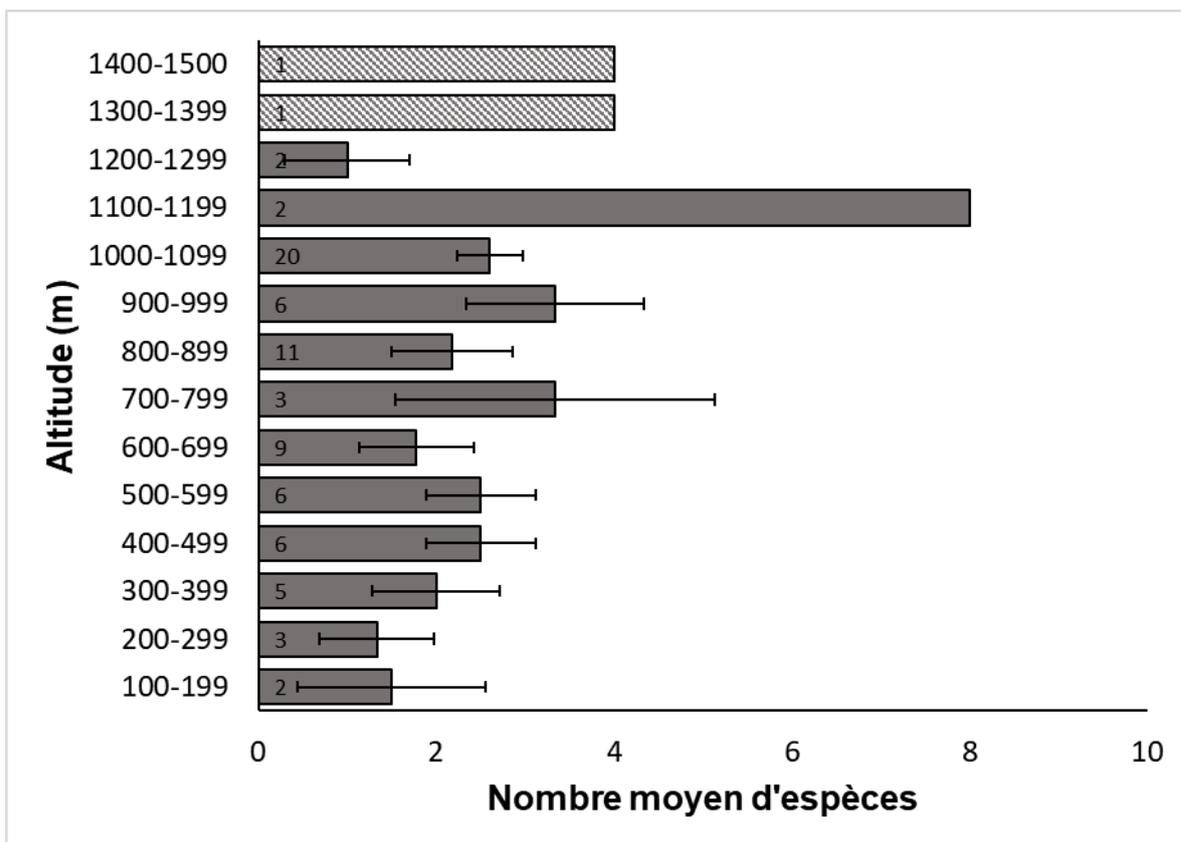


Figure 5 : Variation de la moyenne du nombre des espèces d'arbres dans l'altitude.

Le nombre des sites pour chaque classe d'altitude est inclus dans les barres. Les deux classes d'altitude supérieures ne comprenaient qu'un seul site, celles-ci n'illustrent pas la moyenne. Les barres d'erreur illustrent l'écart.

2.3.4. Analyse de la composition et de la santé de la communauté végétale indigène

Les 21 espèces d'arbres indigènes et endémiques des 77 sites sont présentées dans le tableau 1. Le test de 99 modèles nuls pour l'évaluation de l'imbrication a été significatif ($P = 0,01$). Sur l'intégralité des sites, un degré d'imbrication plus faible a été détecté. Une température froide de $1,9^\circ$ et un remplissage de la matrice à 6,2 % ont été obtenus. Cela indique que les arbres indigènes ont été distribués dans les sites riches en espèces végétales. Les sites les plus hospitaliers avaient entre cinq et sept espèces d'arbres indigènes (Fig. 6a). *Brachylaena ramiflora*, *Macaranga boutonoides* et *Calophyllum inophyllum* étaient à la taille de leurs populations minimales viables dans les sites les plus riches. *Calophyllum inophyllum* était seulement rencontré dans les sites les plus riches en arbres indigènes.

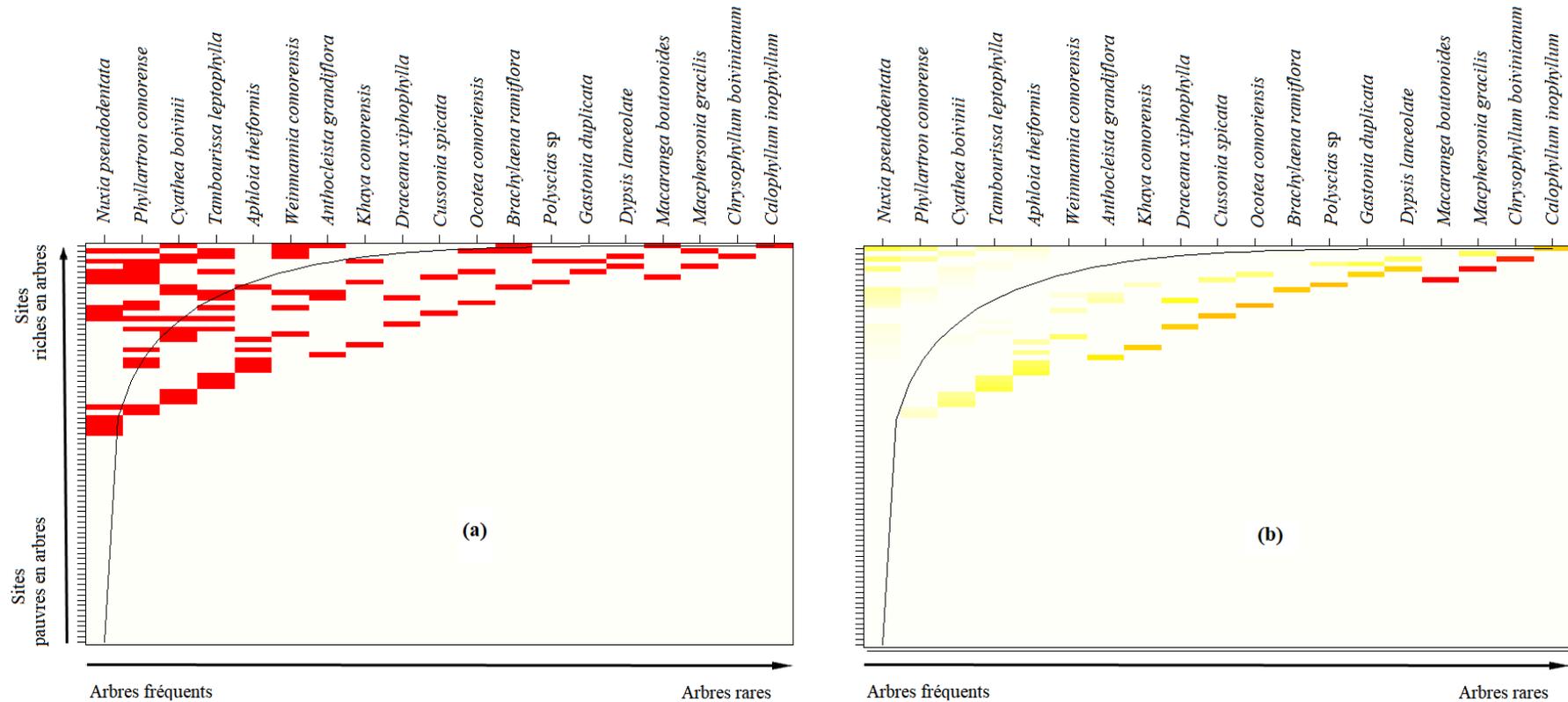


Figure 6 : Matrice de température (a) et d'incidence (b) des présences et absences des espèces végétales dans les sites. Les sites sont arrangés en ordonnée. De haut en bas, on a les sites les plus hospitaliers aux sites les plus pauvres en arbres. En abscisse, les espèces d'arbres sont ordonnées de gauche à droite, des plus rencontrées aux plus rares. La probabilité d'extinction augmente de la gauche vers la droite. Les espèces les plus susceptibles d'extinction sont celles ordonnées les plus à droite. De la même manière, pour toute espèce, la probabilité d'extinction augmente dans la séquence ordonnée, de haut en bas. La courbe représente l'isocline de l'ordre parfait.

Au-dessus de la courbe de l'isocline, sont triées les espèces d'arbres (*Nuxia pseudodentata*, *Phyllartrou comorense*, *Cyathea boivinii* et *Tambourissa leptophylla*) dont la population était au-dessus de la population minimale viable sites riches en espèces d'arbres. Par conséquent, *Nuxia pseudodentata* et *Phyllartrou comorense* étaient manifestement les mieux résistants à l'extinction (Fig. 6b). Sur la courbe, les espèces d'arbres sont à leur population minimale viable. En dessous de la courbe, on a les présences et les absences inattendues. Ce sont les espèces d'arbres dont la population est en dessous de leur population minimale viable. Par conséquent, les sept arbres indigènes les plus rares étaient en ordre : *Calophyllum inophyllum*, *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Macaranga boutonoides*, *Dypsis lanceolate*, *Gastonia duplicata* et *Polyscias* sp. Il était récurrent d'observer des présences et des absences inattendues d'espèces dans les différents sites.

L'absence de *Nuxia pseudodentata* était inattendue dans la forêt dégradée. *Aphloia theiformis* et *Draceana xiphophylla* n'étaient pas dans les sites des forêts denses. Les sites les plus pauvres étaient respectivement dans les agroforêts denses de moyenne altitude et dans les plantations des zones ouvertes de haute altitude. Dans les plantations des zones ouvertes de haute altitude, on rencontrait qu'*Aphloia theiformis* et *Phyllartrou comorense*. Ces deux derniers étaient les espèces indigènes fréquentes. Dans l'île, les arbres indigènes *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Dypsis lanceolate*, *Gastonia duplicata*, *Polyscias* sp., *Ocotea comoriensis*, *Cussonia spicata*, *Draceana xiphophylla*, *Khaya comorensis* et *Aphloia theiformis* étaient en dessous de leurs populations minimales viables. Comme la température était froide, l'ordre d'extinction serait fixe. Les espèces les plus sensibles à l'extinction dans l'île étaient par ordre : *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis* et *Macaranga boutonoides* (Fig 6b). Cependant, il est à craindre que les espèces suivantes ne seront pas épargnées par la suite : *Calophyllum inophyllum*, *Ocotea comoriensis*, *Cussonia spicata*, *Polyscias* sp., *Brachylaena ramiflora*, *Dypsis lanceolate*, *Gastonia duplicata*, *Draceana xiphophylla* et *Khaya comorensis*.

2.4. Discussion

Nous avons utilisé la classification ascendante hiérarchique (CAH) pour partitionner la couverture végétale en six classes d'habitats. Il est démontré qu'à l'exception de la classe des forêts denses et des forêts dégradées, toutes les classes avaient des activités agricoles. Des études du changement de la couverture forestière de l'île d'Anjouan avaient montré en 2015 une disparition importante des forêts denses au profit des zones d'agriculture. La surface des terres cultivées avait augmenté de 19 % entre 1995 et 2014 (Boussougou et al., 2015). Ce

phénomène était bien visible dans les parties Sud et Est du territoire anjouanais. La forêt dense avait deux fois plus d'arbres natifs que la forêt dégradée (Tab. 5). Les altitudes entre 1100 m et 1200 m étaient caractérisées par une forte diversification de la flore. La classe 2 était liée aux basses altitudes inférieures à 500 m et contenait des arbres fruitiers, contrairement aux forêts denses qui étaient liées aux zones d'altitude élevée où poussaient exclusivement des arbres forestiers.

Les analyses d'imbrication ont été utilisées pour mesurer la structure végétale dans l'île et la stabilité relative des espèces d'arbres natives. La composition des espèces végétales indigènes a montré une forte imbrication entre les sites et un très faible pourcentage de présence des espèces dans les sites pauvres. Les habitats riches en espèces végétales avaient tendance à contenir les espèces d'arbres des sites pauvres. La majorité de ces espèces sont en dessous de leur population minimale viable. Les espèces les plus sensibles à l'extinction dans l'île sont respectivement : *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis* et *Macaranga boutonoides*. Elles sont absentes dans les sites pauvres en espèces d'arbres et très rares dans les sites riches en espèces d'arbres avec des populations minimales pénibles pour le maintien de leurs viabilités (Figure 6).

2.4.1. Classification et composition des classes d'habitat

Cette étude a démontré l'hypothèse que les activités agricoles sont localisées dans les différentes classes d'habitats, à l'exception des habitats de forêt dense, sises relativement en altitude et dans des zones d'accès difficiles. Les pratiques agricoles dominant et se différencient selon le système d'exploitation et la localisation altitudinale. Pourtant, elles se sont raréfiées en haute altitude, même si dans certaines zones, nous avons assisté à la mise en place de nouveaux champs au-delà de 900 m. Les plantations des zones ouvertes de haute altitude étaient constituées de plantations vivrières et maraîchères. Cela était probablement dû aux conditions climatiques favorables à la localisation dans les hauts plateaux vers le centre de l'île et à cause de la proximité des villages (Sibelet, 1995). En effet, il s'agit des zones agricoles pour les villages situés en altitude et vers le centre de l'île. En opposition, les plantations des zones moins boisées et de l'agroforêt dense de moyenne altitude étaient composées exclusivement de plantations vivrières et de plantations annuelles. Ces deux dernières classes, les plus souvent rencontrées dans les basses et moyennes altitudes, ont constitué les principales zones d'exploitations agricoles et économiques. Elles sont souvent sur les pentes et exposées à l'érosion et à la rareté des sources d'eau. L'humidité est relativement faible, ce qui ne favorise pas les exploitations maraîchères. La proximité de ces

deux classes avec les villages a conditionné la présence des fortes densités d'arbres fruitiers ainsi que les plantations de rentes telle que le *Syzygium aromaticum* et *Cananga odorata*. Les exploitations agricoles des basses altitudes étaient concentrées dans les zones d'altitude inférieure à 600 m, et les zones d'altitude entre 500 m et 900 m étaient consacrées à des systèmes à base de cultures vivrières (Frenken, 2005). Les zones réservées aux cultures vivrières étaient associées à une strate arborée où dominaient *Cocos nucifera*, *Syzygium aromaticum*, *Musa* sp., et des cultures de rente (Frenken, 2005).

La densité des arbres variait significativement dans les différentes classes d'habitats. Elle augmentait progressivement dans l'échelle altitudinale. L'extension des zones agricoles à la recherche des terres fertiles dans les zones forestières généralement situées en altitude supérieure à 500 m cause le plus de dégâts en terme d'extinction d'espèces natives. Les principales causes qui modifiaient la structure et la composition de la végétation naturelle étaient la coupe de bois et l'élargissement des frontières agricole (Boussougou et al., 2015 ; Révillion et al., 2017 ; Daniel et al., 2017) dans un gardian croissant suivant l'échelle altitudinale (Doulton et al., 2016). Cette perte est dû à l'exploitation de bois destiné à la construction, à la menuiserie, et à l'énergie, mais aussi à l'implantation de nouvelles parcelles agricoles pour mieux répondre aux besoins de la vie paysanne. Les classes de la forêt dense et de la forêt dégradée comportaient les densités d'arbres les plus élevées. Ces zones étaient le plus souvent difficilement accessibles et loin des zones habitées.

Ces résultats ont démontré que les densités des arbres pour Anjouan dans l'inventaire forestier national de 2011 ont été trop sous-estimés dans leur ensemble avec 68 arbres à diamètre supérieur à 10 cm par hectare (Anllaouddine et al., 2011). Ceci équivaut à 0,3 pieds d'arbres par 50 m² qui est en forte opposition avec nos résultats qui indiquent jusqu'à 11,9 pieds d'arbres par 50 m² en moyenne dans les forêts denses. L'intensification de la coupe de bois à la tronçonneuse est inquiétante, car elle a détruit rapidement les derniers vestiges de végétation naturelle. Par conséquent, les espèces animales endémiques qui en dépendaient sont mises de plus en plus en danger.

La richesse spécifique n'était pas liée à l'altitude, mais plutôt aux classes de la couverture végétale. Comme il était supposé que les couvertures végétales denses et les plus diversifiées en espèces se trouvaient à des altitudes supérieures à 500 m, il est prouvé que les habitats les plus diversifiés étaient dans les altitudes entre 700 et 1200 m. Comme le montre la figure ci-dessous, les terres agricoles de basse et moyenne attitude étaient exploitées avec des méthodes non adaptées à la conservation de la fertilité. Les fermiers sont alors poussés à déboiser de nouveaux champs fertiles sur les hauts plateaux. Cela a conduit à la modification

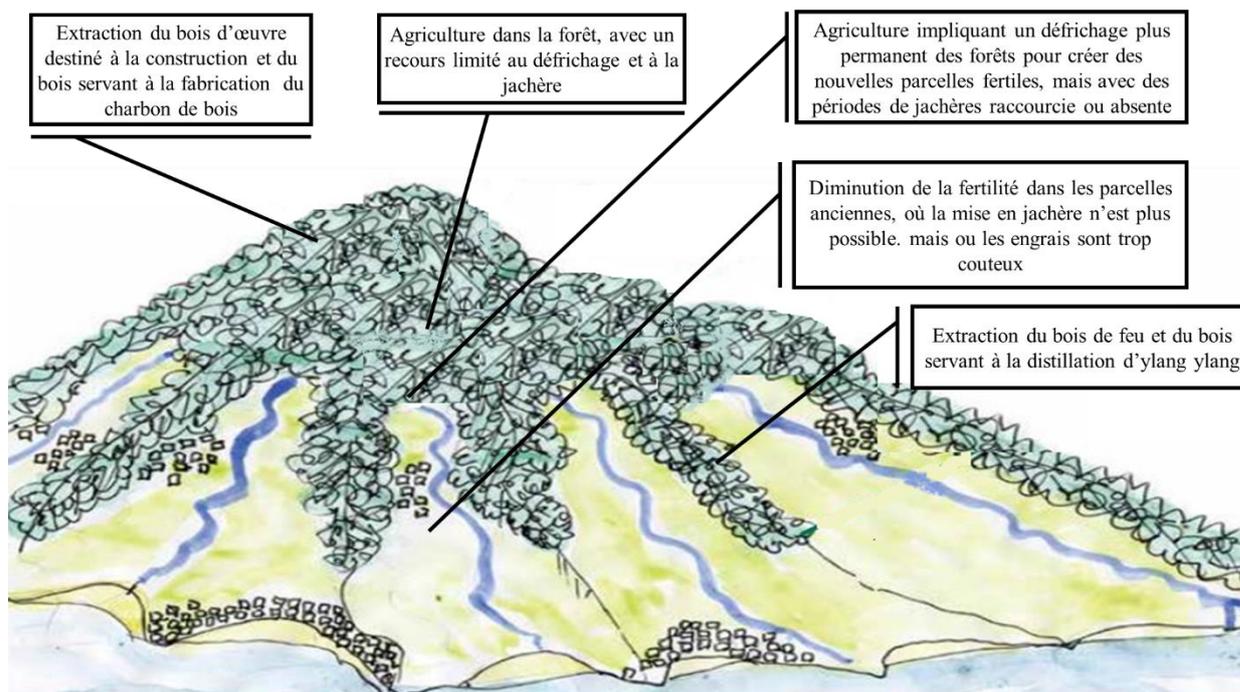


Figure 7 : Illustration de la réalité sur la cause de la déforestation à Anjouan (source : Doulton et al., 2016).

Progressive des paysages naturels des basses altitudes vers les hautes altitudes.

La densité des arbres augmentait des habitats le plus exploités en agriculture aux habitats les moins exploités. À l'exception des plantations de haute altitude et des forêts sévèrement dégradées, la densité des arbres augmentait légèrement avec l'altitude. Deux précédentes études (Grytnes & Vetaas, 2002 ; Hortal et al., 2013) ont démontré que la richesse spécifique peut décroître avec l'augmentation de l'altitude. Dans les hautes altitudes, quel que soit l'espace disponible, la possibilité des espèces d'y vivre décroît d'une façon disproportionnée (Fischer et al., 2011). Dans les basses altitudes, les pressions humaines réduisent la diversité des espèces (Chawla et al., 2008). Les classes de couverture végétales sises entre 600 et 1000 m d'altitude étaient les plus riches en espèces à l'exception des zones agroforestières de basse altitude. Le maximum se situait entre huit et dix espèces par 50 m² dans la forêt dense. Au-delà de 1100 m, la richesse en espèces d'arbres commençait à décroître rapidement dans les forêts denses. Comme à La Réunion, au-delà de 1000 m, la richesse spécifique des espèces ligneuses indigènes décroissait fortement avec l'altitude (Tassin et al., 2004). Une étude de la répartition des orchidées suivant l'altitude, à l'île de La Réunion (Jacquemyn et al., 2005), a montré que la richesse en espèces a atteint sa valeur maximale entre 400 et 800 m puis a diminué pour atteindre son minimum sur les sites de haute d'altitude. De même, l'indice de diversité de Shannon modifié et l'indice d'équitabilité de Shannon modifié étaient significativement liés à l'altitude ($F = 16,4$ et 35 respectivement, $P < 0,01$). Contrairement à

l'île d'Anjouan, où l'on a noté une absence de liaison entre la richesse spécifique des plantes ligneuses et l'altitude.

2.4.2. Mesure biogéographique de la santé des d'arbres indigènes

La mesure de la communauté végétale avait une température froide et un très faible remplissage de la matrice de présence et d'absence. Les arbres indigènes étaient moins imbriqués dans l'ensemble des sites. Les espèces végétales qui ont constitué les assemblages de sites pauvres en espèces n'étaient pas ordinairement des sous-ensembles de ceux des assemblages successivement plus riches. Dans un tel système de température parfaitement « froide », chaque espèce qui tombe en dessous de sa taille de population durable minimale s'éteindrait à son tour, et cet ordre ne changerait pas (Atmar & Patterson, 1993). Comme la matrice triée par zone était imbriquée, mais que l'isolation n'était pas triée, le système devrait être guidé par l'extinction, car la colonisation ne semble pas suffisamment forte pour générer l'imbrication (Ulrich et al., 2009). *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis* et *Macaranga boutonoides* couraient un risque d'extinction. En accord avec l'hypothèse, plus d'espèces que prévues étaient en dessous de leur population minimale viable.

Les plans de restauration et de reforestation doivent prioriser et encourager des pépinières particulièrement pour *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis* et *Macaranga boutonoides* ; ainsi qu'à *Calophyllum inophyllum*, *Ocotea comoriensis*, *Cussonia spicata*, *Polyscias* sp., *Brachylaena ramiflora*, *Dypsis lanceolate*, *Gastonia duplicata*, *Draceana xiphophylla* et *Khaya comorensis*. L'état a l'obligation protéger ces douze arbres indigènes par une réglementation leurs coupes. Les paysans doivent demander d'un permis de coupe auprès de la direction de l'environnement qui évaluera l'impact. À l'intérieur des zones prioritaires de la conservation ou de l'aire protégée, la coupe doit être strictement interdite. Les paysans doivent être groupés par zone pour être responsabilisés du suivi et de la surveillance des zones forestières. Les coupeurs d'arbres, les menuiseries, et les distillateurs doivent être incités par l'état à participer activement dans des campagnes annuelles de reforestation.

2.4.3. Limites et perspectives

La topographie de l'île présente un nombre important de montagnes. Les pentes sont raides entre les vallées. L'établissement des quadrats d'une façon systématique ou souhaitée n'était pas possible. Cependant, ils étaient établis sur le côté des chemins déjà existants et utilisés par les villageois. L'emplacement des quadrats pourrait avoir influencé les résultats, car les zones

étaient facilement accessibles pour différents types d'exploitation. Les longueurs de quadrats au long des chemins ont été mesurées à l'aide des pas des enquêteurs de façon que 100 m équivalaient à 150 pas. L'accessibilité dans la plupart des zones très montagneuses et accidentées a été impossible. Raison pour laquelle nous avons établi des quadrats de 25 m x 2 m soit 50 m² pour pouvoir nous apporter des informations suffisantes. Par conséquent, ils se sont avérés trop petits pour pouvoir offrir un maximum d'informations sur les milieux. Les distances d'écartement ont été estimées par l'observateur. Seulement un temps limité était disponible pour acquérir un nombre suffisant de données.

Des études approfondies sur l'exploitation, la régénération et la distribution des espèces indigènes et endémiques sont nécessaires pour mieux examiner l'équilibre de viabilité des espèces en dessous de leur population minimale viable. De telles études vont fournir des informations de base qui permettront d'orienter des actions de régulation, de conservation de la biodiversité et d'une gestion durable et adaptée des zones forestières. L'ensemble des variables actives utilisées pour cette classification a fortement influencé la répartition des sites d'habitats. Il s'agit de la densité d'arbres natifs, la densité d'arbres non-natifs, du nombre d'arbres total, et du nombre d'espèces d'arbres total par 50 m². Toutefois, il est souhaitable d'étendre cette étude avec l'utilisation des quadrats d'une superficie supérieure et écartés des chemins habituels. Ceci permettra l'accès à des informations sur les impacts humains tels que la coupe de bois, le feu, l'élevage, les zones de pâturages, et ce, en tenant compte des espèces clés d'arbres forestiers.

2.5. Conclusion

Il s'agit de la première étude sur la classification statistique de la couverture végétale d'Anjouan. Les résultats constituent une base pour l'élaboration d'une carte géographique de l'actuelle couverture forestière. Cette étude nous a aussi permis de démontrer : l'effet catastrophique de l'exploitation agricole dans la forêt naturelle d'Anjouan ; l'urgence de prendre des mesures concrètes pour éviter l'extermination de la forêt naturelle. Grâce à cette étude, nous avons identifié 15 arbres forestiers menacés d'extinction et qui devront faire l'objet de priorisation pour les reforestations. Il est une urgence de faire des études approfondies sur l'exploitation des espèces d'arbres endémiques et indigènes particulièrement celles en danger d'extinction. L'identification de leurs distributions et des facteurs qui influencent leurs répartitions sont nécessaires pour mieux guider les activités de restauration dans les zones prioritaires de la conservation.

3. Les oiseaux endémiques d'Anjouan, Comores : dépendance d'habitat et indicateur de forêt

Résumé

La protection et la conservation des espèces endémiques nécessitent une investigation sur leur choix de spécification et d'association dans les différentes catégories de la couverture forestière. Pour cela, l'identification des oiseaux indicateurs de l'habitat a un intérêt capital. Elles renseignent, informent et évaluent l'état et la qualité des zones importantes pour la conservation de la biodiversité. On a recensé les oiseaux avec la méthode de point d'écoute dans 77 sites. Nous avons analysé à l'aide du package « *indicspecie* » de R les relations entre les oiseaux et les couvertures végétales d'une part, et d'autre part entre les strates d'altitudes, à l'île d'Anjouan aux Comores, entre 2011 et 2012. Cela a permis de calculer les forces d'association et les corrélations qui ont caractérisé les préférences des oiseaux. La préférence des oiseaux pour l'habitat et l'altitude variait entre les saisons. Les fortes dépendances de la majorité des 15 oiseaux endémiques étudiés étaient entre 500-700 m dans la saison humide, et entre 900-1100 m dans la saison sèche. La préférence d'habitat était différente entre les espèces avec plus de 5 associées aux plantations et aux forêts sévèrement dégradées.

Nous n'avons pas identifié un oiseau indicateur d'une classe d'habitat ; plutôt, on a identifié des oiseaux indicateurs pour des combinaisons d'habitat et des combinaisons des oiseaux pour indiquer un type d'habitat. La combinaison de la sous-espèce endémique *Terpsiphone mutata vulpina* avec la sous-espèces de perroquet *Coracopsis nigra sibilans* était indicateur de la forêt naturelle non perturbée. Les oiseaux indicateurs identifiés dans cette étude peuvent être utilisés pour l'évaluation rapide de l'habitat à travers l'île d'Anjouan. En plus, les préférences saisonnières de l'habitat et de l'altitude doivent être prises en compte pour les prochains programmes de gestion de la conservation, car celle-ci entre en collision avec des zones peuplées sous la pression de différentes perturbations humaines.

Mots clés : oiseaux forestiers, bio-indicateurs, préférence d'habitat, endémique, Comores.

Abstract

Protection and conservation of endemic species require a thorough understanding of animal-habitat interactions and associations. Identifying indicator species has proven useful for establishing the status of a habitat and its quality. Birds were counted on 77 plots using the

point count method. For this study we analysed on R with “indicspecies” package relationships between bird species and plant cover overlaid on elevational zonation on the island of Anjouan, Comoros, between 2011 and 2012. These data allowed different habitat associations and correlations to be calculated, resulting in detailed knowledge on species preferences. For each habitat type and elevational strata, indicator species were identified. Habitat and elevation preferences of the studied species varied between seasons with the majority of the 15 endemic bird species moving from 500-700 m in the wet season to 900-1100 m in the dry season. Habitat preferences differed between species, with up to 5 species being associated with plantations and severely degraded forests. We did not find individual indicator species for specific habitats; rather we identified indicator species for a combination of habitat types and a combination of species as indicator of habitat type. The endemic subspecies of paradise flycatcher, *Terpsiphone mutata vulpina*, was found to be an indicator species for undisturbed natural forest habitat together with *Coracopsis nigra sibilans*. The indicator species identified through this study can be used for quick habitat assessments across Anjouan. In addition, the seasonal habitat and elevational preferences of the studied species need to be taken into account for future conservation management as these are in conflict in zones with important human populations and different forms of disturbance.

Key words: forest birds, bio-indicators, habitat preference, endemic, Comoros.

3.1. Introduction

Les fortes pressions anthropiques ont impacté les zones d'importance mondiale pour la biodiversité (Rifai et *al.*, 2018). De plus, les fluctuations environnementales ont affecté la distribution de cette biodiversité et provoquent des perturbations temporelles et spatiales des communautés biologiques (Korkmaz et *al.*, 2016). Dans les îles, la perte de l'habitat et les espèces invasives sont les menaces les plus importantes de la biodiversité terrestre (Tershy et *al.*, 2015). Pourtant, les îles représentaient 19 % des oiseaux du monde et 17 % des plantes à fleurs. Tershy et *al.* (2015) ont montré que 61 % des espèces éteintes provenaient des îles et 37 % des espèces classées en danger critiques étaient confinées aux îles. Désormais, l'évaluation de la structure, de la composition et des relations d'interdépendance au sein d'un habitat est devenue un élément important des plans de gestion d'espaces naturels (Maciejewski et *al.*, 2016) et de la conservation de la biodiversité. Pour faciliter le suivi de l'évolution de la dégradation des habitats forestiers, la conservation de la biodiversité et pour contribuer au plan de gestion agroforestière, il est nécessaire d'identifier des indicateurs biologiques.

Les bio-indicateurs sont des êtres vivants qui fournissent à la fois une vision synthétique de l'état de la biodiversité et peuvent être utilisés comme outils de communication (Clavel *et al.*, 2013). Ils permettent d'évaluer l'état de santé des écosystèmes, l'impact des politiques publiques en matière de conservation, et de mettre en évidence l'intensification agricole, le changement climatique, et la diminution des ressources alimentaires (Dupuis *et al.*, 2014). Il est démontré que l'utilisation des indicateurs biologiques comme les oiseaux est idéale dans la mesure où ils simplifient de nombreuses étapes d'analyse et remplacent l'interprétation de très nombreuses lignes d'une base de données (Kosmas *et al.*, 2014). Des indicateurs bien sélectionnés conviennent également pour évaluer l'environnement biophysique, les impacts de la gestion des terres ou de pratiques agricoles et les réponses des mesures institutionnelles (Kosmas *et al.*, 2014). Les espèces sont choisies comme indicatrices (De Cáceres, 2013) si elles : (a) reflètent l'état biotique ou abiotique de l'environnement ; (b) fournissent des preuves des impacts des changements environnementaux ; (c) prédisent la diversité des autres espèces, les taxons ou les communautés dans une zone.

L'Union des Comores est une zone « hot-spot » et d'importance capitale pour la conservation. En 2016, l'Union des Comores, avec l'appui du PNUD et du GEF s'est engagée dans la mise en place du réseau national des Aires Protégées (DGEF Comores, 2017). Or, la pauvreté et l'augmentation démographique accentuent les pressions anthropiques dans les forêts de ces îles limitées en surface (Obydenkova *et al.*, 2016). Anjouan est l'île la plus montagneuse et la plus peuplée avec une densité de 574 habitants par km² selon le recensement général de la population et de l'habitat (Ministère du Plan de l'Aménagement du Territoire, de l'Energie et de l'Urbanisme, 2005). Par conséquent, les pressions anthropiques augmentaient de plus en plus dans les dernières pentes boisées aux sommets des montagnes. Les ressources naturelles sont détériorées sous l'action conjuguée des hommes et des phénomènes naturels (Boussougou *et al.*, 2015). Entre 1995 et 2014, la disparition importante des forêts denses (18 %) était au profit des zones agricoles (19 %), ainsi qu'une densification des zones urbaines. Les massifs forestiers restants et la biodiversité endémique étaient exposés aux dangers. Un suivi et des actions concrètes de conservation étaient primordiaux. Pour faciliter le suivi de l'évolution de la dégradation des habitats forestiers, de la conservation de la biodiversité et pour contribuer au plan de gestion agroforestière, il était nécessaire d'identifier des indicateurs biologiques.

En effet, des espèces étaient choisies comme indicatrices (De Cáceres, 2013) si elles :

- (a) reflétaient l'état biotique ou abiotique de l'environnement ;
- (b) fournissaient des preuves des impacts des changements environnementaux ;
- (c) prédisaient la diversité des autres espèces, les taxons ou les communautés dans une zone.

Les bio-indicateurs permettaient d'évaluer l'état de santé des écosystèmes, l'impact des politiques publiques en matière de conservation, et de mettre en évidence l'intensification agricole, le changement climatique, et la diminution des ressources alimentaires (Dupuis et *al.*, 2014). Il était démontré que l'utilisation des indicateurs biologiques comme les oiseaux était idéale dans la mesure où ils simplifiaient de nombreuses étapes d'analyse et remplaçaient l'interprétation de très nombreuses lignes d'une base de données (Kosmas et *al.*, 2014). Des indicateurs bien sélectionnés conviendraient également pour évaluer l'environnement biophysique, les impacts de la gestion des terres ou de pratiques agricoles et les réponses des mesures institutionnelles (Kosmas et *al.*, 2014).

Les effets des pressions humaines dans les régions aux populations denses étaient les principales menaces de la diversité ornithologique (Chandler & King, 2011) et de leurs habitats naturels. La gestion des zones forestières par les paysans dans l'île avait pour conséquence : une exploitation non contrôlée des ressources forestières, une perte de la biodiversité (Boussougou et *al.*, 2015), et une modification des écosystèmes forestiers. Ce qui réduisait les populations de certaines espèces, modifiait leur distribution dans l'espace et les possibilités d'échanges entre populations (Thompson et Ronce, 2010). La conservation et la protection des espèces endémiques nécessitaient une meilleure compréhension de leurs aires de distribution potentielle, des facteurs environnementaux conditionnant ces répartitions (Korkmaz et *al.*, 2016 ; Moukrim et *al.*, 2018), et des relations de dépendance avec ces habitats. Vu l'importance de la conservation de la biodiversité et des paysages forestiers, l'ambition de cet article était d'identifier les relations d'association des oiseaux endémiques avec différents habitats forestiers. Et d'identifier des oiseaux indicateurs des couvertures forestières et de l'altitude. Nous avons supposé que les oiseaux endémiques dépendaient et s'associaient aux habitats naturels moins perturbés. Et que les meilleurs indicateurs de l'habitat étaient dans les zones de forte densité d'arbres situées en altitude pendant la saison sèche. Ensuite, la population de *Pteropus livingstonii* est supposée être inférieure à 1000 individus dans l'île avec une évolution croissante.

L'étude d'association des oiseaux avec l'habitat a montré que les meilleures forces d'associations étaient concentrées pour la majorité des oiseaux endémiques dans les plantations des zones ouvertes de haute altitude et dans les forêts sévèrement dégradées et sous-plantées. Entre les saisons, certaines espèces avaient évité certains habitats. La forêt dégradée et les agroforêts denses de basses altitudes étaient les habitats les plus évités par les oiseaux endémiques. Dans l'altitude, la dépendance se situait beaucoup plus entre 500 et 700 m pendant la saison humide. Par contre dans la saison sèche, elle s'élargissait entre 900 et 1100 m. Les analyses de la librairie « indicpecies » pour la recherche des oiseaux

endémiques indicateurs ont démontré la variation des indicateurs d'une saison à une autre. Cinq oiseaux indicateurs de groupe d'habitat et 6 couples d'oiseaux indicateurs des classes individuelles d'habitat ont été identifiés. Huit oiseaux indicateurs et trois couples d'oiseaux ont été retenus comme indicateurs d'altitude. Ces oiseaux indicateurs constituent un dispositif simple à utiliser et moins coûteux qui permet de nous renseigner sur l'état et la santé des écosystèmes forestiers. Ils doivent être pris en considération pour les planifications et les programmes de conservation de la biodiversité et des paysages forestiers.

3.2. Méthodes

3.2.1. Zone d'étude

Les Comores, un archipel de quatre îles, est situé dans l'Océan indien, dans la partie septentrionale du canal de Mozambique. L'archipel est localisé entre les latitudes 11°20' et 13°04' Sud et entre les longitudes 43°10' et 45°0' Est à 280 km de la côte Est de l'Afrique et à 320 km au nord de l'île de Madagascar (Fig. 1, chapitre 2). Il est composé de l'ouest à l'est des îles volcaniques de la Grande Comore (1024 km²), Mohéli (211 km²), Anjouan (424 km²) et Mayotte (374 km²) - le dernier est sous administration française.

Le climat est tropical humide avec deux saisons : une saison chaude et humide, de novembre à avril et une saison sèche et fraîche, de mai à octobre (Frenken, 2005). La pluviométrie annuelle varie entre 1371 mm à 3000 mm des zones côtières aux zones centrales (Frenken, 2005). À Anjouan, Le relief est très escarpé, avec de nombreuses arêtes vives, très pointues aux sommets, des ravins, et des pentes très raides. Le plus haut sommet culmine à 1595 m pour le mont Ntringui situé à 7 km des côtes.

3.2.2. Données d'observation

La méthode de point d'écoute était utilisée pour échantillonner 77 sites. Les recensements d'oiseaux (annexe 6) se déroulaient entre 6 et 9 h. Chaque site était visité dans la saison humide et dans la saison sèche entre 2011 et 2012. L'observateur avait une connaissance excellente de l'avifaune et d'une expérience plus de 10 ans. En plus on a utilisé aussi comme guide les planches d'identification (Produit par le Musée Royal de l'Afrique Centrale (MRAC), Turveren (Belgique), mise en page par Marc Herremans, 2000) et les chants d'oiseaux des Comores (Marc Herremans). L'observateur se tenait immobile en un point pour observer et écouter pendant 8 minutes. Chaque oiseau vu ou entendu, l'espèce était déterminée et la

distance entre l'observateur et l'animal était estimée. Dans chaque zone, 3 points d'écoute était mis en place tous les 200 m pour éviter des doublons de comptage.

Tableau 11. Liste des oiseaux étudiés. eA : sous-espèce endémique d'Anjouan ; EA : espèce endémique d'Anjouan ; eC : sous-espèce endémique des Comores ; EC : espèce endémique des Comores.

Noms scientifique	Endémicité
<i>Apus barbatus mayottensis</i>	eC
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	eA
<i>Alectroenas sganzeni sganzeni</i>	EC
<i>Cinnyris comorensis</i>	EA
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	eC
<i>Columba polleni</i>	EC
<i>Coracopsis vasa comorensis</i>	eC
<i>Dicrurus forficatus potior</i>	eA
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	eA
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	eA
<i>Nesillas longicaudata</i>	EA
<i>Streptopelia picturata comorensis</i>	eC
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	eA
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	eA
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	eA

Les analyses ont combiné deux types de données :

- Les données matricielles des communautés des oiseaux (une table de données avec les 77 sites en lignes et les 15 espèces d'oiseaux en colonnes). Elle était ordonnée dans des groupes

Tableau 12. Les classes d'habitats utilisées.

Classes d'habitats	Description des classes
Classe 1a	Plantation des zones ouvertes de haute altitude
Classe 1b	Forêt sévèrement dégradée et sous plantée
Classe 1c	Plantation des zones moins boisées
Classe 1d	Forêt dégradée
Classe 2	Agroforêt dense de moyenne altitude
Classe 3	Forêt dense

en fonction des différentes classes d'habitat.

- Et un vecteur de données qui décrit la classification des sites dans des groupes.

3.2.3. Association espèce-habitat

La force d'association entre les oiseaux et les différents types de couverture végétale était calculée par la fonction *strassoc* du package *indicspecies* (De Cáceres et al., 2015). Cette fonction est choisie car elle s'applique à la fois aux données sur la présence et l'absence et aux données quantitatives sur les espèces (De Cáceres et al., 2015). Elle a couplé les données vectrices des espèces et les données vectrices d'appartenance au groupe de site. Utilisant des données de présence/absence, l'indice *IndVal* a été choisi ainsi que le coefficient de corrélation *r* du fait que le nombre de site dans chaque groupe n'était pas égal (De Cáceres & Legendre, 2009). Des intervalles de confiance étaient calculés par bootstrapping pour déterminer la précision de l'estimation de ces valeurs, sous l'hypothèse nulle H_0 : l'espèce est plus (moins) fréquemment trouvée sur les sites appartenant au groupe de sites que sur les sites ne lui appartenant pas. L'hypothèse alternative H_1 est qu'il y a une différence significative de fréquentation sur les sites appartenant au groupe de sites que sur les sites ne lui appartenant pas. Les corrélations négatives désignaient quand une espèce évitait un groupe de sites cibles (De Cáceres & Legendre, 2009).

3.2.4. Analyse des oiseaux indicateurs

Les oiseaux indicateurs étaient déterminées par l'utilisation de l'analyse de relation entre l'occurrence de l'espèce ou l'abondance dans les différents groupes ou habitats avec le package « *indicspecies* » (De Cáceres, 2013) du logiciel R (R Core Team, 2017a). L'analyse avait nécessité les données des communautés et les données vectorielles qui classifient les habitats et altitude dans des groupes. La fonction *multipatt* a été utilisée pour déterminer la liste des espèces associées (espèces indicatrices) à un habitat particulier (ou à une combinaison d'habitats) (De Cáceres, 2013) ou à une classe d'altitude (ou à une combinaison de classe d'altitude). Les espèces indicatrices des différents types d'habitat ou altitude ont été identifiées à l'aide de l'indice de valeur indicatrice *INDVAL* (Dufrene & Legendre, 1997).

La significativité statistique des *INDVAL* calculée pour chaque espèce a été évaluée a posteriori au moyen d'un test par permutation (999 permutations). L'hypothèse nulle H_0 est qu'il n'y a pas un effet d'association entre une espèce et une classe d'habitat ou une strate d'altitude. L'hypothèse alternative H_1 est qu'il y a une différence significative d'association d'une espèce à un au moins un type d'habitat ou de strate d'altitude. Cet indice se calculait sur

des groupes préétablis (ici, les types d'habitat et les classes d'altitude) et se basait sur le postulat qu'une espèce indicatrice était spécifique (c'est-à-dire trouvée majoritairement dans un seul groupe) et fidèle (c'est-à-dire présente dans la plupart des sites de ce groupe). La spécificité était maximale ($A = 1$) quand l'espèce n'occupe que les stations d'un groupe donné et la fidélité est maximale ($B = 1$) lorsque l'espèce était présente dans toutes les stations d'un groupe. Ainsi, la valeur indicatrice d'une espèce était maximale ($stat = 1$) lorsque la spécificité et la fidélité étaient maximales ; elle était minimale ($= 0$) lorsque la spécificité et la fidélité étaient minimales ($= 0$).

Les couvertures des oiseaux indicateurs pour l'habitat et l'altitude ont été évaluées séparément en saison humide et en saison sèche. Ensuite, on a fait des classes d'altitude. Enfin, on a combiné les espèces avec un maximum de deux. Des associations d'espèces indicatrices (présence simultanée de 2) ont été identifiées (De Cáceres et al., 2012).

Ce type d'analyse peut parfois engendrer de nombreux indicateurs significatifs ($P \leq 0,05$). Pour pallier ce phénomène, seules les espèces et associations d'espèces indicatrices dont la valeur de spécificité était supérieure à 0,6 et la valeur de fidélité était supérieure à 0,25 ont été retenues (De Cáceres et al., 2012). La présente analyse tente de déterminer les indicateurs d'habitat et/ou d'altitude parmi 15 espèces d'oiseaux autochtones.

3.3. Résultats

3.3.1. Présentation des données

Nous avons échantillonné un total de 2279 oiseaux endémiques : 794 pendant la saison humide, et 1485 pendant la saison sèche. On a en effet rencontré davantage d'oiseaux endémiques pendant la saison sèche qu'en saison humide. Les espèces les plus rencontrées dans les deux saisons étaient *Cinnyris comorensis* (757), *Zosterops maderaspatana anjouanensis* (435), *Nesillas longicaudata* (247) et *Alectroenas sganzini sganzini* (157). Des espèces comme *Columba polleni* et *Accipter francesiae pusillus* étaient rares et n'étaient pas rencontrées dans l'ensemble des différentes classes d'habitat (Fig. 8). *Apus barbatus mayottensis* n'a été observé dans aucun habitat pendant la saison sèche. Il a été observé dans la classe 1a et dans la classe 1b pendant la saison humide.

Observation des oiseaux

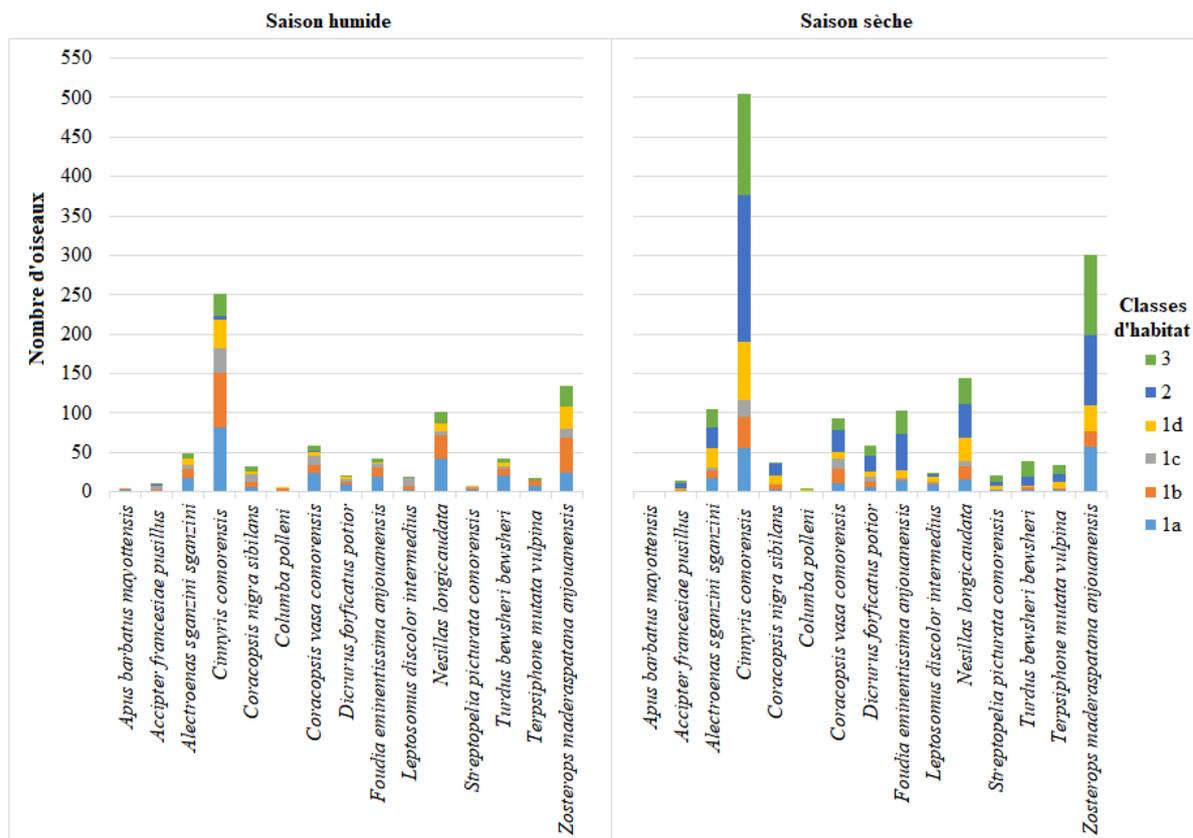


Figure 8 : Observation des oiseaux pendant la saison humide et la saison sèche dans les différentes classes d'habitat.

1a : plantation des zones ouvertes de haute altitude ; 1b : forêt sévèrement dégradée et sous plantée ; 1c : plantation des zones moins boisées ; 1d : forêt dégradée ; 2 : agroforêt dense de moyenne altitude ; 3 : forêt dense.

La classe 2 était la plus pauvre en espèces. Durant la saison humide, trois espèces seulement y ont été rencontrées. Il s'agissait de *Cinnyris comorensis*, *Accipter francesiae pusillus* et *Coracopsis vasa comorensis*. Les oiseaux comme *Streptopelia picturata comorensis*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Terpsiphone mutata vulpina*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Coracopsis nigra sibilans*, *Apus barbatus mayottensis* et *Columba polleni* n'étaient plus présents dans cette classe d'habitat ni en saison humide ni en saison sèche. *Terpsiphone mutata vulpina* s'était absenté dans les classes 1c, 1d et 2 pendant la saison humide.

3.3.2. Les oiseaux indicateurs de l'habitat et de l'altitude

3.3.2.1. Force d'association et corrélation des oiseaux endémiques avec l'habitat

Les meilleures forces d'associations entre les oiseaux endémiques et leurs habitats étaient concentrés pour la majorité des oiseaux dans les classes 1a et 1b (les plantations des zones ouvertes de haute altitude et dans les forêts sévèrement dégradées et sous plantée) (Fig. 9).

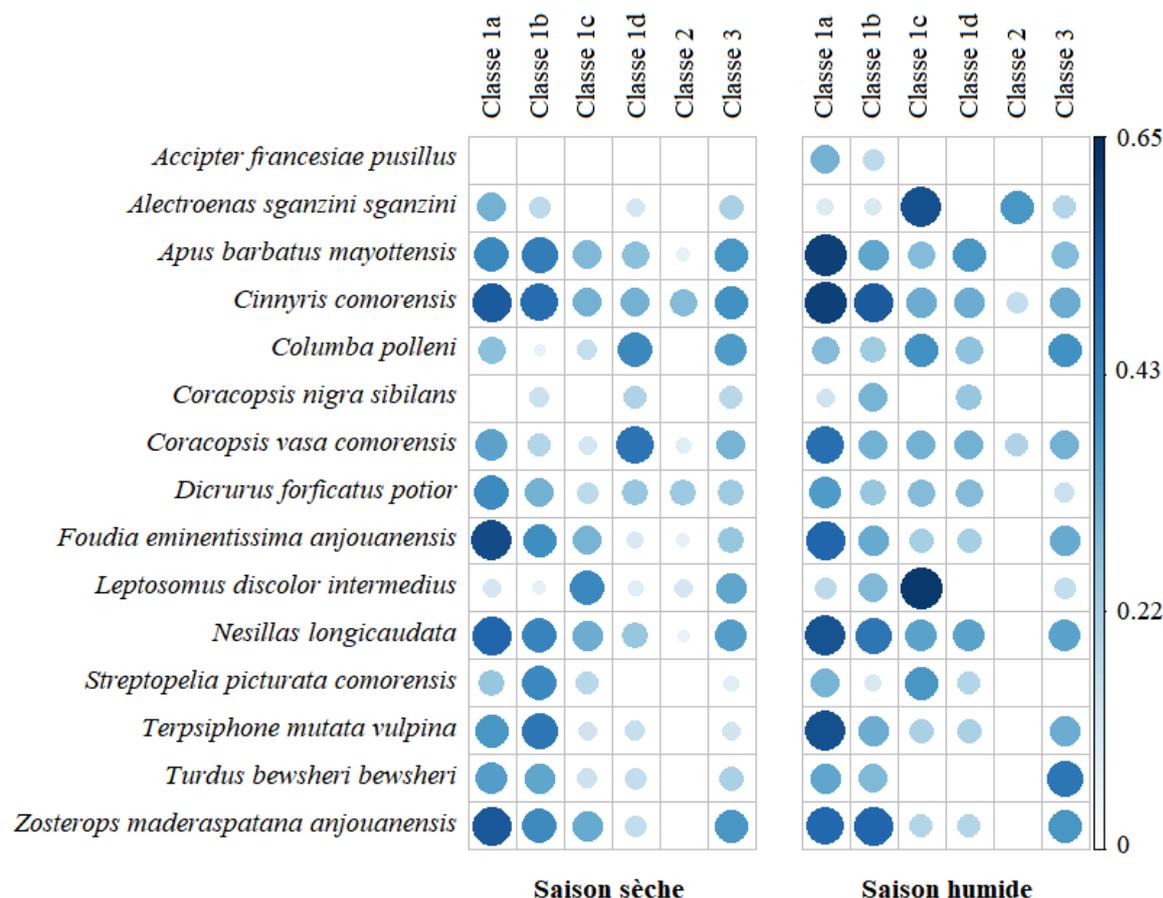


Figure 9 : Force d'association espèce-habitat dans la saison humide et dans la saison sèche. La couleur et la grandeur des disques sont proportionnelles à la valeur de la force d'association relative. Les plus gros disques à coloration foncée correspondent à une force d'association importante de l'oiseau dans l'habitat correspondante.

Zosterops maderaspatana anjouanensis, *Nesillas longicaudata* et *Cinnyris comorensis* avaient une forte dépendance à ses deux classes dans toute l'année. Ces oiseaux n'avaient pas de dépendance avec les agroforêts denses de moyenne altitude (Classe 2) à l'exception de *Alectroenas sganzini sganzini*. *Coracopsis vasa comorensis* et *Coracopsis nigra sibilans* dépendaient des forêts dégradées en saison sèche. Mais dans la saison humide, *Coracopsis vasa comorensis* dépendait des plantations des zones ouvertes de haute altitude. En saison humide, *Apus barbatus mayottensis*, *Cinnyris comorensis*, *Nesillas longicaudata*, *Coracopsis*

vasa comorensis, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *terpsiphone mutata vulpina* et *Zosterops maderaspatana anjouanensis* étaient les plus associés aux plantations des zones ouvertes de haute altitude.

Les oiseaux évitaient (corrélation négative) aussi certaines catégories d'habitat pendant les saisons. *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Nesillas longicaudata* et *Apus barbatus mayottensis* évitaient les agroforêts denses de moyenne altitude (Fig. 10). *Foudia eminentissima anjouanensis* préférait d'avantage les plantations les zones ouvertes de haute altitude dans la saison sèche et dans la saison humide, pendant qu'il tendait à éviter la forêt dégradée dans la saison sèche et les agroforêts denses de basse altitude dans les deux saisons.

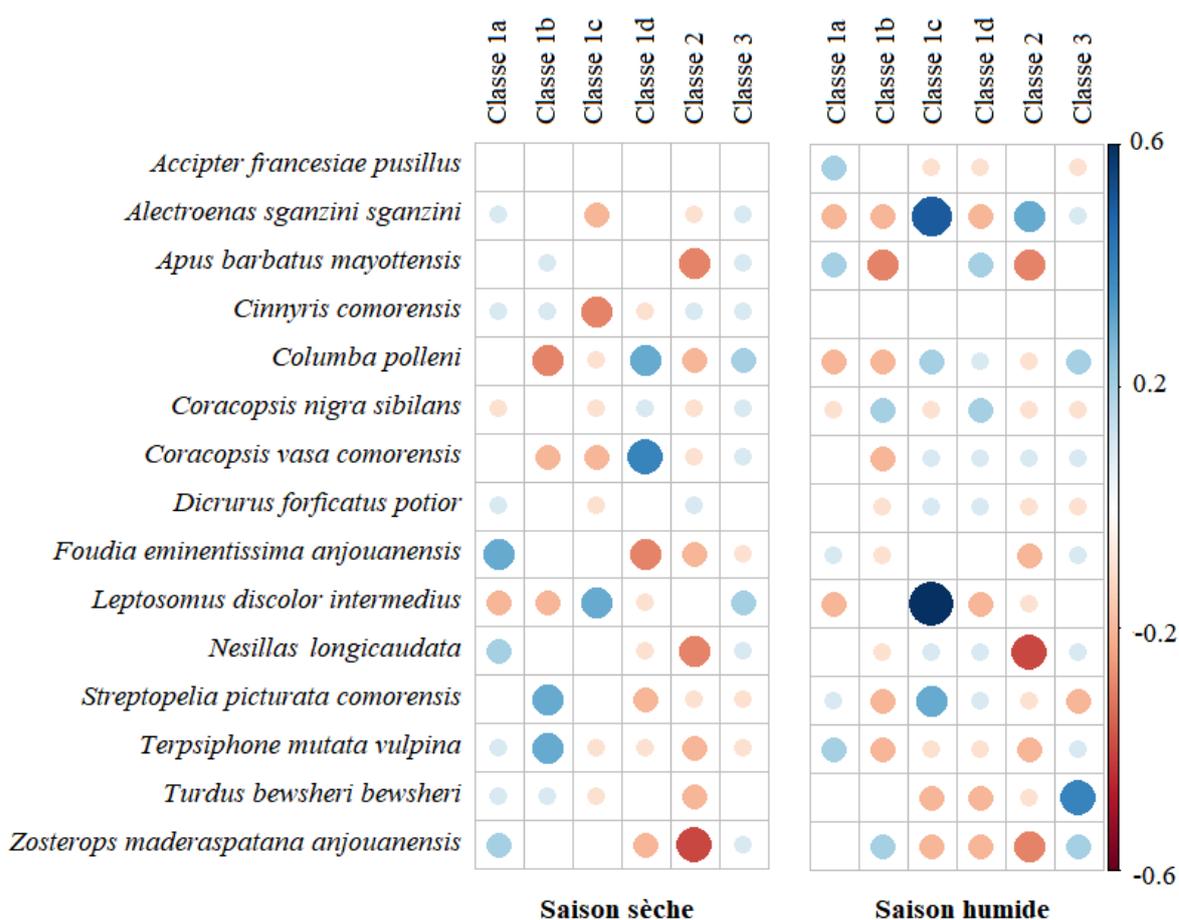


Figure 10 : Coefficient de corrélation espèce-habitat pendant la saison humide et pendant la saison sèche.

Les Coefficients de corrélation évaluent la préférence relative positive (en bleu) ou négative (en rouge) de l'espèce pour le groupe de sites, par rapport aux groupes restants. La grandeur des disques est proportionnelle à la valeur absolue du coefficient de corrélation.

Leptosomus discolor intermedius et *Alectroenas sganzzini sganzzini* avaient une préférence positive aux plantations des zones moins boisées pendant la saison humide. Pourtant *Alectroenas sganzzini sganzzini* tendait à éviter cette zone en saison sèche. *Columba polleni*

évitait la forêt sévèrement dégradée et sous-plantée. *Foudia eminentissima anjouanensis* s'était associé préférentiellement aux plantations des zones ouvertes de haute altitude et évitait la forêt dégradée et les agroforêts denses de moyenne altitude en saison sèche.

3.3.2.2. Force d'association et corrélation des oiseaux endémiques avec l'altitude

Les forces d'association des oiseaux endémiques avec l'altitude ont été différentes d'une saison à une autre. Pendant la saison sèche, les fortes dépendances se situaient entre 900 et 1100 m d'altitude.

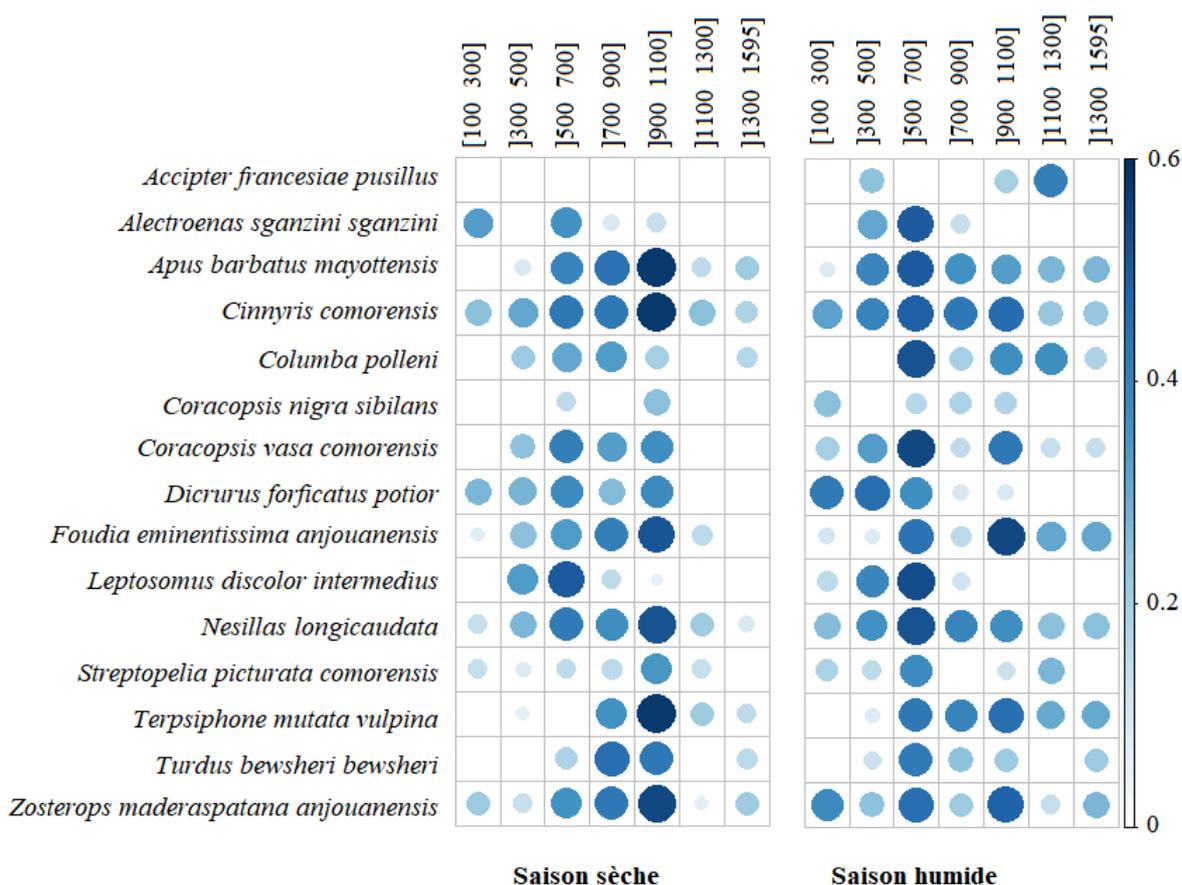


Figure 11 : Force d'association espèce-altitude en saison humide et en saison sèche.

La couleur et la grandeur des disques sont proportionnelles à la valeur de la force d'association relative. Les plus gros disques à coloration foncée correspondent à une force d'association importante de l'oiseau à la classe d'altitude correspondante.

En saison humide, elles étaient beaucoup plus dans les altitudes comprises entre 500 et 700 m. *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Apus barbatus mayottensis*, *Terpsiphone mutata vulpine*, *Cinnyris comorensis*, *Coracopsis vasa comorensis*, et *Turdus bewsheri bewsheri* étaient dépendants des altitudes situées entre 900 et 1100 m durant la saison sèche (Fig. 11). *Alectroenas sganzini sganzini* et *Nesillas longicaudata* étaient associés à cette altitude en saison sèche et descendaient entre 500 et 700 m pendant la

saison humide. *Dicrurus forficatus potior* était associé davantage aux altitudes comprises entre 100 et 700 m en saison de pluie qu'en saison sèche. Les oiseaux étaient moins dépendants des altitudes inférieures à 300 m et supérieures à 1100 m. À l'exception de *Alectroenas sganzini sganzini*, *Cinnyris comorensis* et *Dicrurus forficatus potior*, les oiseaux endémiques ont évité les altitudes inférieures à 300 m (Fig. 12).

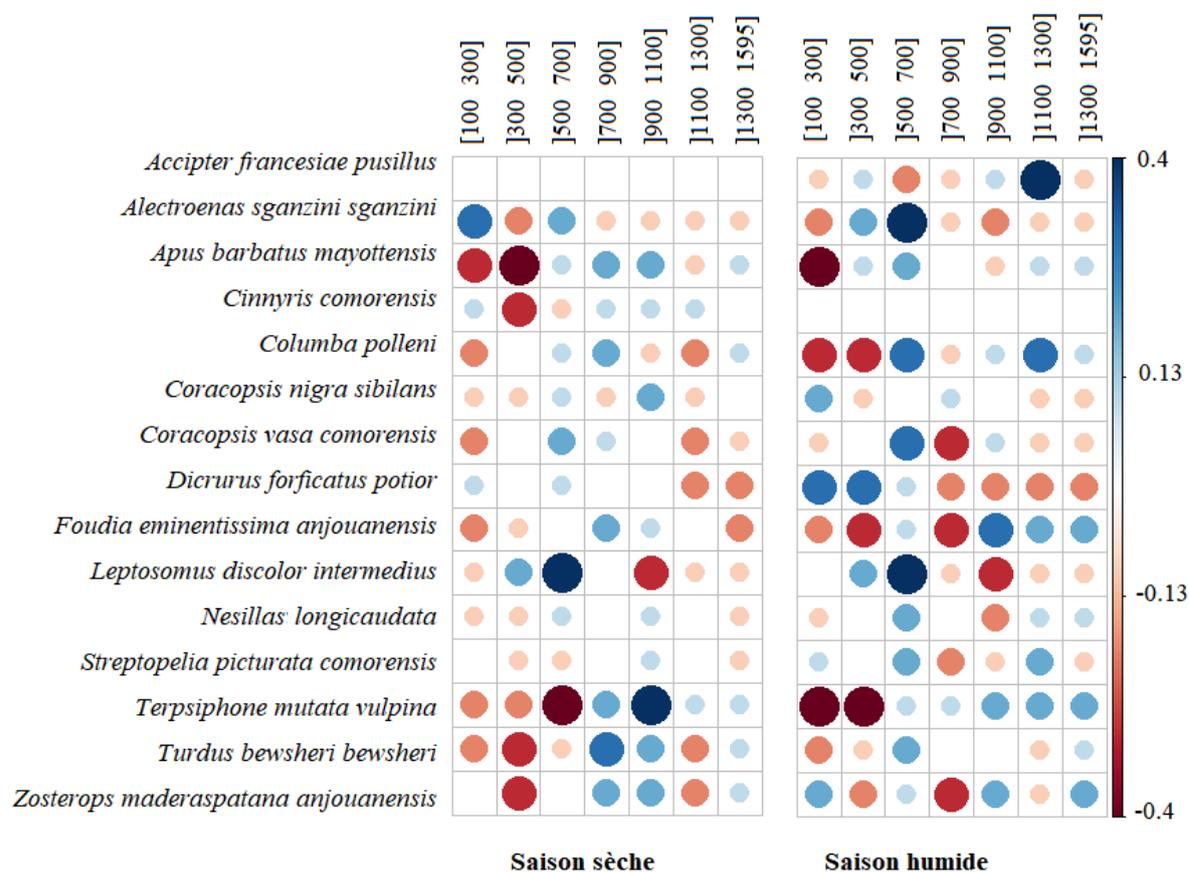


Figure 12 : Coefficient de corrélation espèce-altitude en saison humide et en saison sèche.

Les Coefficients de corrélation évaluent la préférence relative positive (en bleu) ou négative (en rouge) de l'espèce pour la classe d'altitude, par rapport aux classes restantes. La grandeur des disques est proportionnelle à la valeur absolue du coefficient de corrélation.

Alectroenas sganzini sganzini, *Coracopsis vasa comorensis*, *Dicrurus forficatus potior*, *Leptosomus discolor intermedius* et *Terpsiphone mutata vulpina* évitent généralement les altitudes au-delà de 1000 m. *Columba polleni* avait une préférence positive en saison humide aux classes d'altitude entre 500 à 700 m et entre 1100 à 1300 m. Durant la saison sèche, il évitait les classes d'altitude inférieures à 300m et celle entre 1100 et 1300 m pour se focaliser presque dans les classes d'altitude entre 500 à 900 m et celle au-delà de 1300 m. *Turdus bewsheri bewsheri* évitait les altitudes inférieures à 700 m (Fig. 12). *Leptosomus discolor intermedius* était associé et dépendait absolument des altitudes entre 300 et 700 m. *Foudia*

eminentissima anjouanensis dépendait davantage des altitudes entre 700 et 900 m en saison sèche, tandis qu'en saison humide, il évitait les altitudes inférieures à 900 m.

Tableau 13. Distribution des fréquences des oiseaux endémiques dans les couvertures forestières pendant les deux saisons de l'année. *i* : fréquence inférieure à l'aléatoire ; *s* : fréquence supérieure à l'aléatoire.

Oiseaux	Classes de la ouverture végétales											
	Saison sèche						Saison humide					
	Classe1a	Classe1b	Classe1c	Classe1d	Classe2	Classe3	Classe1a	Classe1b	Classe1c	Classe1d	Classe2	Classe3
<i>Apus barbatus mayottensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	-	-	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Alectroenas sganzini sganzini</i>	-	-	-	-	i	s	-	-	-	-	-	-
<i>Cinnyris comorensis</i>	-	-	i	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	-	i	-	S	-	s	-	-	-	-	-	-
<i>Columba polleni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coracopsis vasa comorensis</i>	-	-	i	S	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dicrurus forficatus potior</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	-	i	s	-	-	-	-	-	s	-	-	-
<i>Nesillas longicaudata</i>	s	-	-	-	i	-	-	-	-	-	-	-
<i>Streptopelia picturata comorensis</i>	-	s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	-	s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	s
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	s	-	-	-	i	s	-	-	-	-	-	s

Leptosomus discolor intermedius était préférentiellement entre 500 et 700 m. Des tests d'association entre les espèces et chaque groupe de sites et d'altitude avec l'utilisation de la fonction 'signassoc' ont démontré que pour certains oiseaux, les fréquences devenaient inférieures ou supérieures à l'aléatoire dans un type d'habitat (Tab. 13) et dans d'altitude (Tab. 14) entre les saisons. *Alectroenas sganzini sganzini*, *Coracopsis nigra sibilans* et *Zosterops maderaspatana anjouanensis* avaient des fréquences élevées dans la classe 3 en saison sèche. Dans la saison humide *Zosterops maderaspatana anjouanensis* et *Terpsiphone mutata vulpina*, étaient les oiseaux les plus rencontrés dans cette classe de forêt dense.

Tableau 14. Distribution des fréquences des oiseaux endémiques dans les strates altitudinales pendant les deux saisons de l'année. *i* : fréquence inférieure à l'aléatoire ; *s* : fréquence supérieure à l'aléatoire.

Oiseaux	Altitudes													
	Saison sèche						Saison humide							
	[100 - 300]]300 - 500]]500 - 700]]700 - 900]]900 - 1100]]1100 - 1300]]1300 - 1595]	[100 - 300]]300 - 500]]500 - 700]]700 - 900]]900 - 1100]]1100 - 1300]]1300 - 1595]
<i>Apus barbatus mayottensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	S	-	-	-	-	-	-	-	s	s	-	-	-	-
<i>Alectroenas sganzini sganzini</i>	I	i	-	s	s	-	s	i	-	-	-	-	-	-
<i>Cinnyris comorensis</i>	-	i	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	i	-	-	-	s	-
<i>Columba polleni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coracopsis vasa comorensis</i>	-	-	s	s	-	-	-	-	-	s	-	-	-	-
<i>Dicrurus forficatus potior</i>	-	-	-	-	-	-	-	s	s	-	-	-	-	-
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	-	-	-	s	s	-	-	-	i	-	i	-	-	-
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	-	s	s	-	-	-	-	-	-	s	-	-	-	-
<i>Nesillas longicaudata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Streptopelia picturata comorensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	-	-	i	-	s	-	-	i	i	-	-	-	-	-
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	-	i	-	s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	-	i	-	-	-	-	s	-	-	-	-	-	-	-

En saison sèche, *Coracopsis nigra sibilans* et *Coracopsis vasa comorensis* étaient plus fréquents dans la classe 1d. Par contre la classe 1a avait des fréquences élevées pour *Foudia eminentissima anjouanensis* et *Nesillas longicaudata*. Tandis que *Streptopelia picturata comorensis* et *Turdus bewsheri bewsheri* étaient plus fréquents dans la classe 1b. *Leptosomus discolor intermedius* restait toujours plus fréquent dans la classe 1c. *Zosterops maderaspatana*

anjouanensis était plus souvent rencontré dans la classe 3, mais en saison sèche il a été aussi abondant dans la classe 1a.

La plupart des oiseaux endémiques étaient plus fréquents dans les hautes altitudes pendant la saison sèche. Les fréquences inférieures à la normale étaient observées dans les altitudes inférieures à 500 m. Pendant la saison sèche, les faibles fréquences étaient observées entre 300 et 500 m d'altitude pour *Alectroenas sganzini sganzini*, *Cinnyris comorensis*, *Terpsiphone mutata vulpina* et *Zosterops maderaspatana anjouanensis*. Seul, *Accipter francesiae pusillus* était plus fréquent entre 100 et 300 m dans cette saison, contrairement à la saison humide où il était plus fréquent entre 300 et 700 m. *Turdus bewsheri bewsheri* était moins fréquent en dessous de 500 m dans la saison humide tous comme *Coracopsis nigra sibilans* et *Foudia eminentissima anjouanensis*. *Leptosomus discolor intermedius* étaient le plus fréquent entre 300 et 700 m dans la saison sèche tandis que, *Dicrurus forficatus potior* était le plus fréquent entre 100 et 500 m en saison humide.

3.3.2.3. Recouvrement et oiseaux indicateurs pour l'habitat et l'altitude

Nous avons considéré un seuil de spécificité de 0,6 pour qu'une espèce soit spécifique à un type d'habitat. Or, aucun oiseau n'a été spécifique à un habitat (Fig. 13 a et b). En combinant les espèces d'oiseaux pour identifier des groupes d'oiseaux indicateurs, les classes 1a, 1c et 3 étaient couvertes des groupes d'oiseaux indicateurs qui atteignaient une fidélité de 75 % en saison humide. Durant la saison sèche, seule la classe 3 avait une combinaison d'oiseaux indicateurs avec une fidélité inférieure à 50 % (Fig. 13 b).

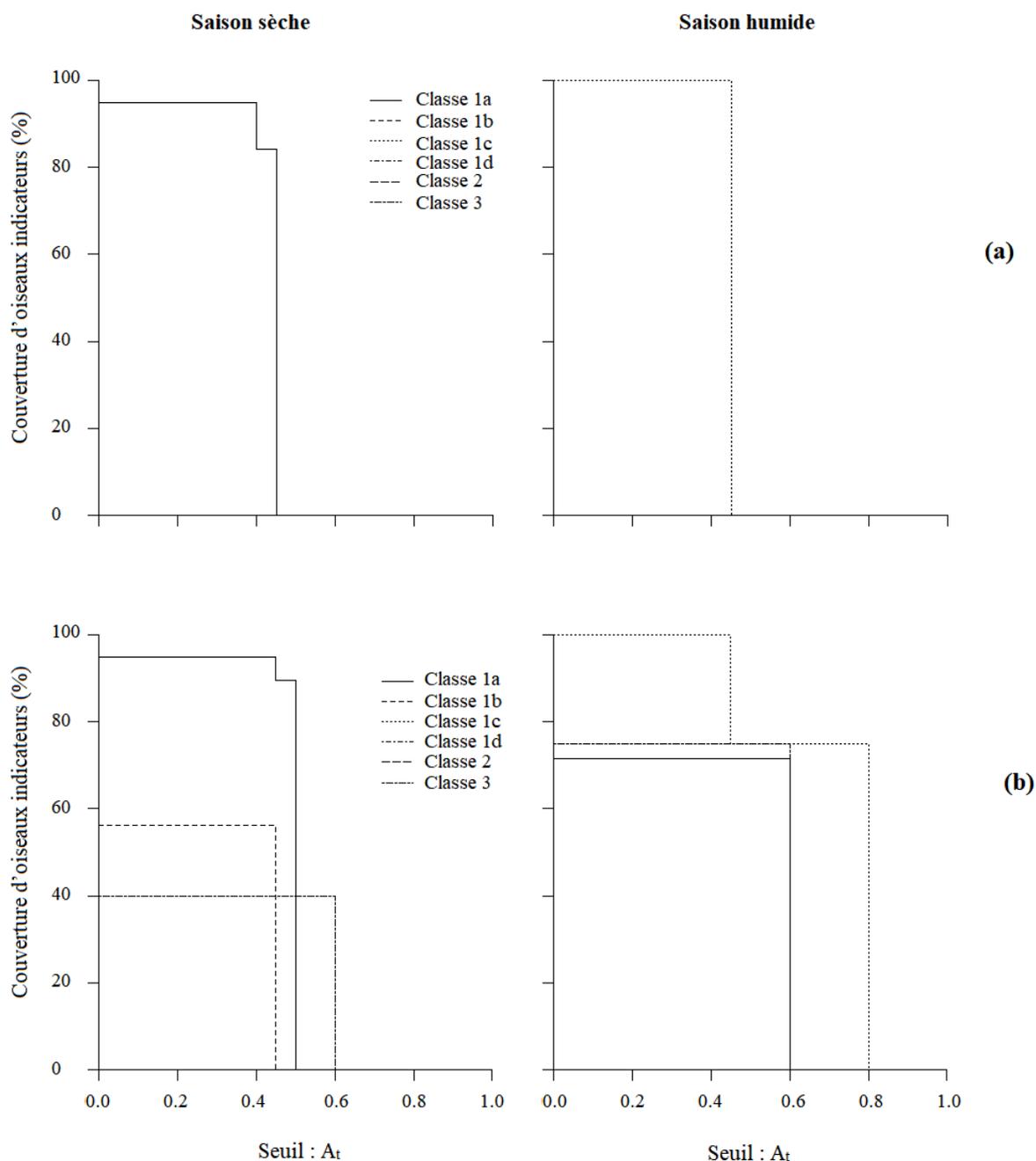


Figure 13 : Couverture des oiseaux indicateurs pour l'habitat.

Pour un seuil de spécificité choisi en abscisse ($A_t = 0,6$), on obtient en ordonnée le pourcentage de la couverture des oiseaux indicateurs après la projection sur la courbe correspondante à la catégorie de classe. (a) : sans combinaison, (b) avec combinaison des oiseaux.

Les analyses des oiseaux indicateurs de l'altitude sans combinaison de strate d'altitude ou d'oiseaux avaient des oiseaux indicateurs dans la saison sèche (Fig. 14a). La couverture des oiseaux indicateurs s'élevait à 60 % pour la strate d'altitude située entre 900 et 1100 m. En combinant les espèces deux à deux, les strates individuelles d'une longueur de 200 m admettaient des groupes d'oiseaux indicateurs (Fig. 14 b). Durant la saison humide, Les

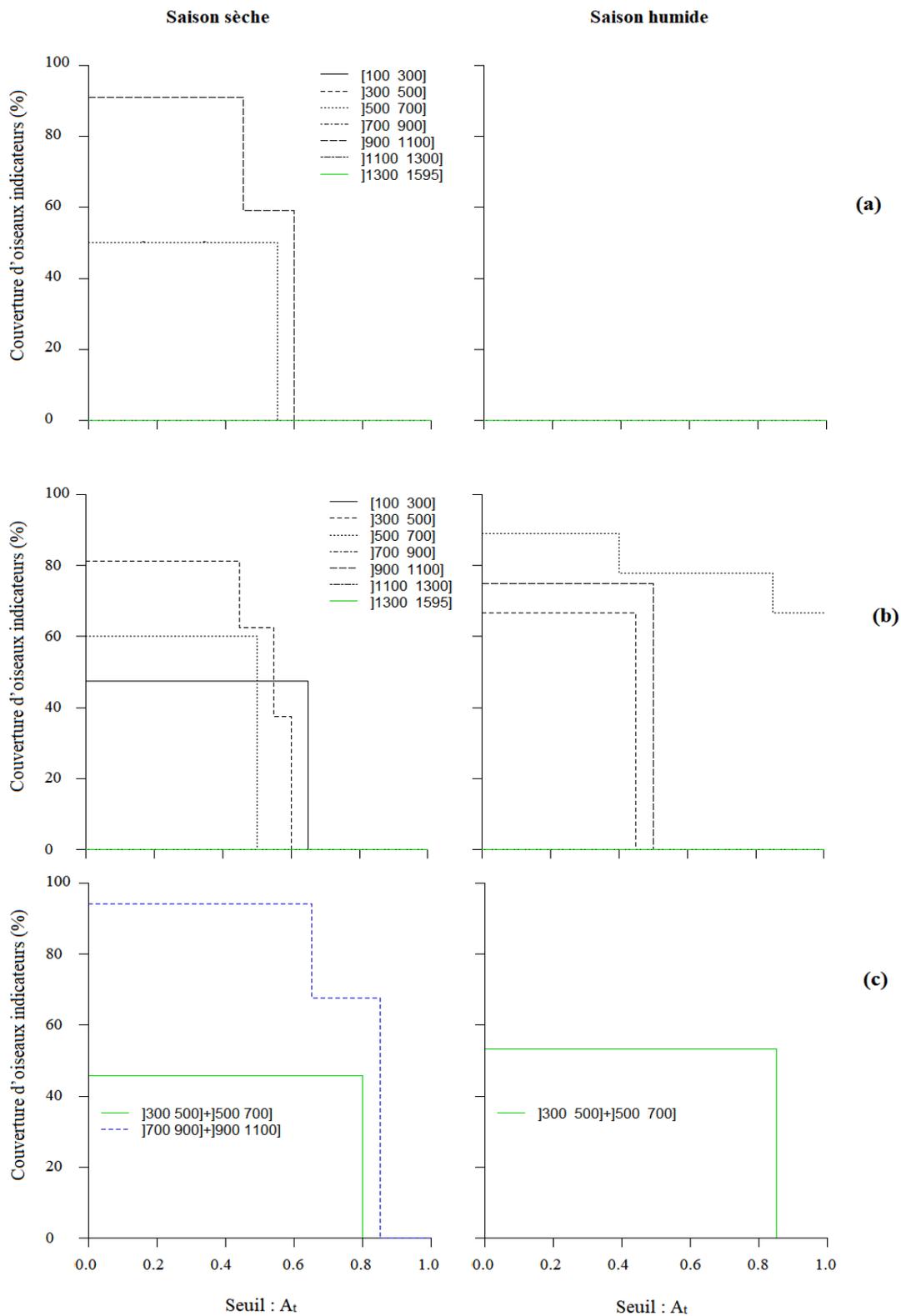


Figure 14. Couverture des oiseaux indicateurs pour l'habitat.

Pour un seuil de spécificité choisi en abscisse ($A_t = 0,6$), on obtient en ordonnée le pourcentage de la couverture des oiseaux indicateurs après la projection sur la courbe correspondante à la catégorie de la strate altitudinale. (a) : sans combinaison, (b) avec combinaison des oiseaux, (c) combinaison des strates successives deux à deux.

altitudes entre 500 et 700 m avaient une couverture d'oiseaux indicateurs proche de 80 %. Dans la saison sèche, la couverture des strates d'altitude de 100 à 300 m et 300 à 500 m était entre 30 % et 50 % (Fig. 14 b). En combinant les groupes de strate d'altitude jusqu'à un maximum de deux, on a obtenu des oiseaux indicateurs spécifiques et fidèles des différents groupes de combinaison (Fig. 14 c). Pendant la saison sèche, les meilleurs indicateurs étaient dans la strate qui groupe les altitudes entre 700 et 1100 m. En saison humide, ils étaient observés entre 300 et 700 m d'altitude.

3.3.2.4. Les oiseaux indicateurs de l'habitat

Les analyses d'oiseaux indicateurs de l'habitat étaient réalisées avec six classes. Aucun indicateur individuel valide n'est obtenu dans aucune classe d'habitat. Toutefois *Leptosomus discolor intermedius* était l'oiseau le plus fidèle à la classe 1c. Bien qu'il fréquente d'autres classes, il apparaissait le plus dépendant à cet habitat. Lorsqu'on a combiné les espèces deux à deux comme indicateur, on a trouvé trois groupes d'oiseaux indicateurs durant la saison humide pour les classes d'habitat individuelles. La présence simultanée ou combinaison de *Terpsiphone mutata vulpina* + *Coracopsis nigra sibilans* était le meilleur indicateur de la forêt dense (Tab. 15). Dans la saison sèche, la présence simultanée de *Leptosomus discolor intermedius* avec *Coracopsis nigra sibilans* ou avec *Dicrurus forficatus potior* pourrait indiquer la forêt dense. Le groupe de combinaison d'oiseaux *Accipter francesiae pusillus* + *Coracopsis nigra sibilans* ou *Accipter francesiae pusillus* + *Leptosomus discolor intermedius* était des bons indicateurs de la classe des plantations des zones moins boisées. Les groupes d'oiseaux *Leptosomus discolor intermedius* + *Nesillas longicaudata* ou *Cinnyris comorensis* + *Leptosomus discolor intermedius* avaient une forte dépendance à la Plantation des zones moins boisées. Ils y étaient excellentement fidèles. Le couple de *Coracopsis vasa comorensis* + *Terpsiphone mutata vulpina* n'était pas fortement spécifique à la forêt dense. Par contre, il y était fortement dépendant (Indval = 0,6 ; $P = 0,02$).

Tableau 15. Résultats de l'analyse des espèces indicateurs de l'habitat. Nous avons présenté les valeurs de chaque espèce ayant été au moins significative à une des deux saisons dans un habitat ou à une combinaison d'habitat.

Classe d'habitat	Couple d'espèces	Saison sèche				Saison humide			
		A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)	A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)
Plantation des zones moins boisées	<i>Accipter francesiae pusillus</i> + <i>Coracopsis nigra sibilans</i>	0	0	0,4	0,2	0,8	0,8	0,8	0,01
	<i>Accipter francesiae pusillus</i> + <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0	0	0,3	0,4	0,6	0,8	0,8	0,01
Forêt dense	<i>Coracopsis nigra sibilans</i> + <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,3	0,2	0,3	0,6	0,6	0,8	0,7	0,01
	<i>Coracopsis nigra sibilans</i> + <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,6	0,4	0,5	0,03	0,2	0,3	0,6	0,03
	<i>Dicrurus forficatus potior</i> + <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,6	0,4	0,5	0,02	0	0,3	0,4	0,3
	<i>Coracopsis vasa comorensis</i> + <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,5	0,4	0,45	0,03	0,1	0,3	0,5	0,2
	<i>Coracopsis vasa comorensis</i> + <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,2	0,2	0,2	0,8	0,5	0,8	0,6	0,03

3.3.2.5. Les oiseaux indicateurs de l'altitude

Durant la saison sèche, *Leptosomus discolor intermedius* était trouvé dans 79 % des sites des altitudes comprises entre 300 et 700 m et dans 80 % en saison humide (Tab. 16). Il était un très bon indicateur de cette strate. *Turdus bewsheri bewsheri*, *Terpsiphone mutata vulpina* et *Alectroenas sganzini sganzini* étaient les bons indicateurs des altitudes entre 700 m et 1100 m. *Foudia eminentissima anjouanensis* avait montré une importante dépendance (INDVAL = 0,73) à la classe d'altitude entre 300 et 700 m. *Turdus bewsheri bewsheri* et *Terpsiphone mutata vulpina* dépendaient spécialement et fidèlement des altitudes supérieures à 700 m en saison sèche.

Lorsqu'on a combiné les espèces deux à deux, en saison sèche, *Leptosomus discolor intermedius* était l'indicateur de l'altitude entre 100 et 300 m (Tab. 17). Pendant que la combinaison de *Coracopsis vasa comorensis* + *Terpsiphone mutata vulpina* était l'indicateur des altitudes entre 300 et 500 m (Tab. 17). Dans la saison humide, les groupes *Coracopsis nigra sibilans* + *Leptosomus discolor intermedius* étaient des bons indicateurs de la strate entre 500 et 700 m. Ce couple d'oiseau était spécifiquement rencontré à cette altitude pendant cette saison.

Tableau 16. Résultats de l'analyse des oiseaux indicateurs de l'altitude. Nous avons présenté les valeurs des espèces ayant été au moins significatives à une des deux saisons dans l'altitude ou à une combinaison des classes d'altitude.

Combinaison des classes d'altitude	Espèces	Saison sèche				Saison humide			
		A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)	A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)
[300 500]+[500 700]	<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,8	0,5	0,6	$P < 0,01$	0,8	0,5	0,7	0,02
[700 900]+ [900 1100]	<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	0,8	0,6	0,7	$P < 0,01$	0,5	0,7	0,6	0,3
[700 900]+ [900 1100]	<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,8	0,5	0,6	$P < 0,01$	0,4	0,3	0,5	0,6
[700 900]+ [900 1100]	<i>Alectroenas sganzzini sganzzini</i>	0,6	0,8	0,7	$P < 0,01$	0,4	0,7	0,7	0,5

Tableau 17. Résultats de l'analyse des oiseaux indicateurs de l'altitude. Nous avons présenté les valeurs des espèces ayant été au moins significatives à une des deux saisons dans l'altitude ou à une combinaison des classes d'altitude.

Classe d'altitude	Espèces	Saison sèche				Saison humide			
		A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)	A (spécificité)	B (fidélité)	INDVAL	Valeur de P ($\alpha = 0,05$)
[100 300]	<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,6	0,5	0,6	$P < 0,01$	0,1	0,3	0,5	0,07
[300 500]	<i>Coracopsis vasa comorensis</i> + <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,6	0,4	0,5	0,02	0	0	0,4	0,5
[500 700]	<i>Coracopsis nigra sibilans</i> + <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0	0,0	0,3	0,5	0,8	0,6	0,7	$P < 0,01$

3.4. Discussion

3.4.1. Relation des oiseaux endémiques avec l'habitat et l'altitude

On a analysé les relations des 15 oiseaux endémiques avec les six couvertures végétales et les sept strates d'altitude dans une amplitude de 300 m. On a trouvé que contrairement à notre hypothèse, les oiseaux ont montré des dépendances saisonnières des couvertures végétales forestières dégradées et sous plantées des altitudes élevées. Ces zones exploitées, et généralement situées entre 500 et 1100 m d'altitude ont constitué les habitats de fortes dépendances (Fig. 11) pour ces oiseaux endémiques. À la grande Comore, ces oiseaux étaient rencontrés à des altitudes importantes jusqu'à 1000 m, mais également en dehors de la forêt (Louette et *al.*, 1993). Ils n'y avaient pas des oiseaux individuels spécifiques et fidèles à un type d'habitat.

La dynamique négative observée en dessous de 300 m d'altitude met en évidence la sensibilité des oiseaux endémiques à la dégradation des habitats relatifs. Il s'agit des zones ouvertes de plantation vivrière dont la composition d'arbres est essentiellement de *Cocos nucifera*, *Mangifera indica*, *Syzygium aromaticum* et *Cananga odorata* (Amélaïd et *al.*, en cours de publication). Cette composition pourrait ne pas être en mesure de répondre avec efficacité les besoins vitaux des oiseaux endémiques. Alors que dans la distribution des oiseaux, l'habitat et le climat sont les composants les plus influents (Barnagaud et *al.*, 2012). De même qu'en altitude, les activités agricoles ont affecté de plus en plus les habitats naturels (Anasse, 2012). Or, ces oiseaux endémiques sont résidents de la forêt (Anasse, 2012). Par conséquent, l'utilisation des terres, les espèces invasives et le changement climatique ont des impacts significatifs sur la biodiversité (Bellard, 2014 ; Korkmaz et *al.*, 2016).

Les associations spécifiques aux habitats suivant les saisons s'expliquent aussi par leurs propres histoires naturelles (Guyot et *al.*, 2017) et par la disponibilité de la ressource alimentaire. Le fait d'absence d'oiseaux endémiques liés exclusivement à la forêt et dont peu atteignent des abondances supérieures, pourrait démontrer que leur évolution s'est faite au-dehors de la forêt (Louette , 1993). Ce qui les oblige à fréquenter les milieux perturbés pour couvrir les besoins vitaux. Stevens et *al.*, en 1995 ont remarqué qu'à la Grande-comore les sous sous-espèces endémiques préféreraient les forêts plantées contrairement aux espèces endémiques qui préféreraient la forêt intacte.

Les zones de plantation de haute altitude et la forêt sévèrement dégradée et sous-plantée pourraient constituer les habitats qui offrent les meilleures conditions bioclimatiques et

d'altitude pour la survie des oiseaux endémiques. Précédemment, Louette et *al.*, (1993) Constataient aussi dans l'ensemble des îles Comores que ce groupe d'oiseaux évitait les forêts et qu'en Mayotte (île de moyenne altitude) c'était à cause de la structure de la végétation et non à cause de l'altitude. Il est évident que les oiseaux sélectionnent aussi les habitats forestiers affectés par des processus de perturbation (Chandler & King, 2011). Par conséquent, les fortes pressions et les menaces dans ces zones ont mis en danger cette biodiversité. La dépendance de ces oiseaux pourrait être liée en grande partie aux facteurs bioclimatiques, les températures maximales et minimales, la présence des lieux humides, ainsi que les précipitations de la saison la plus arrosée comme l'a démontré Gaudreau (Gaudreau et *al.*, 2015). D'autre part, le couvert végétal peut varier en fonction des saisons, ce qui affecte la sélection des habitats (Guyot et *al.*, 2017) par ces oiseaux en conditionnant la disponibilité des ressources. Il est donc nécessaire de prendre en compte le déplacement des espèces (Liénard & Clergeau, 2011) pour les planifications de la conservation de la biodiversité. La restauration des forêts dégradées, la protection de la forêt ainsi que le suivi de la régénération forestière sont des priorités pour la conservation des oiseaux endémiques de l'île.

3.4.2. Les oiseaux indicateurs

Nous avons retenu trois couples d'oiseaux indicateurs des classes individuels d'habitat pour la saison humide. Contrairement à l'hypothèse avancée, les indicateurs étaient trouvés dans la forêt dense et dans des zones dégradées et d'altitude variable. L'indicateur de la forêt retenu est le couple d'oiseau : *Coracopsis nigra sibilans* + *Terpsiphone mutata vulpina*. Le couple était spécifique à la forêt dense et était fidèle à 80 % des sites de cette classe d'habitat (tableau 15). Barnagaud et *al.*, (2012) ont montré que les combinaisons d'espèces peuvent avoir des valeurs prédictives positives plus élevées et donc être moins sujettes aux erreurs fausses positives que les espèces prises individuellement. Alors il s'agit des indicateurs plus clairs que les indicateurs individuels. Or *Terpsiphone mutata vulpina*, *Coracopsis nigra sibilans* et *Coracopsis vasa comorensis* sont sans doute les oiseaux à avoir des soucis d'adaptation avec l'évolution de la dégradation des zones forestières. Car ils étaient spécifiques fidèles à la forêt dense (tableau 15).

On a retenu pour l'altitude, quatre oiseaux indicateurs (*Leptosomus discolor intermedius*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Terpsiphone mutata vulpina*, et *Alectroenas sganzini sganzini*) et deux couples d'oiseaux indicateurs (*Coracopsis vasa comorensis* + *Terpsiphone mutata vulpina* et *Coracopsis nigra sibilans* + *Leptosomus discolor intermedius*). Dans les deux saisons, *Leptosomus discolor intermedius* était le plus spécifique des altitudes entre 300 et

700 avec une fidélité de 50 % dans cette strate d'altitude. L'oiseau fréquente généralement les habitats avec des fortes densités d'arbres. Le degré de déboisement dans cette strate d'altitude (Boussougou et *al.*, 2015 ; Doulton et *al.*, 2016 ; Révillion et *al.*, 2017) pourrait être la cause de la baisse de sa fidélité. Par ailleurs, comme il a été remarqué par Louette & Stevens en 1992 et (Stevens et *al.*, 1992), l'oiseau reste rare. *Turdus bewsheri bewsheri*, *Terpsiphone mutata vulpina*, étaient très spécifiques et fidèle aux altitudes supérieures à 700 m. Ils sont forestier (Louette & Stevens, 1992), et les forêts restantes sont en altitude (Boussougou et *al.*, 2015 ; Doulton et *al.*, 2016 ; Révillion et *al.*, 2017 ; Daniel et *al.*, 2017).

L'absence d'un oiseau individuel indicateur de la forêt pourrait être une réponse des conditions écologiques pour ces restes des forêts situées dans les extrêmes altitudes de l'île ; ou de l'aspect hétérogène des habitats forestiers résultant de l'activité humaine. Il est possible qu'il puisse s'agir d'une faible capacité d'y résister ou de s'adapter dans ces forêts en haute altitude. Par conséquent, ces oiseaux pourraient être amenés à exploiter une multitude d'habitats pour se maintenir en vie. Ainsi, les distances entre les forêts et les zones dégradées jouent un rôle important en influençant la rétention des oiseaux dans les paysages agricoles tropicaux (Singh et *al.*, 2017). Des études (Barnagaud et *al.*, 2012 ; Singh et *al.*, 2017) ont montré que les variables climatiques déterminent mieux la répartition des espèces que les variables relatives à l'habitat ou à l'utilisation des terres. Et comme les niches thermiques des oiseaux sont dans une certaine mesure influencée par la distribution climatique de leurs habitats (Barnagaud et *al.*, 2012), les restes des forêts d'Anjouan pourraient ne pas être en mesure d'offrir les meilleurs facteurs climatiques des oiseaux endémiques.

Car ces forêts sont situées dans les extrêmes altitudes de l'île (Boussougou et *al.*, 2015 ; Green et *al.*, 2015 ; Doulton et *al.*, 2016 ; Révillion et *al.*, 2017) où les températures sont basses avec des précipitations abondantes. Non seulement que les conditions des sites diffèrent le long du gradient altitudinale, mais aussi à un certain degré la diversité des espèces (Fischer et *al.*, 2011) . Donc, ces mêmes facteurs peuvent causer des effets différents puisqu'ils interfèrent avec d'autres espèces (Rowe, 2009). Ce qui maintient ces derniers dans des paysages perturbés. Par conséquent, comme à Mayotte (Louette et *al.*, 1993), la composition des oiseaux endémiques à Anjouan n'est presque pas similaire dans les zones forestières. Ceci montre l'importance de la restauration des zones forestières perturbées pour la sauvegarde des oiseaux endémiques. L'utilisation de ces oiseaux indicateurs dans les programmes de gestion des terroirs, des Aires Protégées et dans les planifications des activités environnementales vont permettre une diminution du coût financier et un gain de temps. Ils sont par conséquent les meilleurs outils de renseignement sur les changements physiques et biologiques dans ces habitats.

3.4.3. Limites méthodologiques

Bien que nous voulions couvrir une variété d'habitats et de zones sur l'île d'Anjouan afin de maximiser les pouvoirs descriptifs de cette étude, nous reconnaissons que la méthodologie présentait certaines limites. La topographie de l'île avait empêché la mise en place des quadrats d'une façon semi-systématique, et les plots étaient établis à proximité des chemins. Cet emplacement pourrait influencer les résultats. En raison d'accessibilité, les quadrats de 25 x 2 m soit 50 m² se sont avérés petits pour offrir un maximum d'informations. Il est nécessaire d'étendre cette étude avec l'utilisation des meilleures techniques et écartés des chemins habituels. Ceci permettra l'accès à des informations sur les impacts humains tels que la coupe de bois, le feu, l'élevage, les zones de pâturages, et ce, en tenant compte des espèces clés d'arbres forestiers.

Malgré cela, nous avons essayé de donner un aperçu complet de l'état des habitats à Anjouan, aux Comores. Les résultats indiquent une prédominance des activités agricoles dans le paysage. La densité et les espèces d'arbres sont influencées par le type d'agriculture présent. Étant donné que les arbres indigènes existent dans ces paysages, il est nécessaire de mieux comprendre la durabilité des pratiques agricoles au fil du temps.

Des études approfondies sur l'exploitation, la régénération et la distribution des espèces indigènes et endémiques sont nécessaires pour mieux examiner l'équilibre de viabilité des espèces. De telles études vont fournir des informations de base qui permettront d'orienter des actions de conservation de la biodiversité et d'une gestion durable et adaptée des zones forestières.

3.5. Conclusion

Cette première étude sur l'identification des oiseaux endémiques indicateurs de l'habitat a permis d'identifier : les relations de dépendance des oiseaux endémiques avec l'altitude et les différentes couvertures forestières ; les oiseaux indicateurs de la forêt et de l'habitat suivant les saisons ; les habitats et altitudes idéaux pour la conservation des oiseaux endémiques ; les impacts et les effets des saisons sur la dynamique spatio-temporelle des oiseaux endémiques.

Les oiseaux indicateurs constituent un outil essentiel, rapide et moins coûteux (Munger et *al.*, 2014) dans la gestion des zones agroforestières et dans les planifications pour la conservation de la biodiversité. Des tels résultats vont servir aux acteurs et aux gestionnaires des ressources forestières qui doivent tenir compte des relations de dépendance de la biodiversité endémique pour leurs planifications. Ces indicateurs vont jouer un rôle important dans l'évaluation de l'état et de l'évolution des écosystèmes forestiers. Ces oiseaux indicateurs doivent être

reconnus comme un bien précieux. Pour compléter les indicateurs de l'habitat, d'autres indicateurs écologiques méritent d'être identifiés, particulièrement les végétaux indicateurs de l'habitat. Des actions de restauration des forêts dégradées et des mesures agro-environnementales doivent être appliquées dans l'île pour protéger la biodiversité et les écosystèmes naturels.

4. Distribution et statut de conservation des oiseaux endémiques, du reptile *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de la roussette *Pteropus livingstonii*.

Résumé

La perte de l'habitat et de la biodiversité se produit à un taux alarmant à travers les écosystèmes. La conservation et la gestion des espèces endémiques nécessitent une investigation de leurs aires de distribution, des facteurs environnementaux conditionnant ces répartitions et de l'état de leurs populations. Cette étude vise à identifier à l'île d'Anjouan, en Union des Comores les aires de distribution de nombreux oiseaux endémiques menacés, de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de *Pteropus livingstonii*. La méthode de modélisation « Boosted regression tree » ou BRT a combiné le nombre d'espèces d'oiseaux endémiques avec l'indice de végétation, l'élévation, et onze bandes spectrales de juin 2017 pour modéliser la distribution de la richesse spécifique des oiseaux endémiques. La prédiction de la distribution de chaque espèce a utilisé les modèles de la librairie « biomod2 » dans R. La population de chaque espèce d'oiseau est estimée par l'approche de l'échantillonnage de la distance. Les critères d'évaluation des espèces de l'IUCN ont permis d'identifier les oiseaux menacés de l'île.

Le résultat de la modélisation spatiale est une carte de distribution continue de la moyenne du nombre d'oiseaux endémiques dans l'île. L'élévation et l'indice végétal influençaient fortement la distribution. Les aires de distribution de l'occurrence et de l'habitat convenable étaient constituées par des blocs d'habitat discontinus. *Leptosomus discolor intermedius*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Turdus bewsheri bewsheri* et *Terpsiphone mutata vulpina* avaient des populations inférieures à 10 000 individus et des aires d'occupation inférieures à 500 km². Ils sont par conséquent classés en danger pour leur viabilité. *Turdus bewsheri bewsheri* avait la plus grande surface d'habitat convenable restant 22 km². Nos résultats ont exposé l'assemblage et la structure de la biodiversité endémique pour orienter la conservation et la gestion des espèces endémiques. Ils soulèvent des inquiétudes quant à la persistance à long terme des taxons endémiques rencontrés à Anjouan où les forêts naturelles sont en train de disparaître.

Mots clés : distribution, habitat, probabilité de détection, conservation, Comores.

Abstract

Habitat and biodiversity loss is occurring at an alarming rate across different ecosystems of the world. Conservation and management of endemic species require information on their potential ranges, the environmental factors controlling these distributions, and their population range. This study aims to identify the distributional areas on Anjouan Island, Union of the Comoros, of several threatened endemic birds, *Phelsuma v-nigra anjouanensis* and *Pteropus livingstonii*. Boosted regression tree or BRT modeling, combined with a range of other techniques (vegetation index, elevation, and eleven spectral bands from June 2017), were used to examine the patterns of endemic bird species richness. Prediction for each species used models from the "biomod2" library in R. Elevation and vegetal index strongly influenced distributions. Estimates of population density of birds were estimated using a distance sampling approach. IUCN species assessment criteria have been used to identify the island's threatened birds.

The result of the spatial modelling is a distributional map of continuous average number of endemic birds across the island. Geographical areas of occurrence and suitable habitat were discontinuous habitat blocks.

Leptosomus discolor intermedius, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Turdus bewsheri bewsheri* and *Terpsiphone mutata vulpina* had estimated numbers less than 10,000 individuals and areas of occupation of less than 500 km². They are therefore classified as endangered. *Turdus bewsheri bewsheri* had the largest remaining area of suitable habitat at 22 km². Our results provide the means to guide conservation and management of endemic birds and raise concerns about the long-term persistence of endemic birds found to Anjouan, where native forests are disappearing at an alarming rate.

Keywords: distribution, habitat, detection probability, conservation, Comoros.

4.1.Introduction

L'analyse de la distribution des espèces s'appuie normalement sur une classification d'habitat, ce qui limite son application dans certains cas. Premièrement, l'assemblage des données environnementales dans un nombre limité de classes augmente le risque de fausse classification. En plus, il y a le risque de réduction d'information des données satellites comme résultat de ce groupement en classes, ce qui peut devenir important dans un cas de

petite variabilité visible entre des classes proches (p. ex. forêt naturelle, forêt dégradée, agroforêt, etc.). L'utilisation des bandes spectrales permet d'accéder à des images de haute résolution donc la qualité dépend essentiellement des résolutions spatiales, spectrales et temporelle (Miloud et *al.*, 2015). Elles conservent l'information originale de chaque pixel ; en plus, comme ces données sont maintenant disponibles gratuitement à haute résolution temporelle pour de nombreuses régions de la surface terrestre, une telle approche permet aux chercheurs des régions où il n'existe actuellement d'image classifiée de modéliser les distributions en fonction de la couverture terrestre (Shirley et *al.*, 2013). Dans le cas d'Anjouan, la problématique de classification des habitats se manifeste clairement, vu l'impact anthropique subtil mais important dans des zones forestières. Afin d'éviter une perte d'information des données satellites dans les cartes classifiées et ainsi permettre une identification plus détaillée de l'environnement des points d'échantillonnage à base de données de télédétection, Shirley et *al.* (2013) proposaient l'application des valeurs brutes de données multispectrales. Dans leur étude sur l'occurrence des oiseaux dans des forêts aux États-Unis, ils suggéraient de créer des tampons circulaires autour des points d'échantillonnage pour mieux intégrer des changements locaux d'habitat à l'échelle des distances des observations. Par surcroît, à travers ces zones de tampon, ils prenaient compte des variations d'habitat à petite échelle et de la mobilité élevée des espèces étudiées.

Une approche de modélisation basée sur la régression linéaire est limitée dans les types de relations entre variables prédictives et la variable de réponse. Habituellement, les formes de relation analysées doivent être clairement définies préalablement (linéaire, uni-modale, logarithmique, etc.) avant de parcourir une analyse approfondie. Une telle préparation demande des connaissances (ou soupçons) des influences des différents paramètres, ce qui est souvent difficile en cas de données numériques brutes. La méthode de modélisation BRT (« Boosted regression tree ») permet de lier des variables dans toutes formes de relations, sans déclaration spécifique, suite à son approche itérative et multi-hiérarchique (Elith et *al.*, 2008). À travers une itération de variation randomisée des chaînes de décision en établissant l'arbre de régression, la combinaison de paramètres et valeurs de seuil et de la structure de l'arbre, qui explique le mieux la variation de la variable de réponse, est cherchée.

4.2. Méthodes

4.2.1. Données d'observation

Les points d'écoute des oiseaux et les bandes transects (10 x 50 m) des reptiles ont été visités quatre fois : deux fois le matin (6h à 9h et 9h à 12h) et deux fois l'après-midi (12h à 15h et 15h à 18h). Les coordonnées géographiques des données de présence et absence ont été organisées sur Excel. Les observations étaient regroupées par points d'écoute et par période d'études en calculant les nombres d'espèces respectives, prenant compte des oiseaux endémiques des Comores ou d'Anjouan uniquement. Tous les calculs ont été faits dans le logiciel R.

Les données des comptages directs de *Pteropus livingstonii* ont été groupées par saison, et par visite. Pour rabaisser les chances des doublons de comptage et avoir une population fermée : (i) tous les 15 dortoirs de l'île ont été échantillonnés en 2 jours successifs ; (ii) les dortoirs étaient groupés en 4 par la proximité et la localisation (Est et Ouest). Ils étaient visités 2 fois (2 descentes) par saison (saison sèche et saison humide). D'abord les 2 groupes de l'Ouest puis les 2 groupes de l'Est. Le nombre total de visite par dortoir et par saison a été de 4. Toutes les visites étaient faites au même intervalle à 8 h et à 11 h.

4.2.2. Données de télédétection

Suivant l'exemple de (Shirley et al., 2013), des données satellite brutes ont été utilisées pour l'analyse. La disponibilité des données à haute résolution avec une fréquence de prise de 8 jours offerte par la plateforme satellite SENTINEL 2 permettait de trouver des images multispectrales (13 bandes avec résolution entre 10 m et 60 m) récentes de la région de l'île d'Anjouan avec une couverture nuageuse minimale. L'image choisie était prise le 26 juin 2017, avec un total pourcentage de nuage estimé à 18,7 %. Les données ont été téléchargées par le site de distribution de données de la société spatiale européenne (ESA, <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), corrigé pour des effets atmosphériques et topographiques en utilisant les logiciels officiels de l'ESA (SNAP, disponible en ligne : <http://step.esa.int/main/download/>). Des données d'élévation à une résolution spatiale de 5 m étaient téléchargées du service en ligne MAPZEN (www.mapzen.com) à travers le package « elevatr » du logiciel R (R Core Team, 2018).

Les travaux de préparation de données incluaient l'ajustement de résolution à 10 m pour toutes les bandes et la réduction de la région d'intérêt sur l'île d'Anjouan, plus l'île de la Selle. Les zones couvertes par des nuages ont été masquées et éliminées des analyses

suivantes. En utilisant une zone tampon circulaire d'un rayon de 50 m, la moyenne et la variation des valeurs brutes ont été calculées pour toutes les cellules de tous les rasters, appliquant des automatismes programmés dans le logiciel R.

4.2.3. Modélisation de la distribution de la richesse spécifique

Suivant les suggestions de Shirley et *al.* (2013), les valeurs d'élévation, ainsi que la moyenne et la déviance de tous les bandes spectrales dans le tampon circulaire étaient extraites pour tous les points d'observation. La modélisation BRT des nombres d'espèces d'oiseau endémiques incluait toutes les paramètres basés sur les données de télédétection, les bandes spectrales 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8A, 9, 11 et 12 de SENTINEL 2, l'indice de végétation NDVI calculé des bandes 4 et 8A, ainsi que l'élévation. Les paramètres de l'analyse BRT (taux de croissance, complexité de l'arbre) étaient évalués en cherchant la combinaison de paramètres qui menait à une variation résiduelle du modèle minimisée, suivant l'exemple d'Elith et *al.* (2008). La combinaison devait trouver un minimum de la variation résiduelle avec 1000 arbres au minimum. En augmentant successivement le nombre d'arbres et calculant les écarts correspondants, le choix de nombre d'arbres à l'écart minimal assurait d'éviter un surajustement avec un nombre trop élevé de contraintes.

4.2.4. Modélisation de la distribution des espèces

La librairie biomod2 est utilisée pour décrire et modéliser les relations (Thuiller et *al.*, 2015) des oiseaux endémiques et leurs environnements. Les données de présences ont été contraintes avec 6 variables : l'élévation (DEM), la moyenne de l'indice végétal (NDVI_m), la moyenne des bandes spectrales 1 et 5 (B1_m et B5_m), l'écart type des bandes spectrales 1 et 5 (B1_std et B5_std).

Tableau 18. Description statistique des 6 variables prédictives.

	DEM	NDVI_m	B1_m	B1_std	B5_m	B5_std
Minimum	0	0	0	0	0	0
1e quartile	163	0,7	212,9	22,3	0,1	0
Médian	361,8	0,8	276	30,8	0,1	0
Moyenne	418,3	0,7	279,4	42	0,1	0
3e quartile	618	0,8	334,4	43,9	0,1	0
Maximum	1594,5	0,9	1806,5	1852,7	0,2	0,2

Les répétitions des présences ont été éliminées. Les variables prédictives retenues des analyses avaient une corrélation inférieure à 0,6. Le (Tab. 18) décrit statistiquement des valeurs des variables prédictives. Cinq algorithmes sont combinés pour construire le modèle « Ensemble forecasting » (Aguirre-Gutiérrez et *al.*, 2013) : Maximum Entropy Modeling (MaxEnt) (Phillips et *al.*, 2006), Generalised Boosted Model (GBM) (Ridgeway, 1999), Random Forest (RF) (Breiman, 2001), Generalised Linear Models (GLMs) (McCullagh & Nelder, 1989) et Generalised Additive Model (GAM) (Hastie & Tibshirani, 1990). Les algorithmes choisis ont nécessité la régénération arbitraire des pseudo-absences 10 fois supérieur au nombre de présences (Barbet-Massin et *al.*, 2012). Le modèle de l'ensemble crée était utilisé pour projeter la distribution dans l'espace (Thuiller et *al.*, 2015).

La performance de chaque modèle était évaluée. Les 80 % des données (données d'entraînement) sont utilisées pour la calibration du modèle qui est évaluée par la suite au 20 % des données restantes (données de validation). La simulation a été répétée dix fois. L'ajustement du modèle est jugé pauvre lorsque la surface sous la courbe (AUC) était inférieure à 0,7 ; il était excellent, lorsque l'AUC était supérieur à 0,9 (Araujo et *al.*, 2005). Pour que le consensus entre les modèles soit plus juste, le modèle de prédiction avec la médiane non pondérée a été sélectionné (Araujo & New, 2007).

4.2.5. **Evaluation du statut des oiseaux endémiques**

Les techniques d'évaluation du statut de conservation utilisées sont celles proposées par l'IUCN (IUCN standards & petitions subcommittee, 2013) du paragraphe B : « aire de répartition avec B1 (zone d'occurrence) et/ou B2 (zone d'occupation) ». La surface totale de l'île (424 km²) était assimilée à la zone d'occurrence. Pour obtenir une image de la situation actuelle pour chaque espèce (Cavrois et *al.*, 2011), la modélisation de sa distribution spatiale était faite. Les méthodes faisant appel aux estimations, déductions et projections était acceptables et ces derniers pouvaient s'appuyer à l'extrapolation vers l'avenir, ou de facteurs relatifs à l'abondance ou à la distribution de la population (IUCN, 2012). La zone d'occupation a été estimée d'une manière uniforme pour chaque espèce. La superficie de la zone d'occupation était calculée en utilisant des mailles d'occupation carrées de 2 x 2 km (Cavrois et *al.*, 2011). Elle s'est mesurée comme la somme des superficies des mailles d'occupation dans lesquelles l'espèce a été présente (zone d'occupation = nombre de mailles d'occupation x 4 km²). Les mailles de 2 x 2 km étaient choisie pour assurer la compatibilité de l'unité de mesure avec les seuils des critères, et pour garantir une cohérence d'ensemble entre

les résultats des différentes listes rouges aux différentes échelles (régionale, nationale et mondiale) (Cavrois et *al.*, 2011).

4.2.6. Estimation de la population

La méthode « Distance sampling » (littéralement : échantillonnage par distances) consistait à mesurer la distance entre l'observateur et l'oiseau au moment de l'observation. Ces distances étaient utilisées pour construire un modèle statistique et estimer la densité d'une espèce d'oiseau. Elle a présenté deux avantages importants (Sandrine, 2002) : (i) a permis d'estimer avec précision (intervalles de confiance autour de la valeur moyenne) la densité de l'espèce à partir d'un modèle statistique, (ii) ne pas tenir compte des variations des conditions d'observations (si celles-ci n'étaient pas extrêmes). Trois hypothèses pratiques et essentielles étaient conditionnées : (i) la méthode supposait que tous les individus à 0 m de l'observateur sont détectés, d'où $g(0) = 1$; (ii) les individus étaient détectés à leurs places initiales avant tout mouvement dû à la présence de l'observateur ; (iii) les distances étaient mesurées précisément et sans biais.

Les résultats des estimations des densités par « Distance sampling », étaient testées pour chaque espèce par plusieurs modèles possibles. Les modèles plus performants ont été retenus. Dans chaque cas, les paramètres suivants étaient donnés : le modèle de base (Uniforme, Half-normale, Hazard-rate), la fonction d'ajustement (Cosinus, Polynomial Simple, Hermite Polynomial), le niveau de contrainte sur la forme de la fonction (monotonique non croissante) était strict, ainsi que la distance maximale des contacts retenus (troncage ou non des données), et le nombre d'échantillons qui a participé à l'analyse.

Un modèle était jugé plus performant que : (i) le coefficient d'AIC ou « Akaike Information Criteria » était minimal (bon ajustement aux données et faible complexité du modèle) ; (ii) la probabilité du test de X^2 était élevée (bon ajustement aux données) ; (iii) la fonction de détection présentait une large « épaulement », se traduisant par un rayon effectif de détection maximal (rouge). Par ailleurs, la précision du modèle était aussi importante à prendre en compte. Le modèle étant d'autant plus précis que le coefficient de variation de la densité (CV) était faible, et que l'écart entre l'estimation minimale et l'estimation maximale (données avec 95 % de chances de ne pas se tromper) était réduit. Les meilleurs modèles et leurs résultats ont été retenus.

Les données de comptage de 11 h ont été retenues pour le calcul de la population. Les calculs se sont faits à partir des tableaux croisés sur le tableur Excel 2016. La descente entre les deux, et ayant le nombre maximum d'observation de *Pteropus livingstonii* a été retenue.

4.2.7. **Choix des oiseaux**

Pour identifier les priorités de conservation dans l'île seulement, on s'est limité aux oiseaux endémiques des Comores qu'on rencontre seulement dans l'île d'Anjouan ainsi que deux oiseaux endémiques et communs de l'archipel qui ont apparus rares dans nos inventaires. Ce choix de limitation est en raison de l'espace insulaire limité et sous pressions humaines dans les habitats naturels. Du fait que cette étude vise les couvertures forestières, généralement situées vers le centre de l'île, les oiseaux endémiques liés aux habitats aquatiques comme *Butorides striatus rhizopora* et *Corythornis vintsioides johanna* ne sont pas inclus. Il est aussi le cas pour *Otus capnodes* qui est nocturne et ne pouvant pas être étudiés pendant le jour. Pour cette dernière, récemment, des études sont faites dans la distribution et dans la taille de la population (Lloyd, 2010 ; Green et *al.*, 2015).

4.3. **Résultats**

4.3.1. **Distribution de la richesse des oiseaux endémiques**

Nous avons modélisé la distribution de la richesse spécifique de 15 oiseaux endémiques des Comores rencontrés à Anjouan. Le nombre total d'oiseaux observés était de 1515 (Tab. 19) sur 300 visites. Les oiseaux les plus rencontrés étaient *Cinnyris comorensis*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Nesillas longicaudata*, et *Alectroenas sganzini sganzini*. *Columba polleni*, *Accipter francesiae pusillus* et *Apus barbatus mayottensis* ont été les moins rencontrés. Le nombre moyen d'espèces le plus élevé par site était de $8,7 \pm 0,6$ dans la forêt dense à 880 m d'altitude. Le nombre moyen minimal était de 1 rencontré dans les plantations de 420 m d'altitude. Les zones forestières les plus riches avaient un maximum de 11 espèces d'oiseaux endémiques.

Tableau 19. Les oiseaux endémiques utilisés pour modéliser la distribution de la richesse spécifique.

Espèces d'oiseaux	Endémicité	Observations
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	eA	7
<i>Alectroenas sganzini sganzini</i>	EC	128
<i>Apus barbatus mayottensis</i>	EC	10
<i>Cinnyris comorensis</i>	EC	527
<i>Columba polleni</i>	EC	6
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	eC	23
<i>Coracopsis vasa comorensis</i>	eC	95
<i>Dicrurus forficatus potior</i>	eA	59
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	eA	47
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	eA	30
<i>Nesillas longicaudata</i>	EA	200
<i>Streptopelia picturata comorensis</i>	EC	27
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	eA	54
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	eA	68
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	eA	234
Total		1515

4.3.2. Modèles de distribution des espèces et influence relative des variables prédicateurs dans la performance du modèle.

L'ensemble des oiseaux endémiques échantillonnés étaient assemblé par visite et point d'écoute, entre 1 et 11 espèces. Le modèle BRT avec une complexité de 5 et un taux de croissance de 0,0025 a ajusté le modèle final avec un écart de déviance minimal de 0,5 et un coefficient de variation estimé de 0,6 en utilisant 1850 arbres et toutes les 25 variables (Fig. 15).

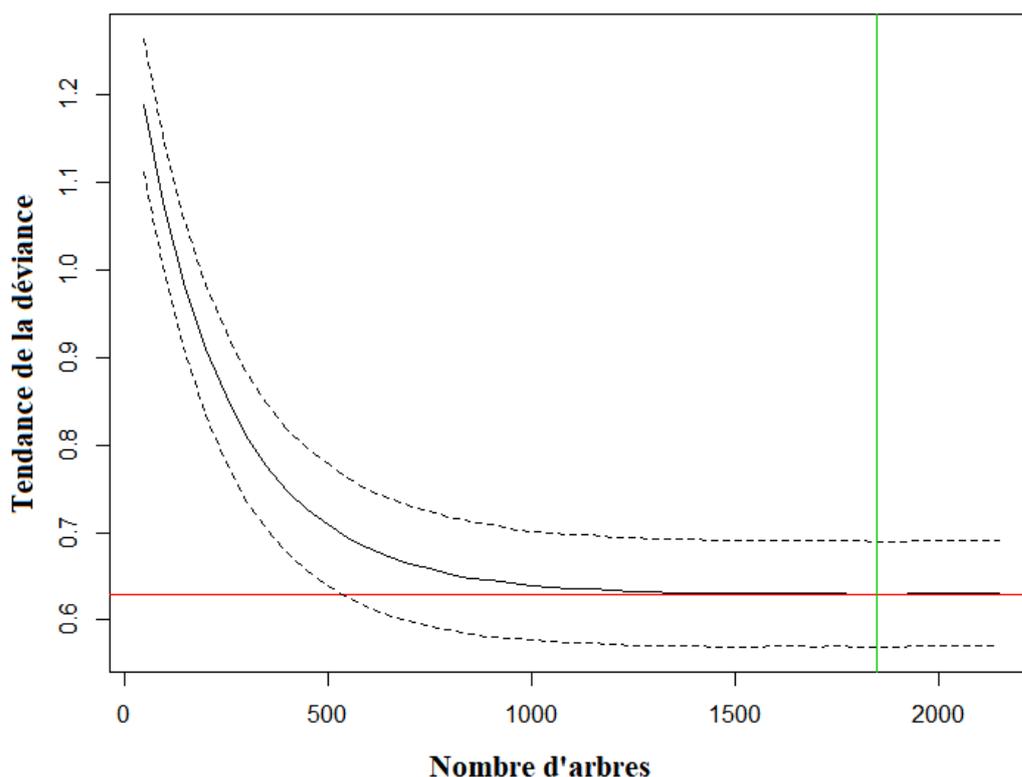


Figure 15 : Évaluation du modèle de prédiction de la distribution de la richesse des oiseaux endémiques.

Bon modèle d'ajustement (nombre d'arbres minimum supérieurs à 1000) avec le nombre de contraintes utilisé.

L'élévation a exposé l'influence relative majeure des différentes variables, suivi par la variation de la bande mesurant le contenu dans le spectre rouge (bande 4) et la moyenne et la variation de l'indice de végétation (NDVI) (Tab. 20).

Tableau 20. Influence des variables du modèle ajusté et simplifié de la distribution de la richesse spécifique des oiseaux endémiques

Variables	Influence relative	Variables	Influence relative
Elévation	55,6	B04mean	3,3
B04std	8,5	B01mean	2,2
NDVI_std	6,4	B05mean	2,2
NDVI_mean	5,9	B05std	2,1
B06std	5,4	B02std	2
B09std	4,7	B01std	1,8

La couverture végétale qui pouvait contenir entre cinq et huit espèces d'oiseaux endémiques est estimée à 51 km². La richesse des oiseaux endémiques était importante dans les altitudes

vers le centre de l'île (Fig. 16). Les zones intermédiaires des altitudes élevées et des zones côtières avaient les faibles richesses au nord et à l'est.

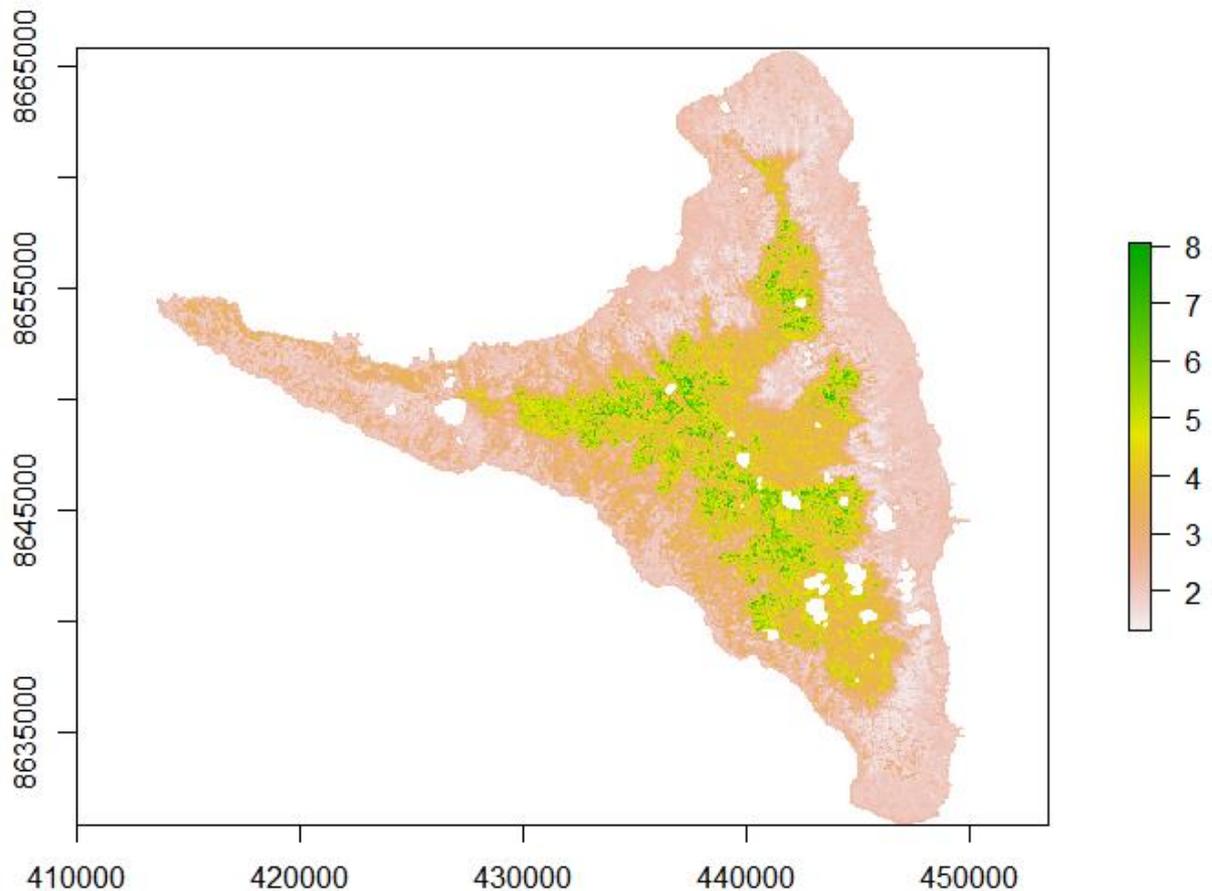


Figure 16 : Modélisation de la distribution du nombre moyen de la richesse spécifique des oiseaux endémiques à Anjouan.

4.3.3. Distribution des oiseaux endémiques des Comores limités à l'île d'Anjouan

Des données de présence de 2010 et de 2016 ont été assemblées pour prédire la répartition des oiseaux endémiques des Comores rencontrés à Anjouan. Les huit premiers oiseaux (Tab. 21) sont des sous-espèces endémiques exclusivement rencontrées à Anjouan. *Columba polleni* et *Coracopsis nigra sibilans* sont communs aux îles de l'archipel. Leur rareté, observée pendant notre étude d'échantillonnage, nous a permis de les inclure dans ces études. *Cinnyris comorensis*, *Nesillas longicaudata*, et *Zosterops maderaspatana anjouanensis* ont été les plus observés dans la majorité des points d'écoute.

Tableau 21. Nombre de sites de présence pour les espèces d'oiseaux endémiques.

Espèces d'oiseaux	Nombre de présence
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	25
<i>Cinnyris comorensis</i>	143
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	98
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	52
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	66
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	90
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	127
<i>Nesillas longicaudata</i>	132
<i>Columba polleni</i>	17
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	52

4.3.3.1. Modèle d'évaluation et importance des variables

Les modèles de prédiction retenus ont été excellentes avec un AUC $\geq 0,9$. Les seuils de probabilité (Tab. 22) ont été utilisés pour maximiser la sensibilité et la spécificité. L'altitude et l'indice végétal ont été les variables les plus influant de la répartition d'oiseaux endémiques.

Tableau 22. Résultats d'évaluation des modèles retenus avec la méthode ROC (« receiver operating characteristic »). La sensibilité explique le taux des vraies présences, la spécificité explique le taux des vraies absences prédites dans le modèle.

Espèces d'oiseaux	AUC	Seuil de probabilité	Sensibilité	Spécificité
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	0,9	491	96	80
<i>Cinnyris comorensis</i>	0,9	419,5	84,6	74,4
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	0,9	536,5	84,3	83,3
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,9	296	98,1	71,4
<i>Nesillas longicaudata</i>	0,9	491	80,2	80,5
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,9	474,5	82,5	80,9
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	0,9	500,5	88,9	84,4
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	0,9	342	90,5	72,1
<i>Columba polleni</i>	0,9	484	94,12	90
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	0,9	612	85,71	90

L'influence de l'écart-type pour la bande B1 a été important pour *Leptosomus discolor intermedius* et *Accipter francesiae pusillus* (Tab. 23). L'indice végétal a été le plus influent pour *Accipter francesiae pusillus*, l'écart-type de la bande B5 et la moyenne de la bande B1 ont influencé sa répartition géographique à une importance supérieure à 0,1.

Tableau 23. Importance des variables. Présentation de la moyenne des deux meilleurs exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés $ROC > 0,7$.

Espèces d'oiseaux	élévation	NDVI	B5_m	B5_std	B1_m	B1_std
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	0,3	0,3	0	0,2	0	0,3
<i>Cinnyris comorensis</i>	0,6	0,1	0	0	0,1	0,1
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	0,9	0,1	0	0	0	0,1
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	0,6	0,1	0	0,1	0,1	0,3
<i>Nesillas longicaudata</i>	0,7	0,1	0,1	0	0	0,1
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,8	0,2	0,1	0	0,1	0,1
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	0,9	0	0	0	0	0
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	0,7	0,1	0,1	0	0,1	0,1
<i>Columba polleni</i>	0,4	0,3	0	0,1	0	0
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	0,7	0,2	0	0	0	0,1

La probabilité d'occurrence des oiseaux augmentait progressivement avec l'altitude. Les oiseaux avaient des zones d'indice végétal convenables à partir desquels la probabilité d'occurrence diminuait lorsque qu'on s'éloignait de ces valeurs. Les meilleures probabilités d'occurrence ont été associées aux zones d'indices végétales voisines à 0,8. Les distributions d'occurrence et les habitats convenables d'*Accipter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor intermedius* et *Columba polleni* étaient éparpillés en discontinuité à travers l'île, dans des variables altitudes. Pour *Cinnyris comorensis* l'occurrence diminuait lorsque l'indice végétal prenait des valeurs supérieures à 0,8. *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Terpsiphone mutata vulpina*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis* et *Coracopsis nigra sibilans* avaient des probabilités d'occurrence et des habitats convenables plus ou moins continus dans les altitudes élevés vers le centre de l'île.

- a Distribution d'*Accipter francesiae pusillus*

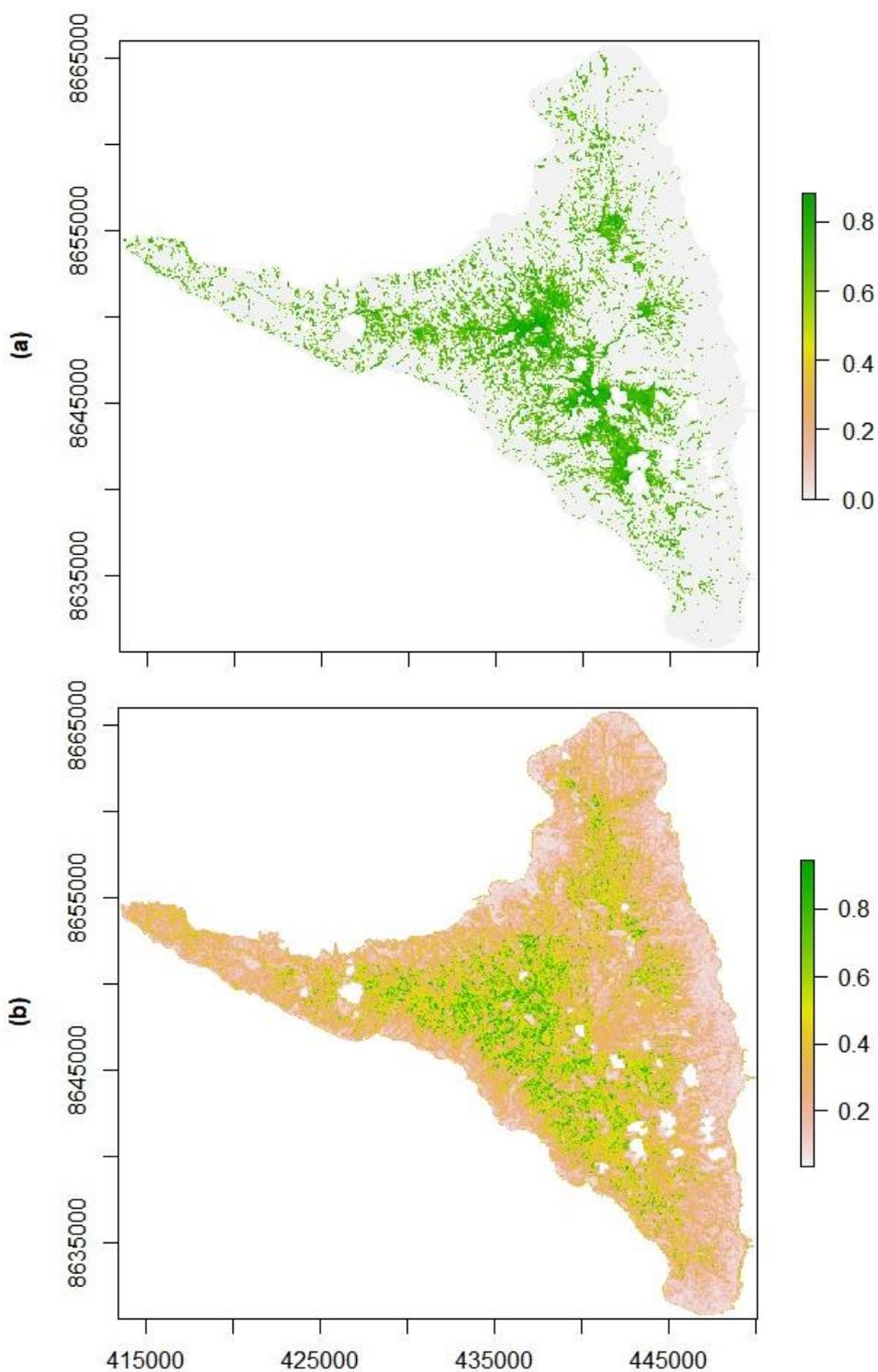


Figure 17 : Prédiction d'*Accipter francesiae pusillus*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

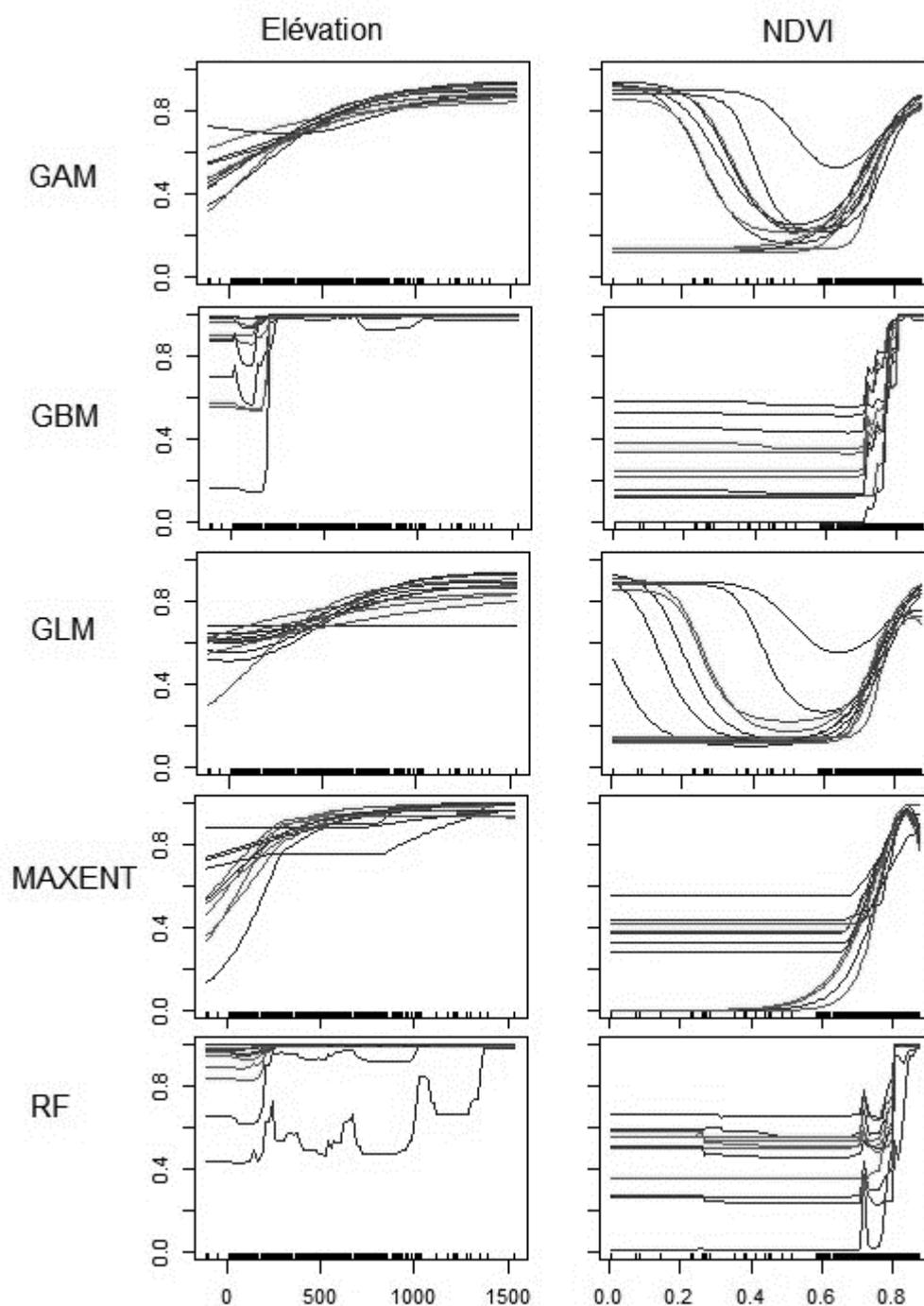


Figure 18 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence d'*Accipter francesiae pusillus*.

La probabilité d'occurrence augmentait faiblement entre 300 et 1000 m d'élévation. Elle augmentait avec un indice végétal entre 0,6 et 0,8.

- b Distribution de *Cinnyris comorensis*

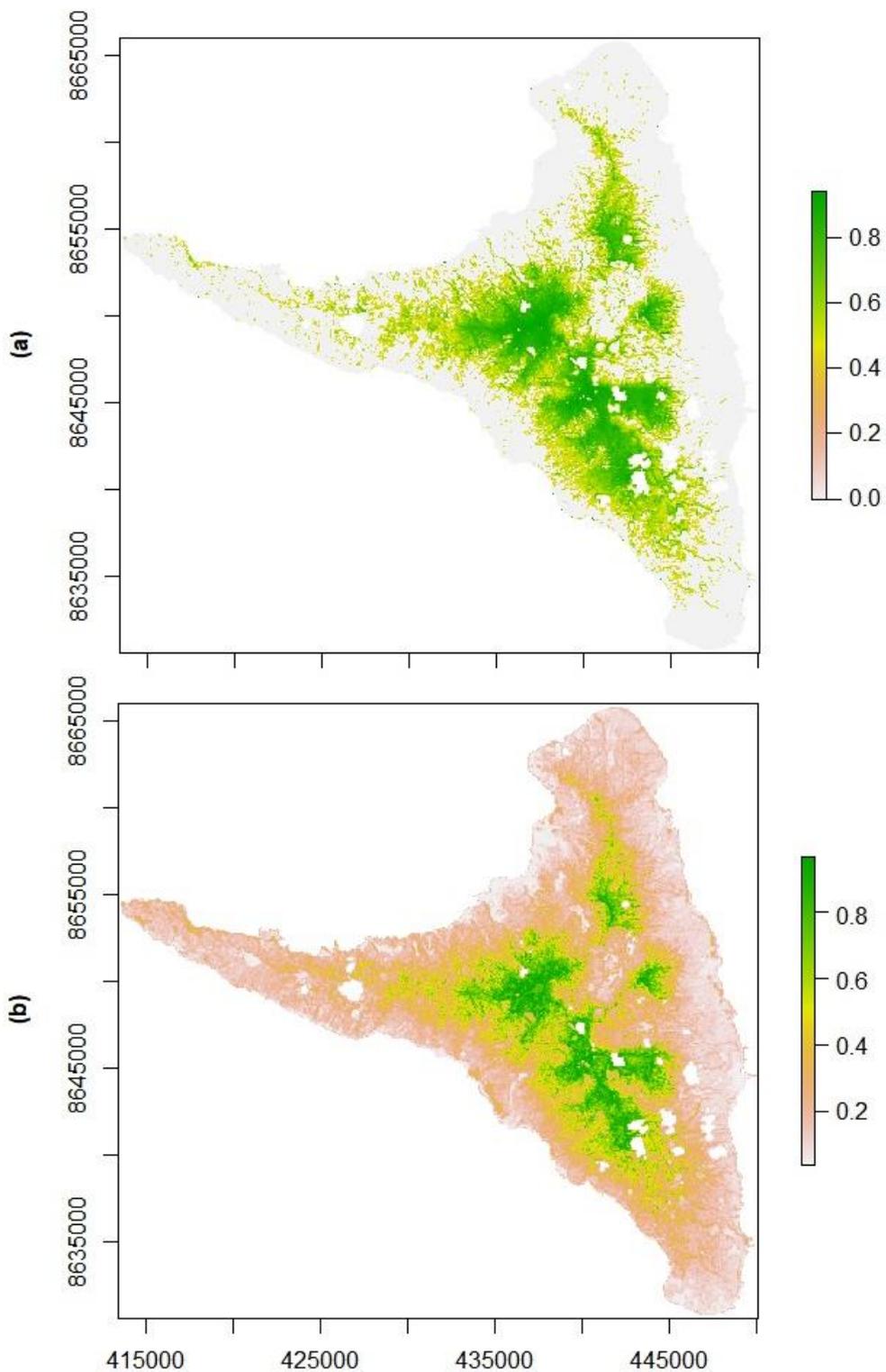


Figure 19 : Projection de *Cinnyris comorensis*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

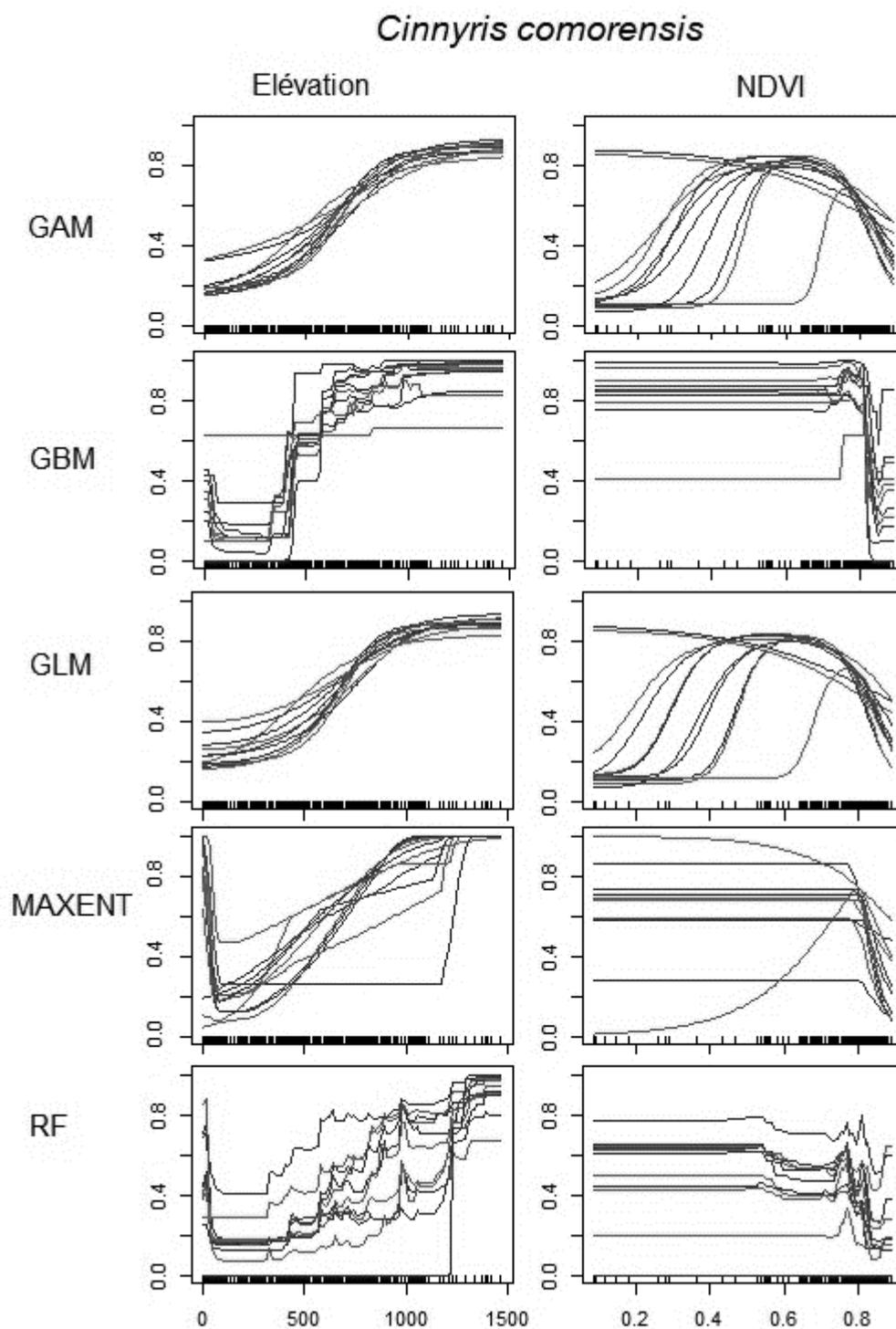


Figure 20 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Cinnyris comorensis*.

La probabilité d'occurrence augmentait progressivement à partir des basses altitudes. Elle diminuait avec l'accroissement de l'indice végétal.

- c *Distribution de Foudia eminentissima anjouanensis*

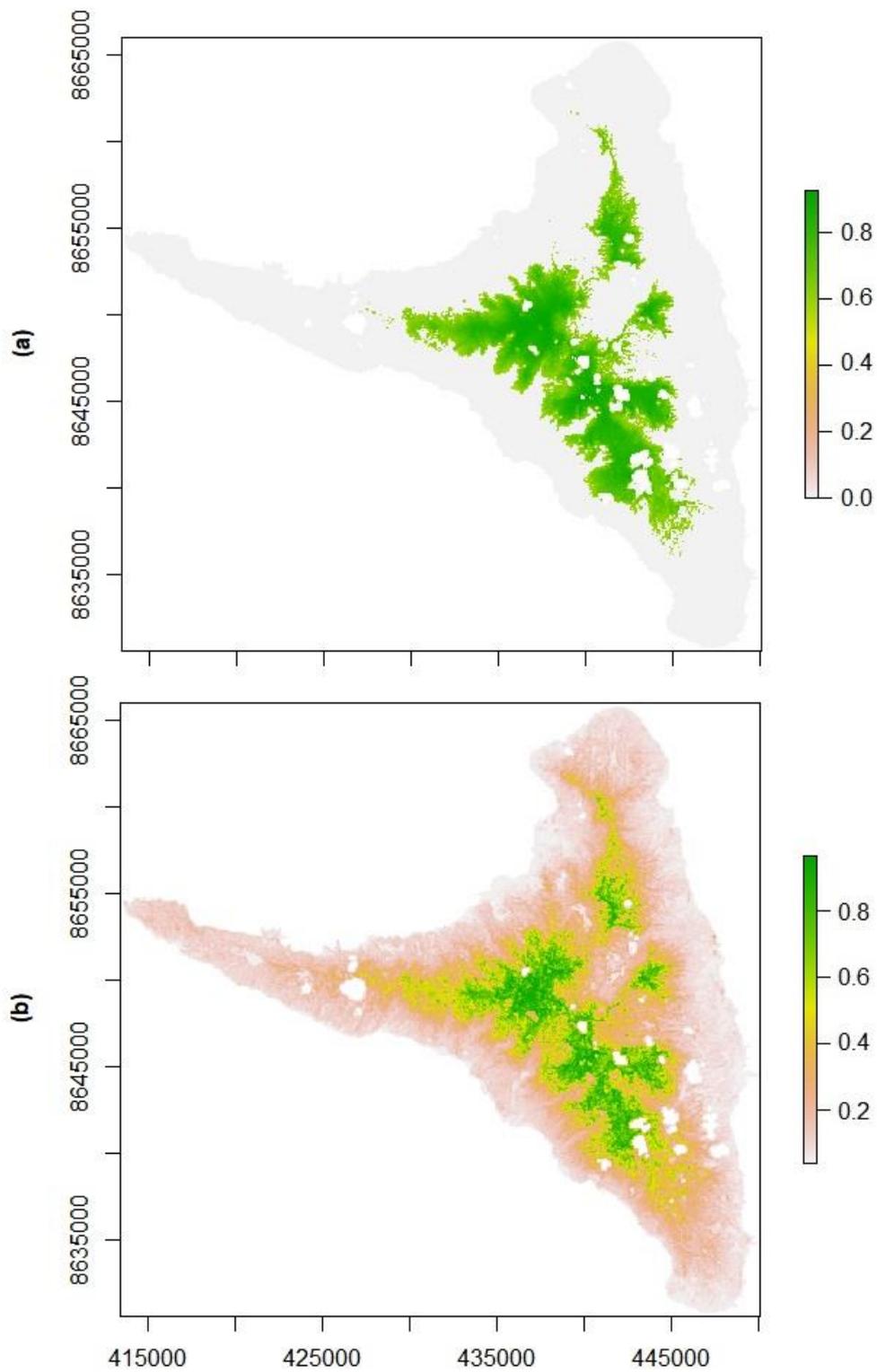


Figure 21: Projection de *Foudia eminentissima anjouanensis*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

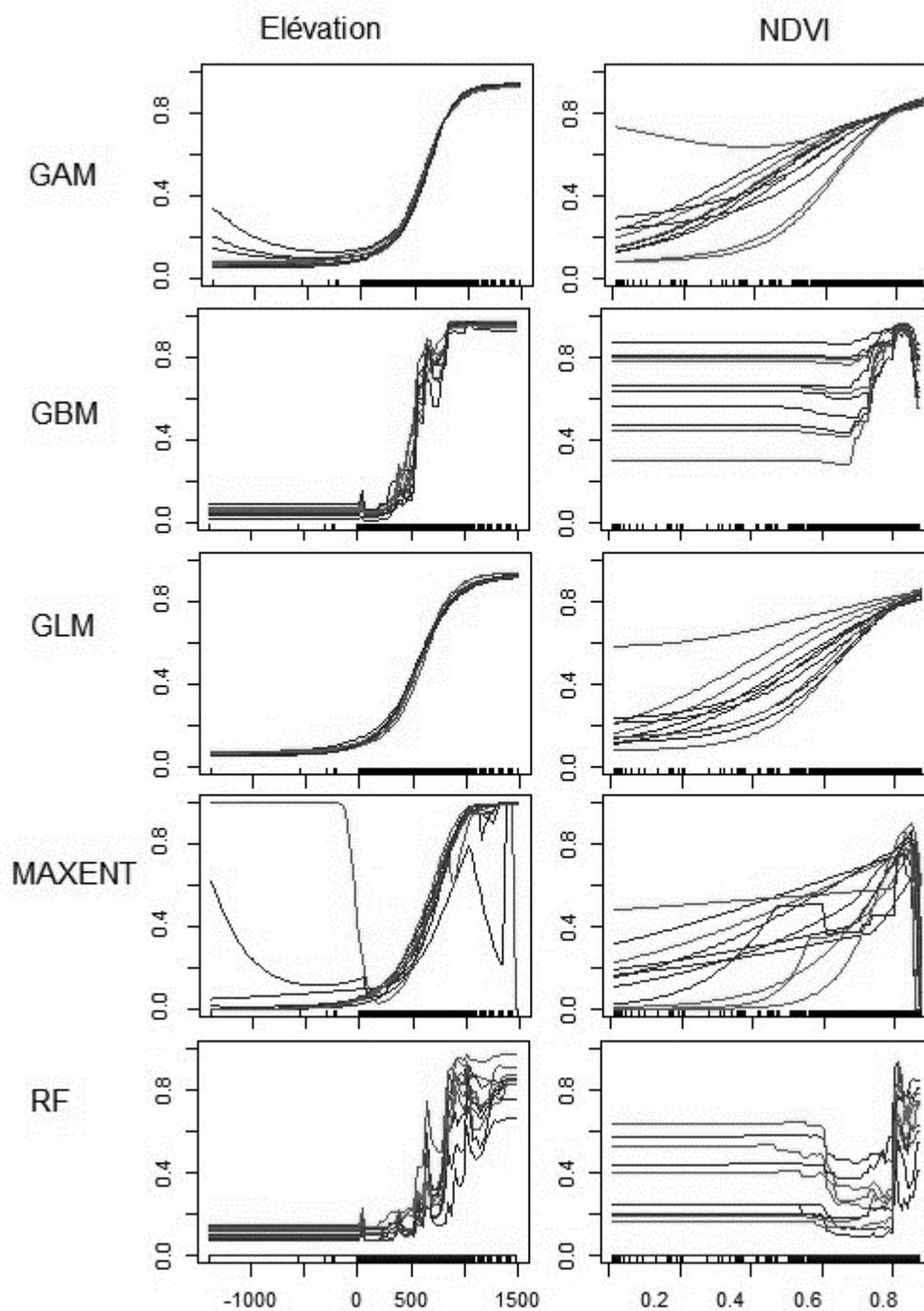


Figure 22. Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Foudia eminentissima anjouanensis*.

La probabilité d'occurrence augmentait rapidement entre 500 et 1000 m d'élévation. Elle augmentait aussi avec la valeur de l'indice végétal.

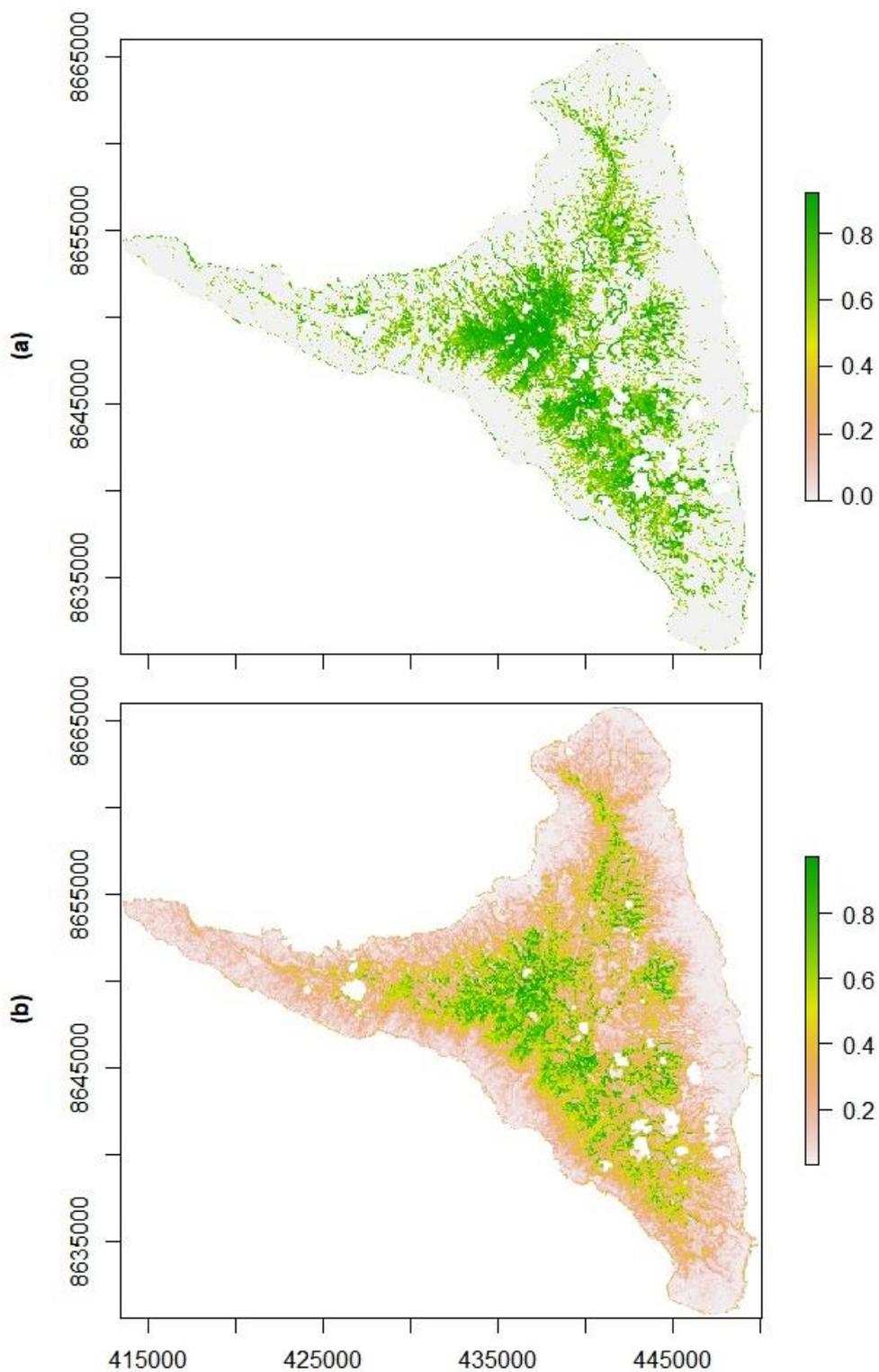
- d Distribution de Leptosomus discolor intermedius

Figure 23 : Projection de *Leptosomus discolor intermedius*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

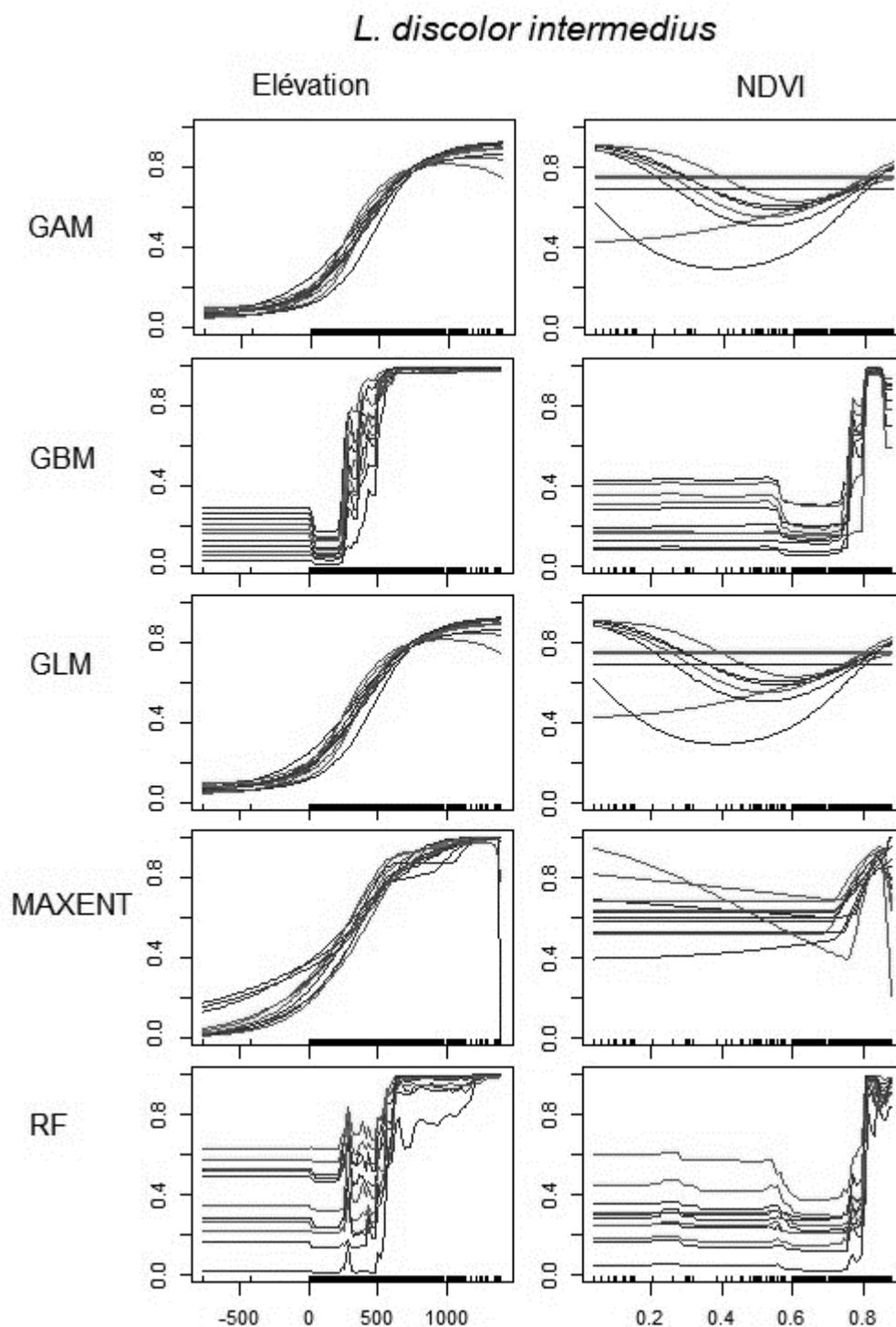


Figure 24 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Leptosomus discolor intermedius*.

La probabilité d'occurrence augmentait à partir de 300 m d'élévation. La valeur de l'indice végétal située autour de 0,8 augmentait les chances d'occurrence.

- e Distribution de *Nesillas longicaudata*

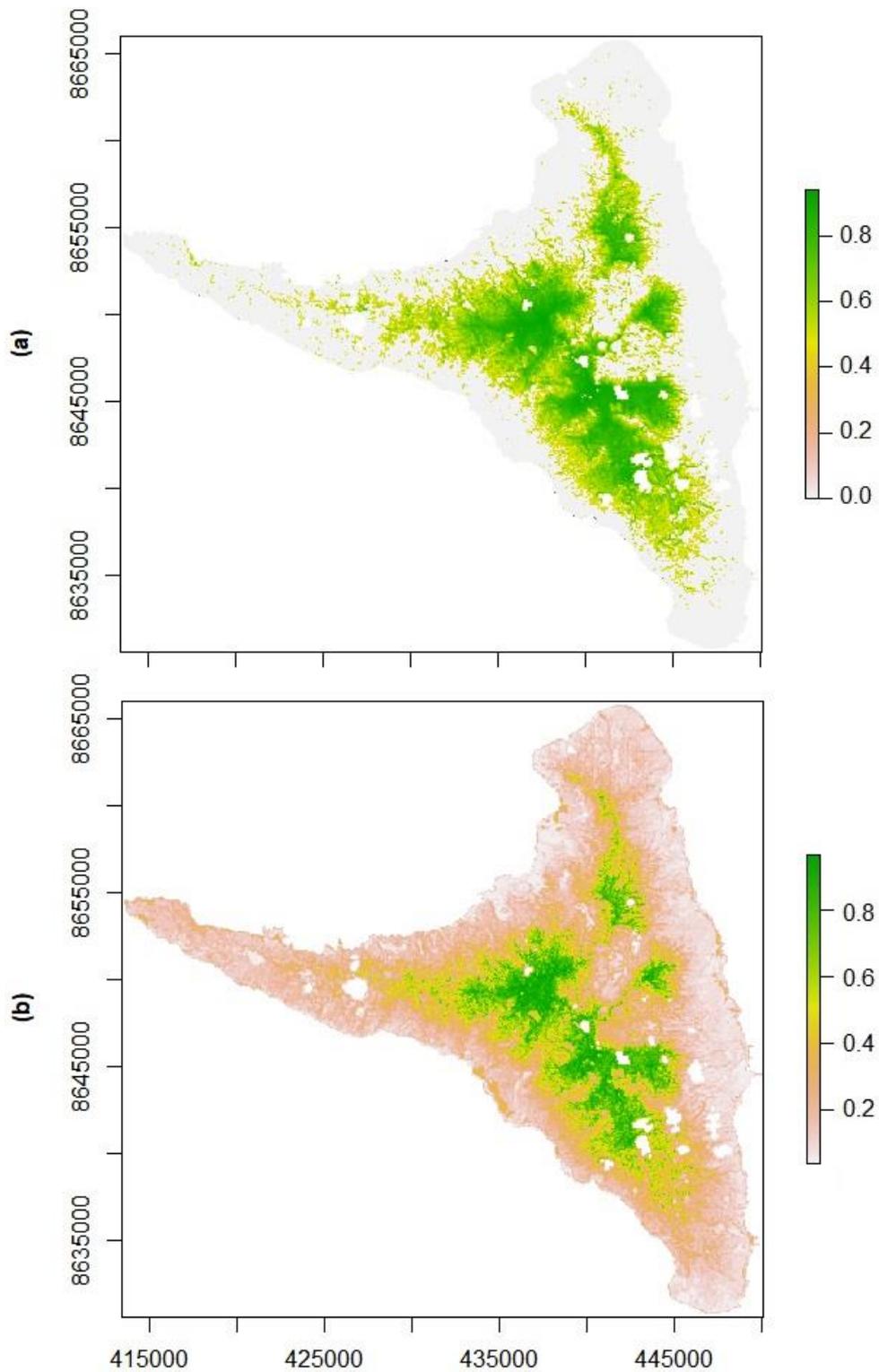


Figure 25 : Projection de *Nesillas longicaudata*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

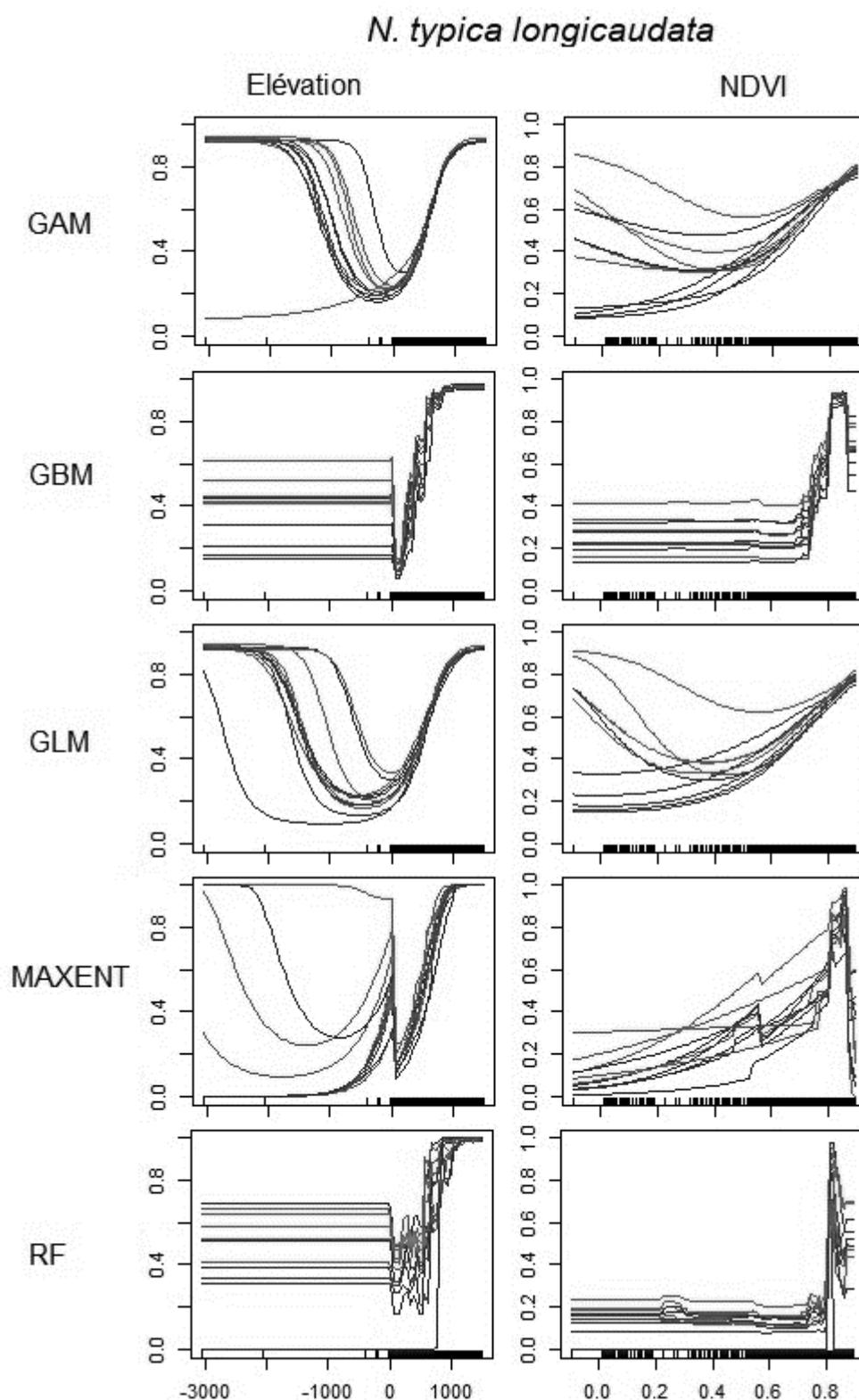


Figure 26 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Nesillas longicaudata*.

La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude et la valeur de l'indice végétal.

-f Distribution de *Terpsiphone mutata vulpina*

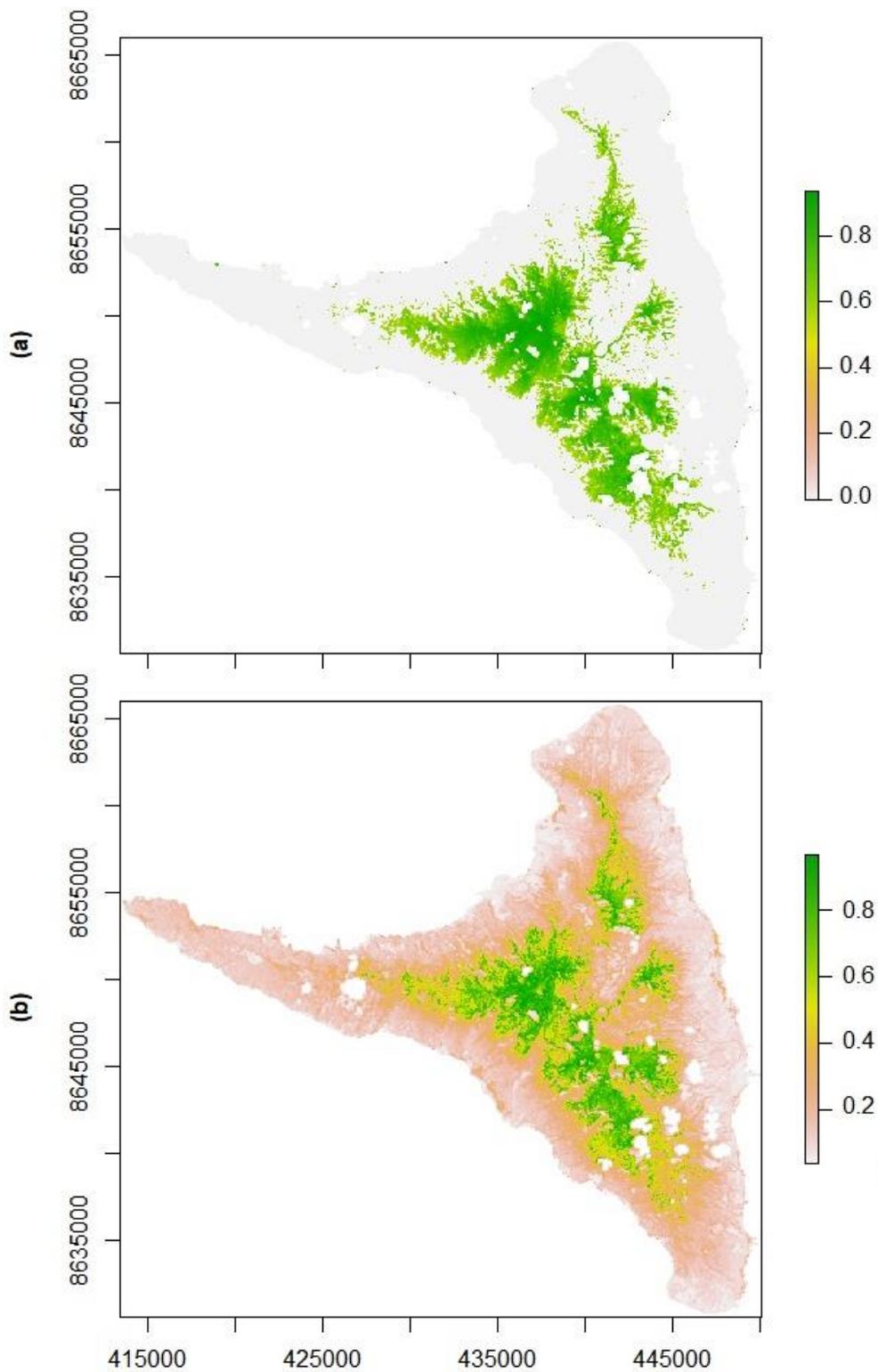


Figure 27 : Projection de *Terpsiphone mutata vulpina*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

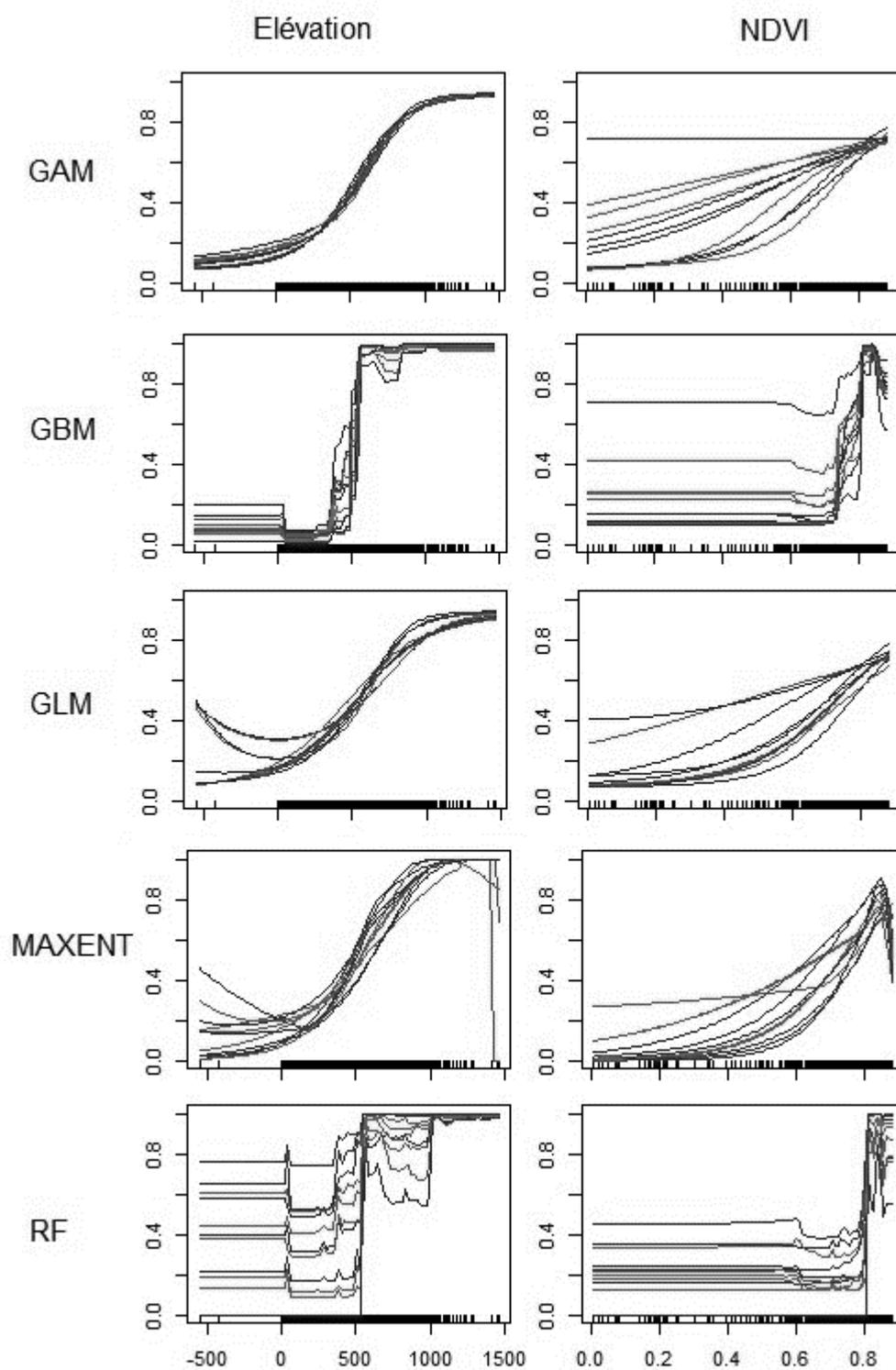


Figure 28 :Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Terpsiphone mutata vulpina*.

La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude et la valeur de l'indice végétal. La probabilité d'occurrence était supérieure ou égale 0,8 aux altitudes qui dépassaient 500 m.

- g *Distribution de Turdus bewsheri bewsheri*

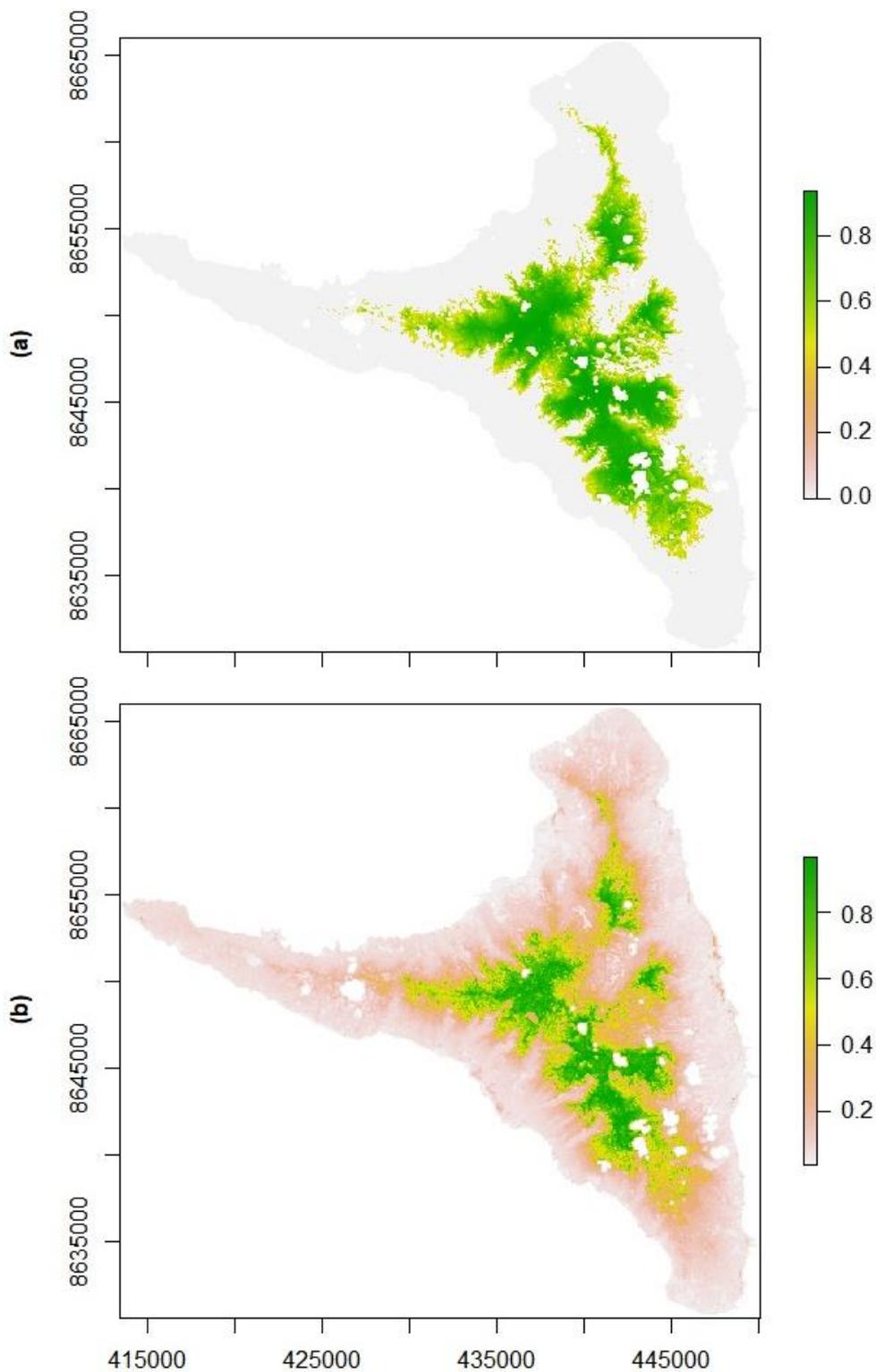


Figure 29 : Projection de *Turdus bewsheri bewsheri*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

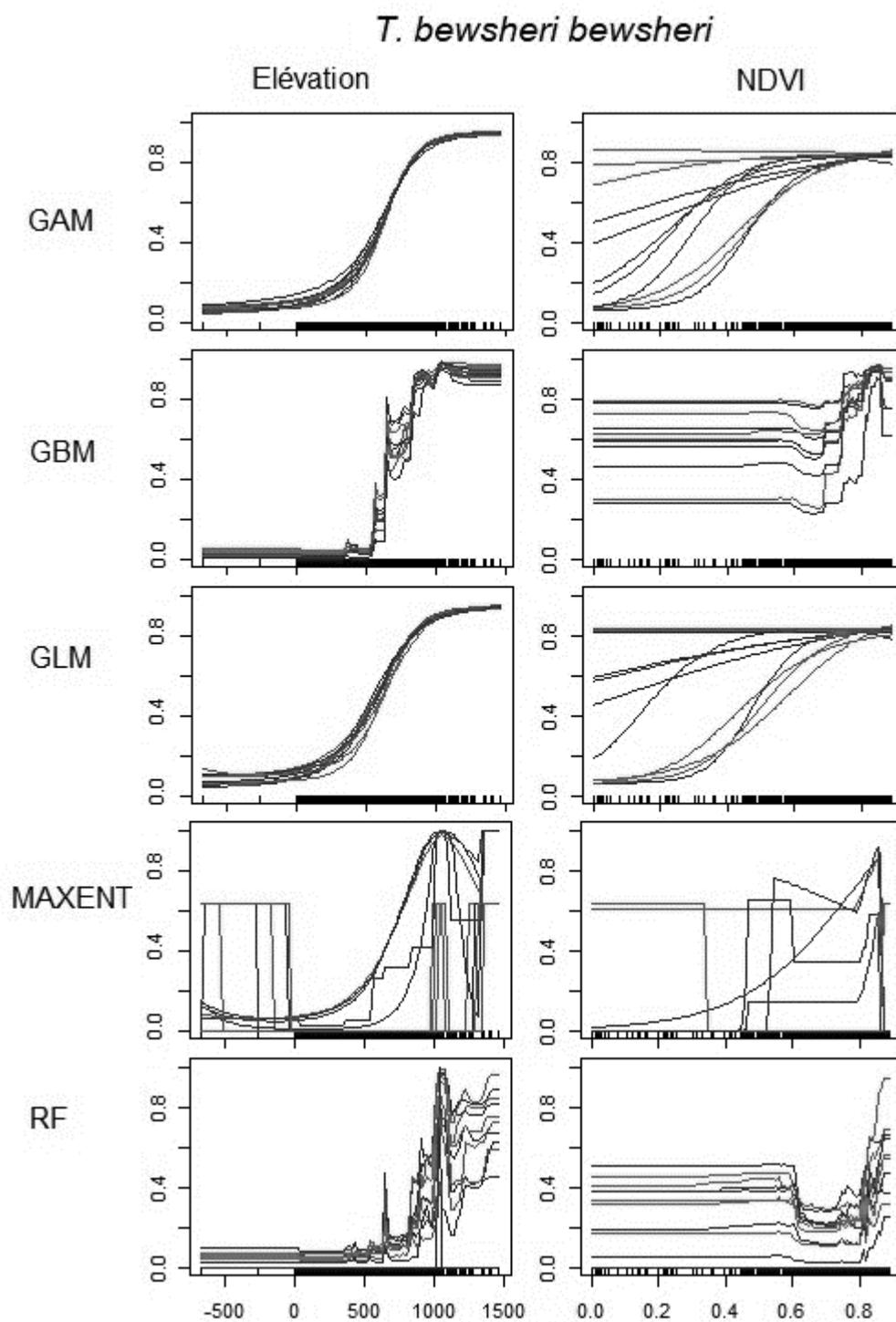


Figure 30 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Turdus bewsheri bewsheri*.

La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude et la valeur de l'indice végétal.

- h Distribution de *Zosterops maderaspatana anjouanensis*

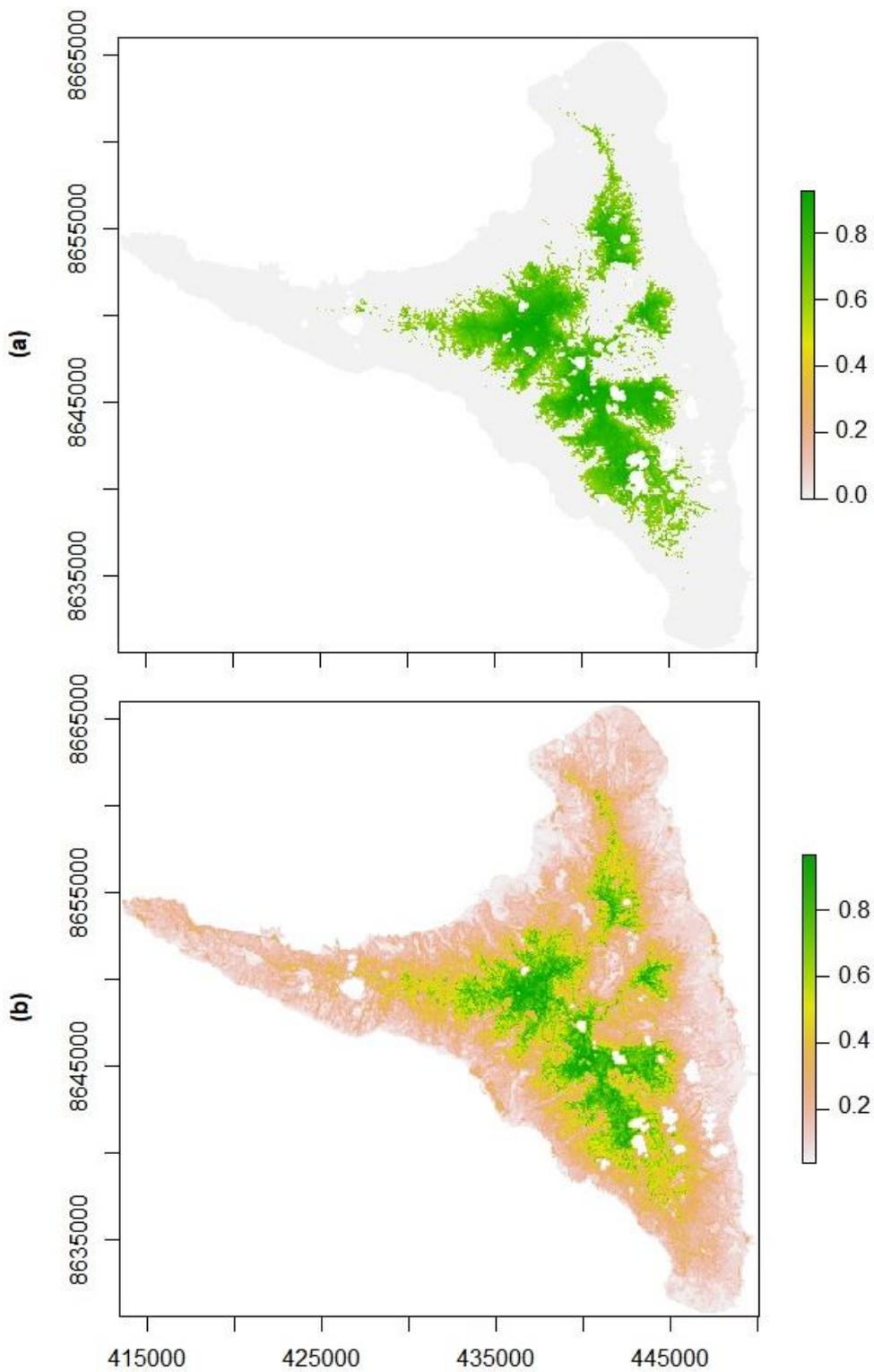


Figure 31 :Projection de *Zosterops maderaspatana anjouanensis*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

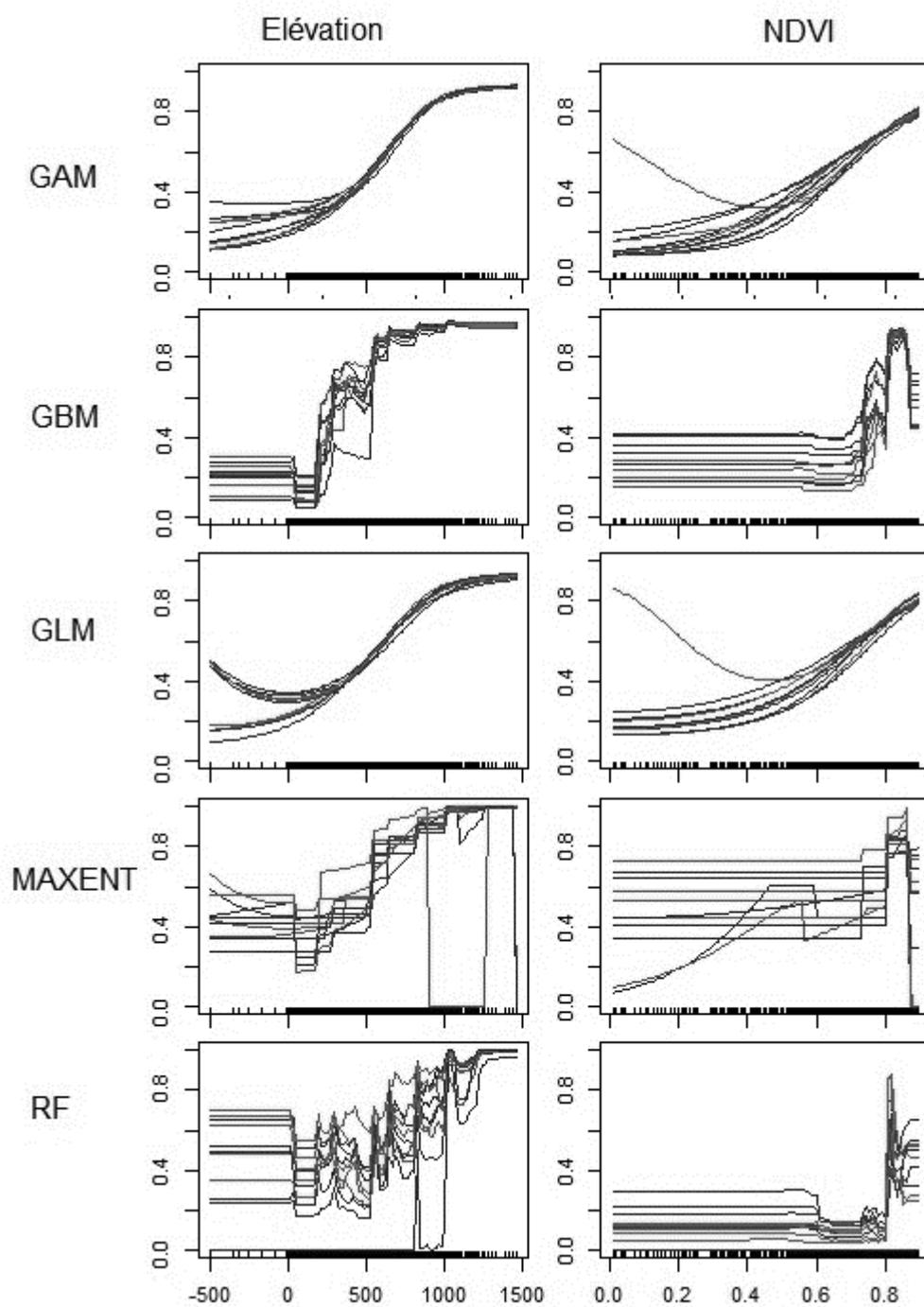


Figure 32 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Zosterops maderaspatana anjouanensis*.

La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude et la valeur de l'indice végétal.

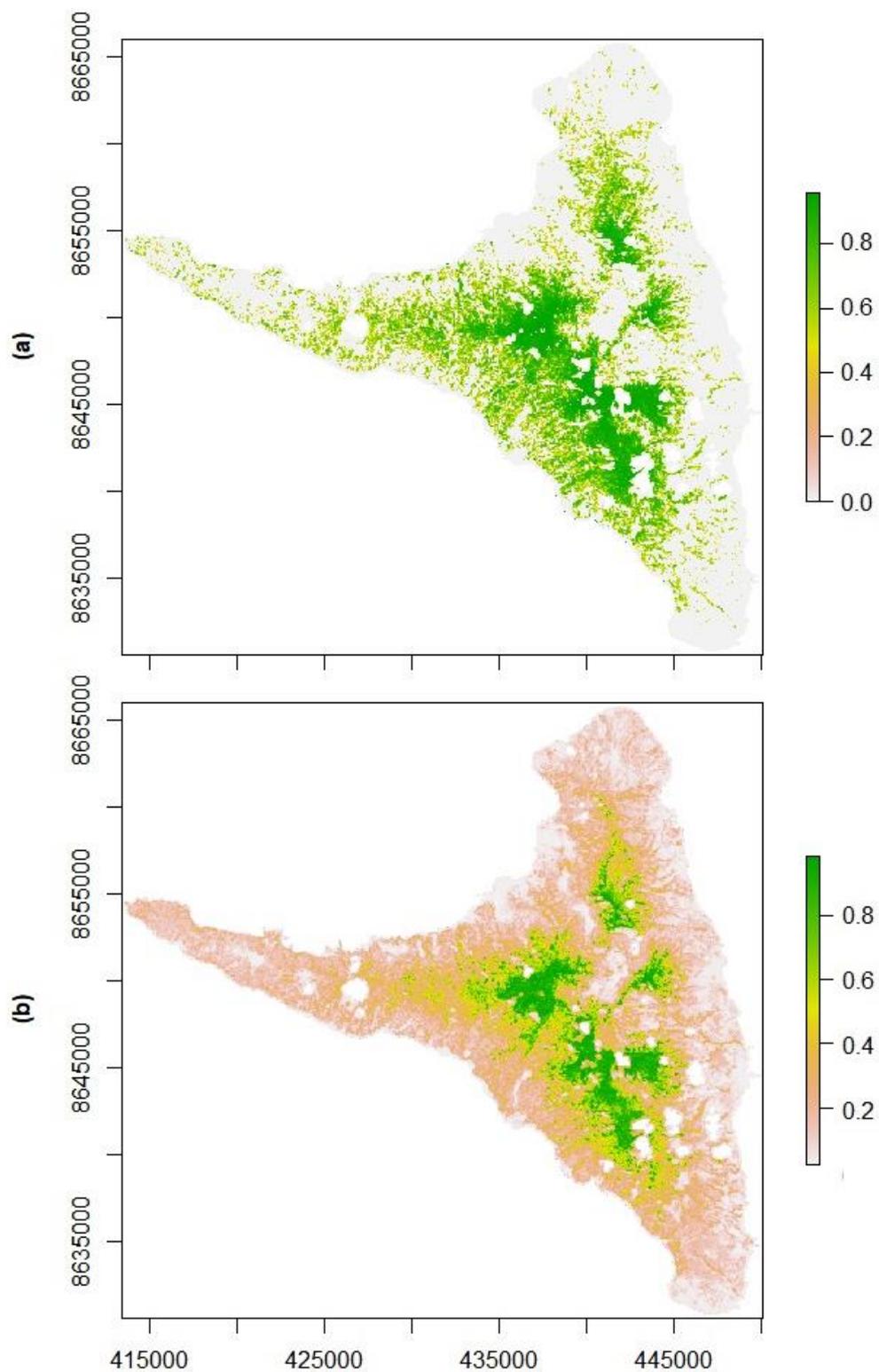
- i Distribution de Columba polleni

Figure 33 : Projection de *Columba polleni*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

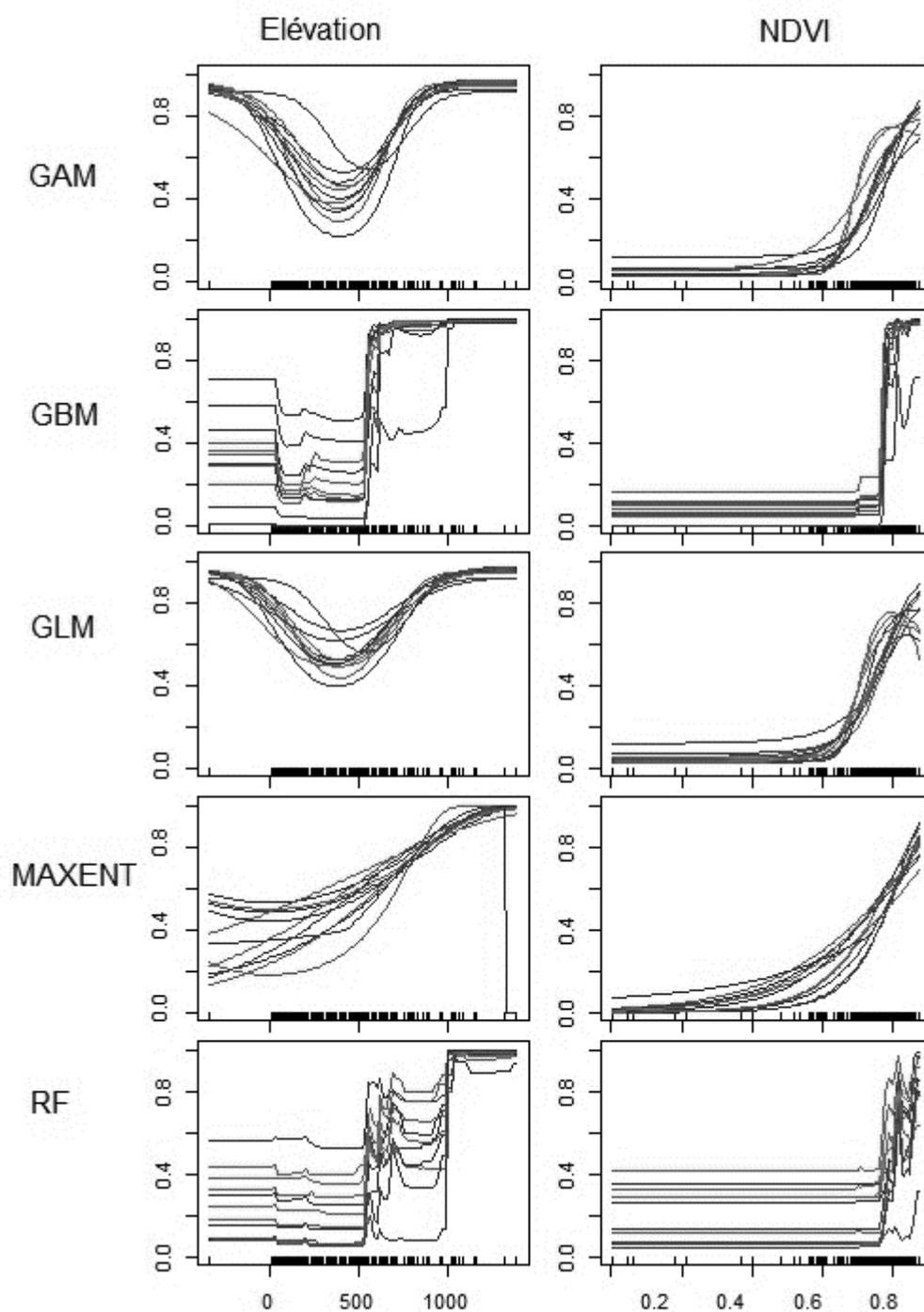


Figure 34 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Columba polleni*.

La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude et la valeur de l'indice végétal.

- j *Distribution de Coracopsis nigra sibilans*

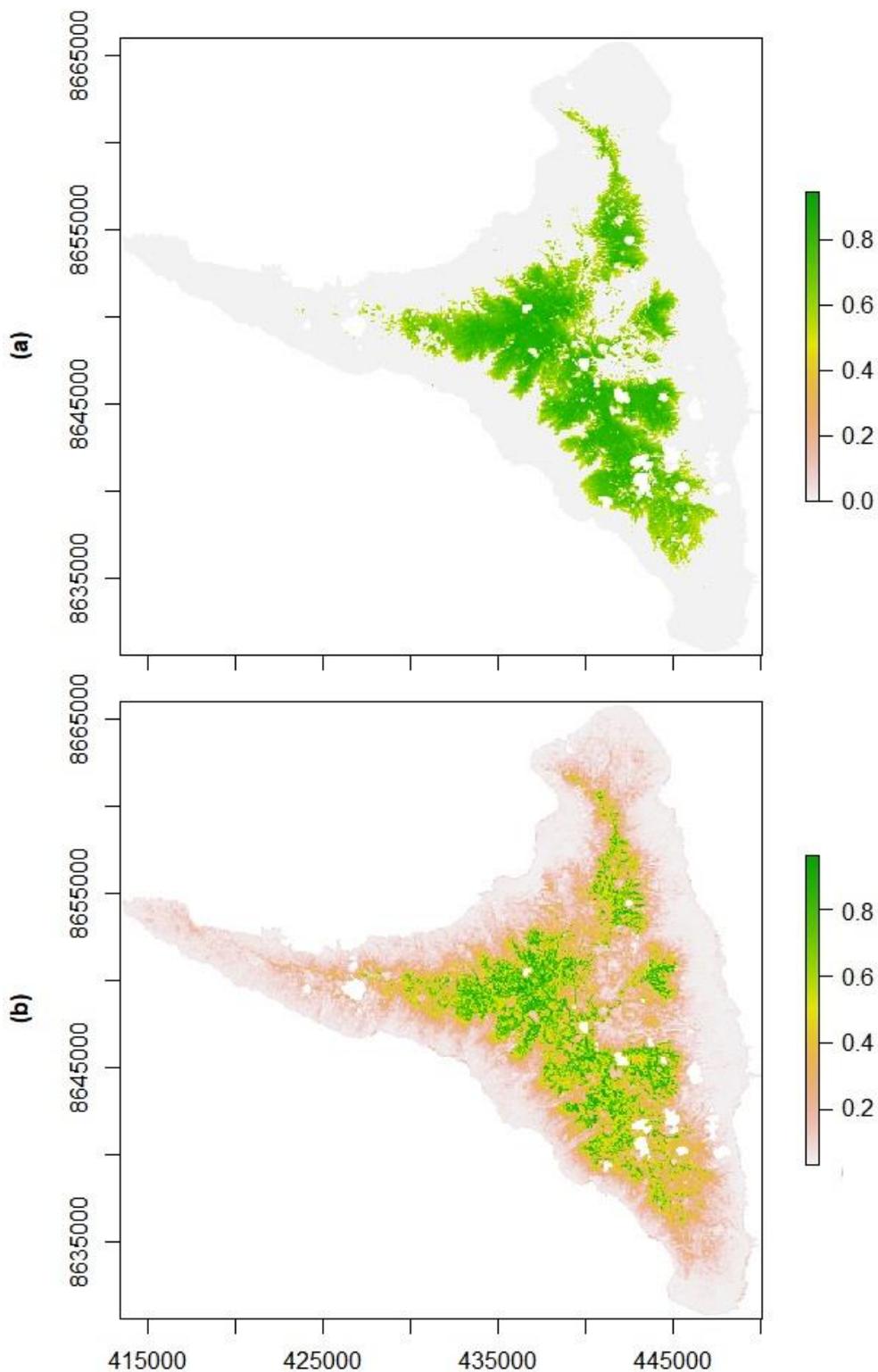


Figure 35 : Projection de *Coracopsis nigra sibilans*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable pour l'espèce. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

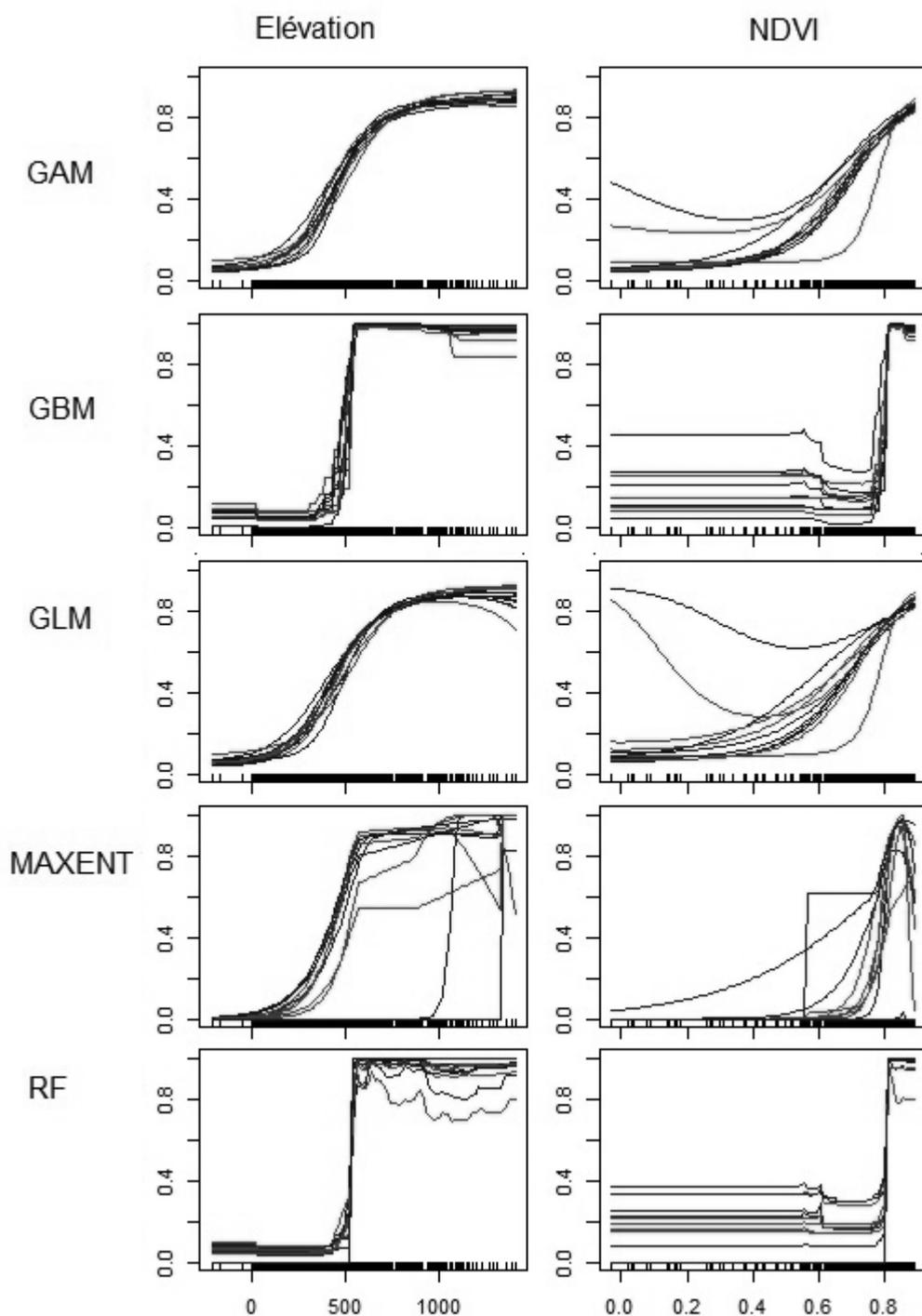


Figure 36 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Coracopsis nigra sibilans*.

La probabilité d'occurrence était certaine à partir de 500 m d'élévation et dans les zones d'indice végétal supérieur ou égal à 0,8.

4.3.4. Estimation de la zone d'habitat convenable des oiseaux endémiques

L'habitat convenable était celle où une espèce vivait ordinairement et qui répondait suffisamment aux besoins primaires. Sa surface était pour chaque oiseau à partir de la

modélisation spatiale qui a intégré l'indice de la végétation, l'altitude, et les bandes spectrales (B4 et B5). La taille de ces habitats convenables, les plus probables ($P > 0,8$) ont varié entre 5,6 km² pour *Accipter francesiae pusillus* à 23,7 km² pour *Columba polleni* (Tab. 24). La superficie de l'habitat convenable moyenne de tous ces oiseaux endémiques était de $16,4 \pm 4,8$ km². *Accipter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Foudia eminentissima anjouanensis* et *Coracopsis nigra sibilans*

Tableau 24. Superficie et paramètre de position de l'habitat convenable pour les oiseaux endémiques.

Oiseaux endémiques	Surface de l'habitat convenable (km ²)		
	Totale	Maximale des blocs	Proportion par rapport à l'île (%)
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	5,6	0,1	1,4
<i>Cinnyris comorensis</i>	17,4	0,2	4,1
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	14,1	0,2	3,3
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	13,1	0,2	3,1
<i>Nesillas longicaudata</i>	19,5	0,2	4,6
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	16,6	0,2	3,9
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	22	0,3	5,2
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	17,4	0,2	4,1
<i>Columba polleni</i>	23,7	0,2	5,6
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	14,5	0,2	3,4

avaient des superficies d'habitat convenable en dessous de la moyenne. Cet habitat a été constitué pour chaque, oiseau par des blocs d'habitat discontinus. Les meilleurs blocs mesuraient entre 20 et 30 ha. Ils étaient par ordre croissant à *Terpsiphone mutata vulpina*, *Columba polleni* et *Turdus bewsheri bewsheri*. La majorité des blocs des habitats convenables d'*Accipter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Terpsiphone mutata vulpina* et de *Coracopsis nigra sibilans* était inférieur à 10 ha.

4.3.5. Estimation de la surface d'occupation des oiseaux endémiques et évaluation du statut écologique

Les moyennes des blocs des zones de présence/absence variaient de $0,24 \pm 0,1 \text{ km}^2$ à $0,3 \pm 0,2 \text{ km}^2$ (Tab. 25). Les gros blocs étaient situés dans les classes d'altitude supérieure. *Accipter francesiae pusillus* et *Nesillas longicaudata* avaient les plus gros blocs ($0,7 \text{ km}^2$) d'habitat convenable. *Terpsiphone mutata vulpina*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis* et *Turdus bewsheri bewsheri* avaient leurs plus gros blocs d'une superficie inférieure à $0,5 \text{ km}^2$.

Tableau 25. Superficie et paramètre de position de la zone de présence/absence pour les oiseaux endémiques.

Oiseaux endémiques	Surface de la zone présence (km ²)		
	Totale	Maximale des blocs	Proportion par rapport à l'île (%)
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	90,9	0,7	21,4
<i>Cinnyris comorensis</i>	158,9	0,7	37,5
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	95,6	0,4	22,5
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	124,9	0,4	29,5
<i>Nesillas longicaudata</i>	160,5	0,7	37,8
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	96,1	0,4	22,7
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	120,5	0,5	28,4
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	94,6	0,4	22,3
<i>Columba polleni</i>	156,7	0,5	37
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	118,7	0,5	28

Accipter francesiae pusillus, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Foudia eminentissima anjouanensis* et *Terpsiphone mutata vulpina* avaient respectivement les faibles superficies des habitats convenables (inférieure à 100 km^2). *Nesillas longicaudata*, *Cinnyris comorensis* et *Columba polleni* avaient respectivement les plus grandes superficies de présence (supérieure à 100 km^2). *Nesillas longicaudata* avait la plus grande superficie qui atteignait 37,8 % de la superficie totale de l'île.

Les grandes superficies ont été localisées entre 500 et 900 m d'altitude (Tab. 26). Les altitudes supérieures à 1100 m avaient des superficies de présence moyenne de $10 \pm 0,6 \text{ km}^2$. *Foudia eminentissima anjouanensis* et *Turdus bewsheri bewsheri* n'avaient pas

Tableau 26. Répartition de la surface de présence/absence (km²) dans l'altitude pour les oiseaux endémiques.

Espèces d'oiseaux	Classe d'altitude (m)							
	0-100	100-300	300-500	500-700	700-900	900-1100	1100-1300	1300-1500
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	5	12,9	14,4	18,2	15,4	16,2	7,3	1,6
<i>Cinnyris comorensis</i>	2,4	13	28,7	45,3	35,3	23,6	8,8	1,8
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	0	0	1	27,9	33,6	22,9	8,5	1,7
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	3,7	10,6	22,9	33	26	19,2	7,9	1,7
<i>Nesillas longicaudata</i>	1	10	29,7	48,9	36,2	24	8,9	1,8
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	0,1	0,4	10	29,3	26,4	20,3	8	1,7
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	0	0	3,1	45,5	37,6	23,8	8,8	1,8
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	0	0	3,3	27,8	31,2	22	8,6	1,7
<i>Columba polleni</i>	8,5	25,6	30,4	35,2	27,3	20,3	8,1	1,6
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	0	0	8	43,9	34,3	22,2	8,6	1,7

d'habitat convenable pour les altitudes inférieures à 300 m tandis que *Coracopsis nigra sibilans*, *Zosterops m. anjouanensis* n'avaient pas pour les altitudes inférieures à 100 m.

La surface d'occurrence était définie comme étant la superficie totale de l'île (424 km²) contenant toutes les sites connus de présences des oiseaux. Par conséquent, chaque oiseau endémique avait une surface d'occupation inférieure à 500 km². La zone d'occupation était celle occupée par un taxon au sein de la zone d'occurrence, à l'exclusion des individus errants (Cavrois et al., 2011). *Accipter francesiae pusillus*, *Cinnyris comorensis*, *Leptosomus discolor intermedius* et *Nesillas longicaudata* avaient des nombres de maille de 4 km² supérieur à 106 (excédant la superficie totale de l'île) et dont certaines s'étendaient en dehors de la terre ferme (Fig. 37). La zone d'occurrence retenue a été égale à la surface totale de l'île. *Terpsiphone mutata vulpina* avait 77 mailles de 2 x 2 km² qui totalisaient 308 km² de surface (Tab. 27). *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis* et *Turdus bewsheri bewsheri* avaient respectivement les plus petites zones d'occupation inférieure à 300 km².

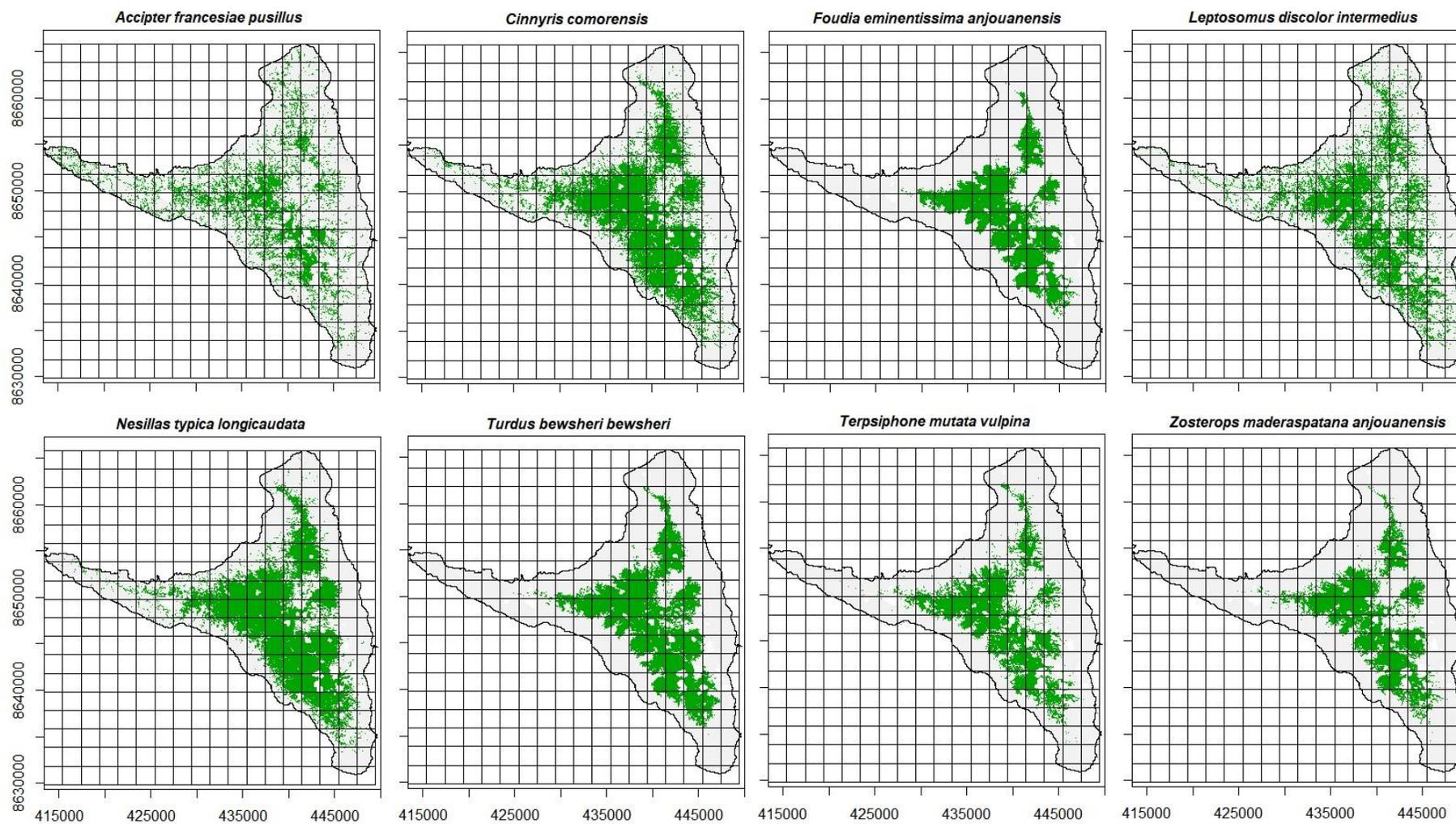


Figure 37. Projection de l'aire de présence (vert) et absence (gris) des oiseaux endémiques sur une maille de $2 \times 2 \text{ km}^2$ pour le calcul de la zone d'occupation (AOO).

Chapitre 4

Tableau 27. Evaluation des oiseaux endémiques. EOO = Zone d'occurrence ; AOO = Zone d'occupation ; (a) = sévèrement dégradée ou nombre de localités ; (b) = déclin continu ; (c) = fluctuation extrême ; (ii) = zone d'occupation ; (iii) = superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat.

Espèces d'oiseaux	AOO (km ²)	En danger critique (CR)	En danger (EN)	Vulnérable (VU)	Condition de l'état de EOO et ou AOO ou du nombre d'individus matures		
		< 100 km ²	< 5000 km ²	< 20 000 km ²	(a)	(b)	(c)
<i>Accipter francesiae pusillus</i>	424				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Cinnyris comorensis</i>	424				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	228				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	424				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Nesillas longicaudata</i>	424				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	308				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	268				(a)	(ii) ; (iii)	
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	260				(a)	(ii) ; (iii)	

4.3.6. Estimation de la densité et calcul de l'effectif de la population des oiseaux en danger.

Cinnyris comorensis était l'oiseau endémique le plus dense (129/km²). Sa population était estimée à 41 000 individus. *Coracopsis nigra sibilans* et *Leptosomus discolor intermedius* avait les plus faibles densités (Tab. 28). *Terpsiphone mutata vulpina*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Foudia eminentissima anjouanensis* et *Leptosomus discolor intermedius* avait des effectifs de population inférieurs à 10 000 individus. Le nombre réduit d'observations d'*Accipter francesiae pusillus* et *Columba polleni* n'ont pas permis l'estimation des populations. Leurs populations devaient probablement être inférieures à 2 000 individus pour chaque espèce. Les meilleures probabilités de densité de *Cinnyris comorensis* étaient dans une distance radiale entre 10 et 40 m (Fig. 38). La probabilité de détection a été supérieure à 0,6 jusqu'à 70 m pour *Coracopsis nigra sibilans* (Fig. 39). Sa probabilité de densité était maximale entre 50 et 80 m.

Tableau 28 . Paramètre d'estimation des populations d'oiseaux endémiques des Comores limités à l'île d'Anjouan

	Nombre d' observations	Surface d' occupation (km ²)	Coefficient d' AIC	Variation du Coefficient d' AIC	Densité	Intervalle de confiance de la densité	Effectif de la population x 10 ³	Intervalle de confiance de la population x 10 ³ à 95 %	Pourcentage du coefficient de variation	Taux de rencontre	Modèle d' ajustement sélectionné
<i>Accipter francesiae pusillus</i>											
<i>Cinnyris comorensis</i>	729	158,9	2222,8	0	129	87 – 191	41	27,6 - 60,8	20,3	0,3	SmN/Cos
<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	55	95,6	481,6	3,6	26	17 – 41	5	3,2 - 7,8	21,9	0,3	Unif/Cos
<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	37	124,9	351	9,7	13	6 – 29	2,2	1 - 4,7	39,6	0,3	SemN/Simp
<i>Nesillas longicaudata</i>	233	160,5	867	0	33	24 – 44	10	7,7 - 14	15,3	0,2	SemN/Simp
<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	401	96,1	1389	0	47	37 – 62	9	7 - 11,9	13,1	0,3	SemN/Simp
<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	70	120,5	282	0	25	15 – 40	5,9	3,8 - 9,4	23,5	0,2	SemN/Simp
<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	298	94,6	1070	0	45	35 – 59	11,4	8,8 - 14,9	13,4	0,3	SemN/Simp
<i>Columba polleni</i>											
<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	38	18,7	128,9		10	4 – 24	2,9	1,14 - 7,5		0,3	

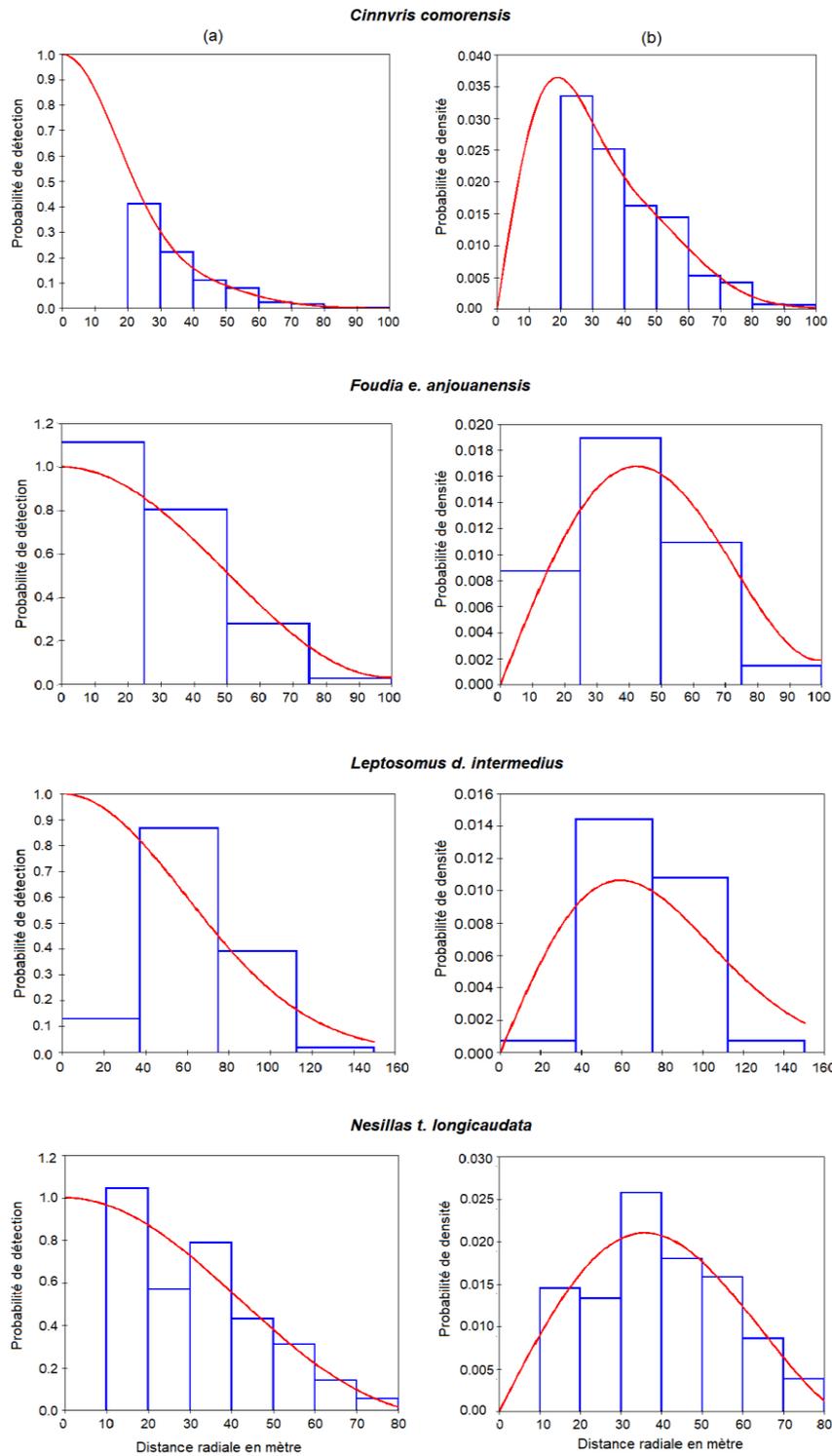


Figure 38 : Fonction de probabilité pour *Cinnvris comorensis*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Leptosomus discolor intermedius* et *Nesillas longicaudata*.

(a) fonction de détection en rouge superposée aux histogrammes de la fréquence des observations et (b) fonction de densité qui montre la distribution de la densité observée en fonction de la distance radiale.

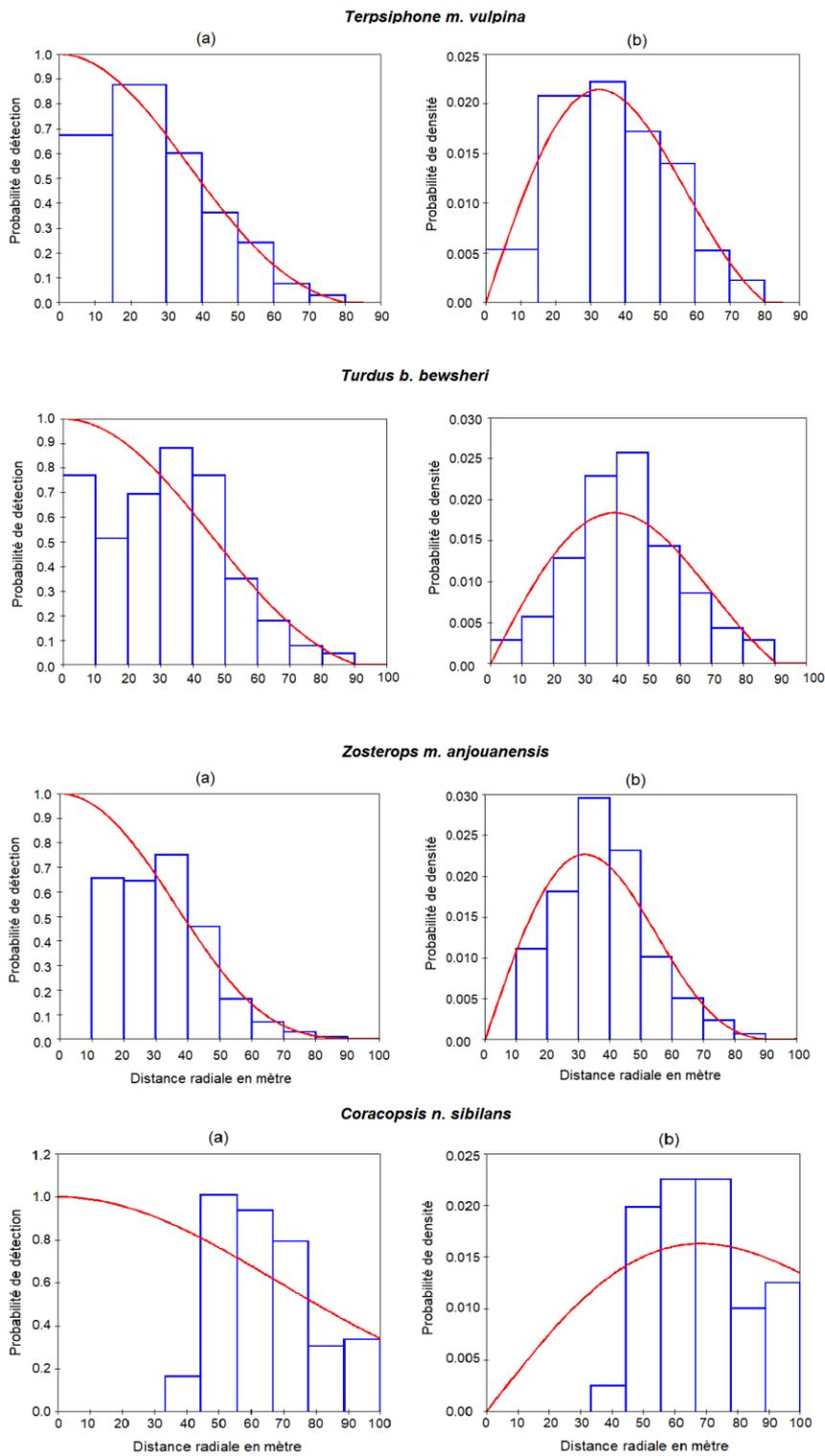


Figure 39 : Fonction de probabilité pour *Terpsiphone mutata vulpina*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis* et *Coracopsis nigra sibilans*.
 (a) fonction de détection en rouge superposée aux histogrammes de la fréquence des observations et (b) fonction de densité qui montre la distribution de la densité observée en fonction de la distance radiale.

4.3.7. Population et distribution de l'habitat de *Pteropus livingstonii*

4.3.7.1. Population de *Pteropus livingstonii*

Les 15 dortoirs d'Anjouan ont totalisé un nombre de 785 *Pteropus livingstonii* dans la saison humide de 2018. Sa densité par arbre a été de 8,7 dans la forêt dense contre 4,5 dans la forêt dégradée. Un test de corrélation a montré que l'effectif des populations a été corrélé avec le nombre d'arbre d'un dortoir ($cor = 0,8$; $t = 4,75$; $df = 13$; $P < 0,01$). Un modèle linéaire généralisé a montré que le nombre d'individus par dortoir augmentait de $8,7 \pm 2,3$ lorsqu'on ajoutait un arbre ($t = 3,9$; $P < 0,01$). Un test de chi deux a affirmé que les fluctuations de population observées entre les saisons étaient dues par le hasard ($X^2 = 140$; $df = 132$; $P = 0,3$). Par contre la variation de la population entre les années est significative ($X^2 = 28,64$; $df = 3$; $P < 0,01$) avec une tendance décroissante.

4.3.7.2. Les dortoirs de *Pteropus livingstonii*

Les 15 dortoirs connus de l'île étaient classés dans 3 catégories d'habitat : 4 dans la forêt dense (Hombo, Limbi, Linguoni, Mpage), 2 dans la forêt dégradée et agroforêt (Bazimini et Ouzini) et 9 se sont trouvés dans des zones agroforestières (Adda, Dindri, Kangani (Bwejou), Kangani (kove), Kowe, Moya, Mromaji, Outsa, et Salamani). La distance moyenne d'un dortoir jusqu'au chemin a été de $100 \text{ m} \pm 50,6$ dans les forêts denses contre $52,8 \pm 45,6$ dans les agroforesteries. Les dortoirs s'étaient implantés à des zones généralement à très humides, aux altitudes comprises entre 450 et 1000 m. L'humidité moyenne dans la saison humide était de $80,6 \pm 8$ contre $81,19 \pm 7,18$ dans la saison sèche.

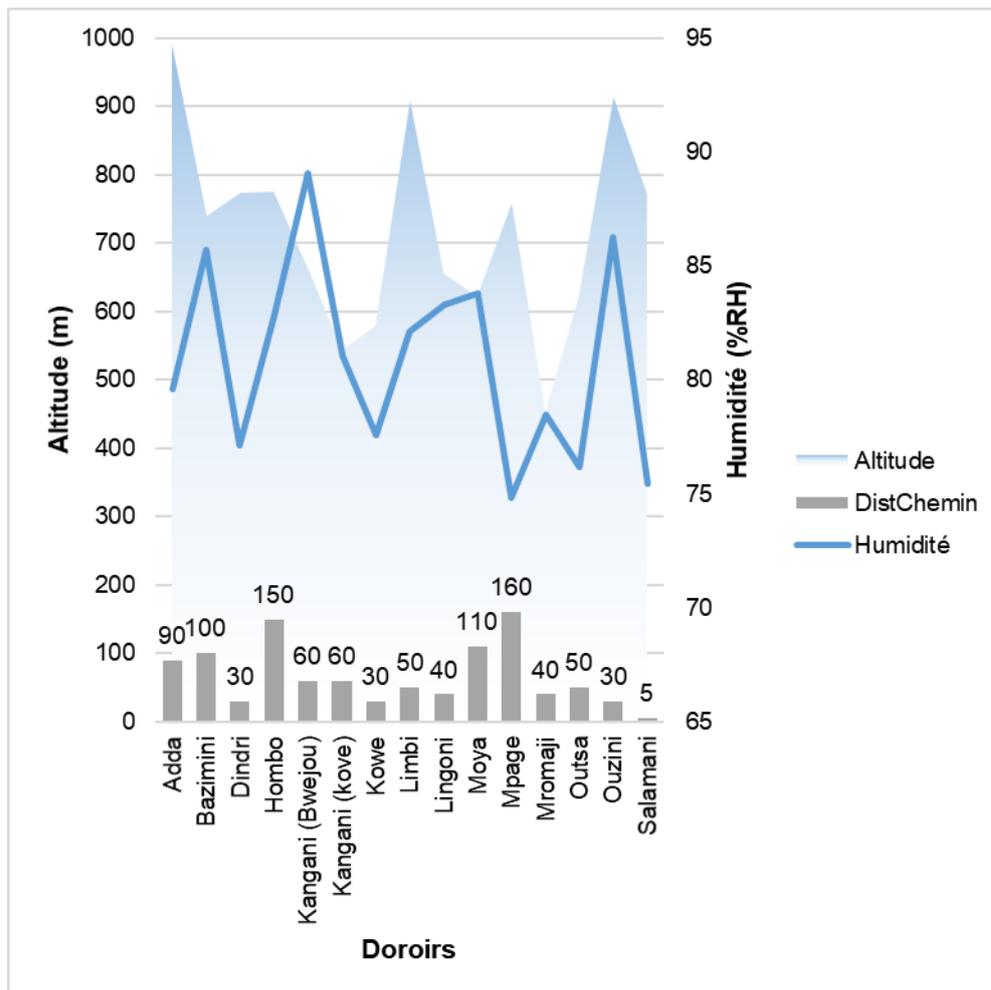


Figure 40 : Description physique des dortoirs de *Pteropus livingstonii*.

En ordonné secondaire, est représentée l'humidité moyenne des dortoirs entre la saison sèche et la saison humide.

Les arbres dortoirs étaient les espèces d'arbres exploitées par *Pteropus livingstonii* dans les dortoirs : *Weinmannia comorensis*, *Gambeya sp.*, *Brachylaena ramiflora*, *Ficus lutea*, *Nuxia pseudodentata*, *Ocotea comoriensis*, *Brachylaena ramiflora*, *Khaya comorensis*, *Anthocleista grandiflora* et *Cussonia sputata*. Le nombre d'arbres dortoirs variait d'un à 14. Dans les dortoirs, l'arbre principal avait le maximum de roussettes et était toujours occupé pendant toutes les saisons. *Pteropus livingstonii* préférait des arbres d'une saison à une autre dans certains dortoirs. Dans les dortoirs ayant 1 ou 2 arbres dortoirs, il était possible de ne pas rencontrer une roussette pendant une descente à la saison sèche.

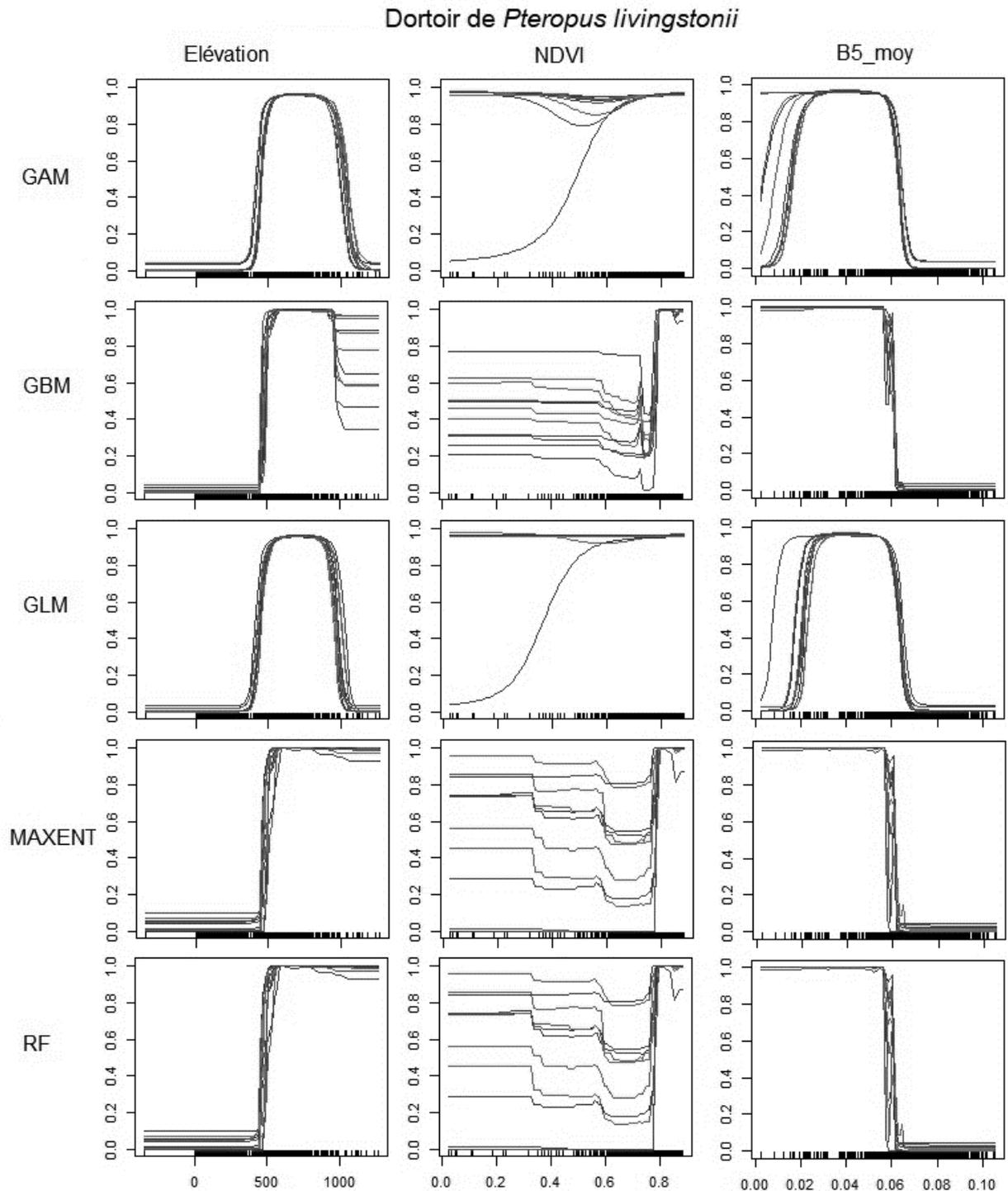
4.3.7.3. Modèle d'évaluation et importance de variables

La végétation (Bande spectrale B5) et l'indice végétal ont fortement influencé la répartition des sites dortoirs (Tab. 29). Les probabilités d'occurrence des types d'habitat des dortoirs étaient dans les altitudes entre 500 et 1000 m. La répartition de l'habitat des dortoirs n'était

pas aux altitudes inférieures à 500 m et supérieures à 1100 m. Cet habitat était à des indices végétales voisines de 0,8 et d'une valeur voisine de 0,06 du contenu de la bande spectrale B5.

Tableau 29. Importance des variables. On a présenté pour chaque variable la moyenne des deux meilleurs exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés ROC > 0,7).

	élévation	NDVI	B5_m	B5_std	B1_m	B1_std
<i>Pteropus livingstonii</i>	0,1	0,5	0,6	0	0	0



*Figure 41 : Influence de l'altitude, de l'indice végétal et de la bande spectrale B5 dans la probabilité d'occurrence de *Pteropus livingstonii*.*

La probabilité d'occurrence avait des limites dans l'altitude (entre 500 et 1000 m) et dans la bande B5 (entre 0,02 et 0,06) à partir desquelles elle devenait importante.

4.3.7.4. Distribution de l'habitat de *Pteropus livingstonii*.

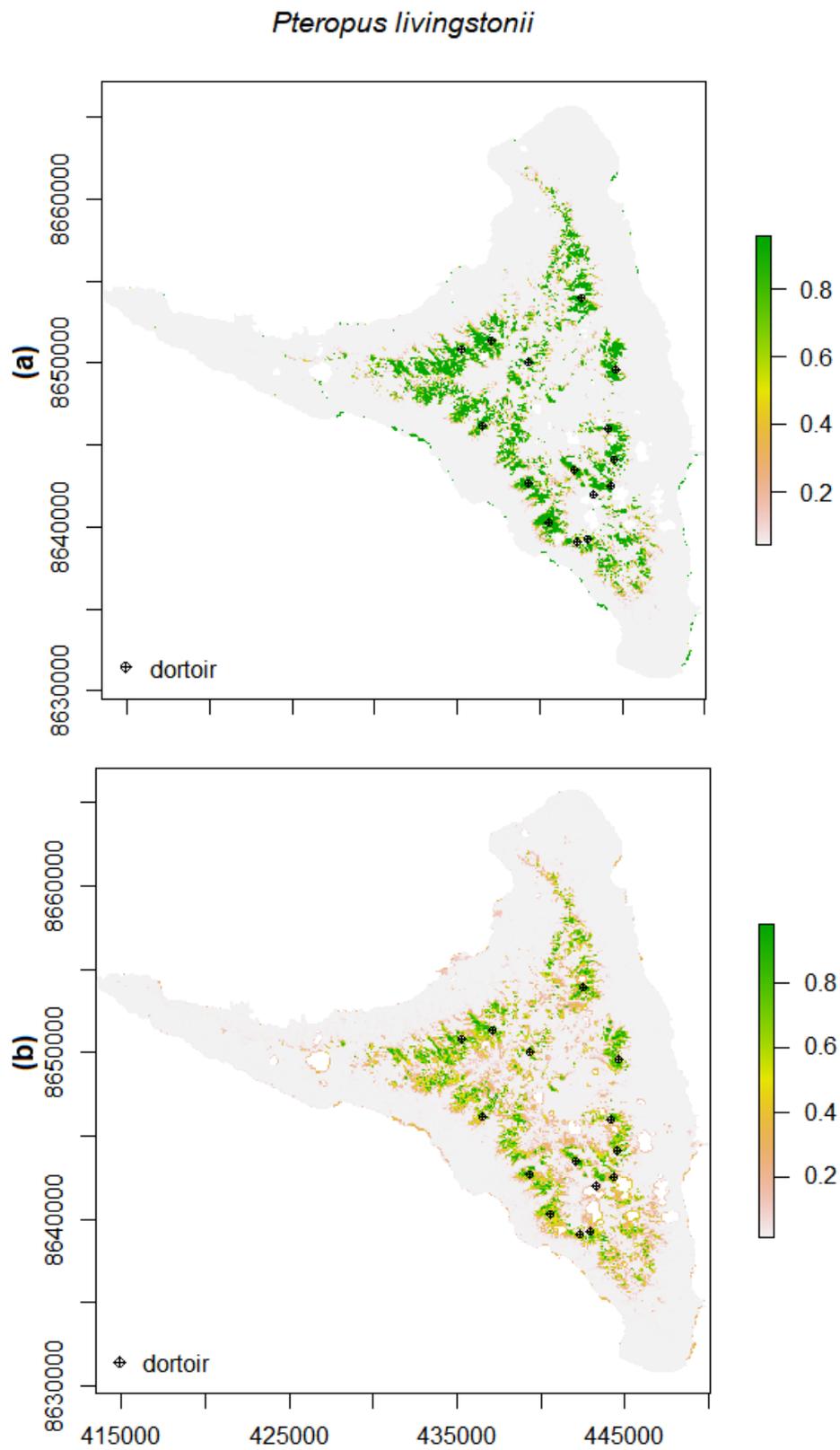


Figure 42 : (a) Distribution de la probabilité d'occurrence l'habitat des dortoirs et (b) répartition de l'habitat convenable pour de *Pteropus livingstonii*.

4.3.8. Distribution des reptiles endémiques

Un nombre total de 1392 individus a été recensé. *Trachylepis comorensis* a représenté 96,6 % des observations. Le reptile nocturne *Paroedura sanctijohannis* était observé 6 fois dans 3 sites pendant la saison humide entre 500 et 950 m (Tab. 30). *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et *Trachylepis comorensis* ont été rencontrés dans des zones agricoles, dégradées et faible densité des arbres.

Tableau 30. Observation des reptiles endémiques

Espèces	Endémicité	Observations
<i>Trachylepis comorensis</i>	EC	1344
<i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	eA	42
<i>Paroedura sanctijohannis</i>	EC	6
Total		1392

4.3.8.1. Modèle d'évaluation et importance de variables

Le modèle de prédiction de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* retenu a été excellent avec un AUC = 1. Un seuil de probabilité de 623,5 a été utilisé pour maximiser la sensibilité et la spécificité. La sensibilité était de 100, pendant que la spécificité était de 93,1. L'indice végétal et l'altitude ont été les variables les plus influents de la distribution devant la bande spectrale B5. La probabilité d'occurrence augmentait avec l'altitude jusqu'au voisinage 500 m ou elle commençait à décroître.

Tableau 31. Importance des variables. On a présenté pour chaque variable la moyenne des deux meilleures exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés ROC > 0,7)

	élévation	NDVI	B5_m	B5_std	B1_m	B1_std
<i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	0,4	0,4	0,1	0,1	0	0,2

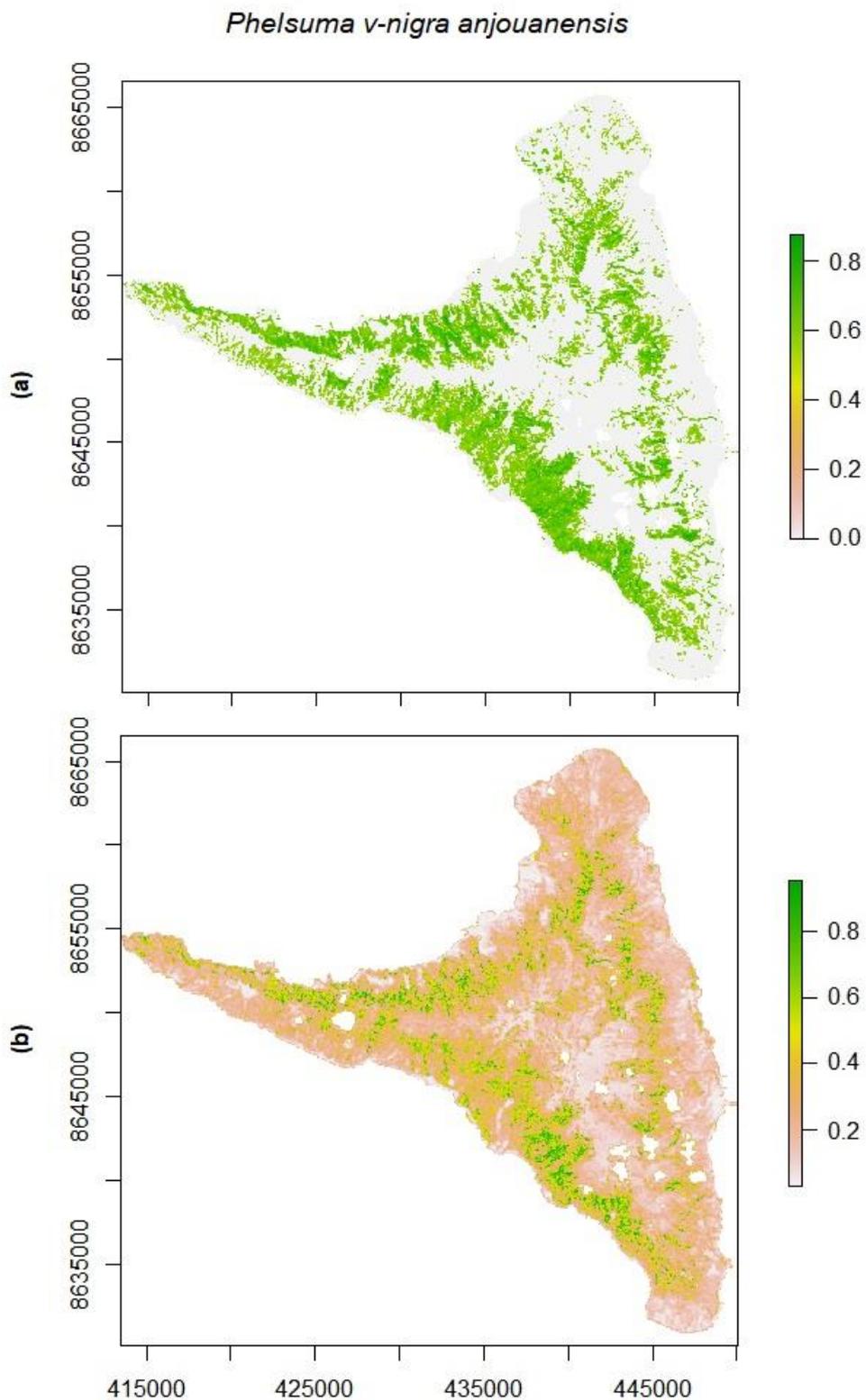
4.3.9. Distribution de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*

Figure 43 : Projection de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*.

(a) distribution de la probabilité d'occurrence et (b) répartition de l'habitat convenable. Les zones vertes sombrées sont les plus pertinentes.

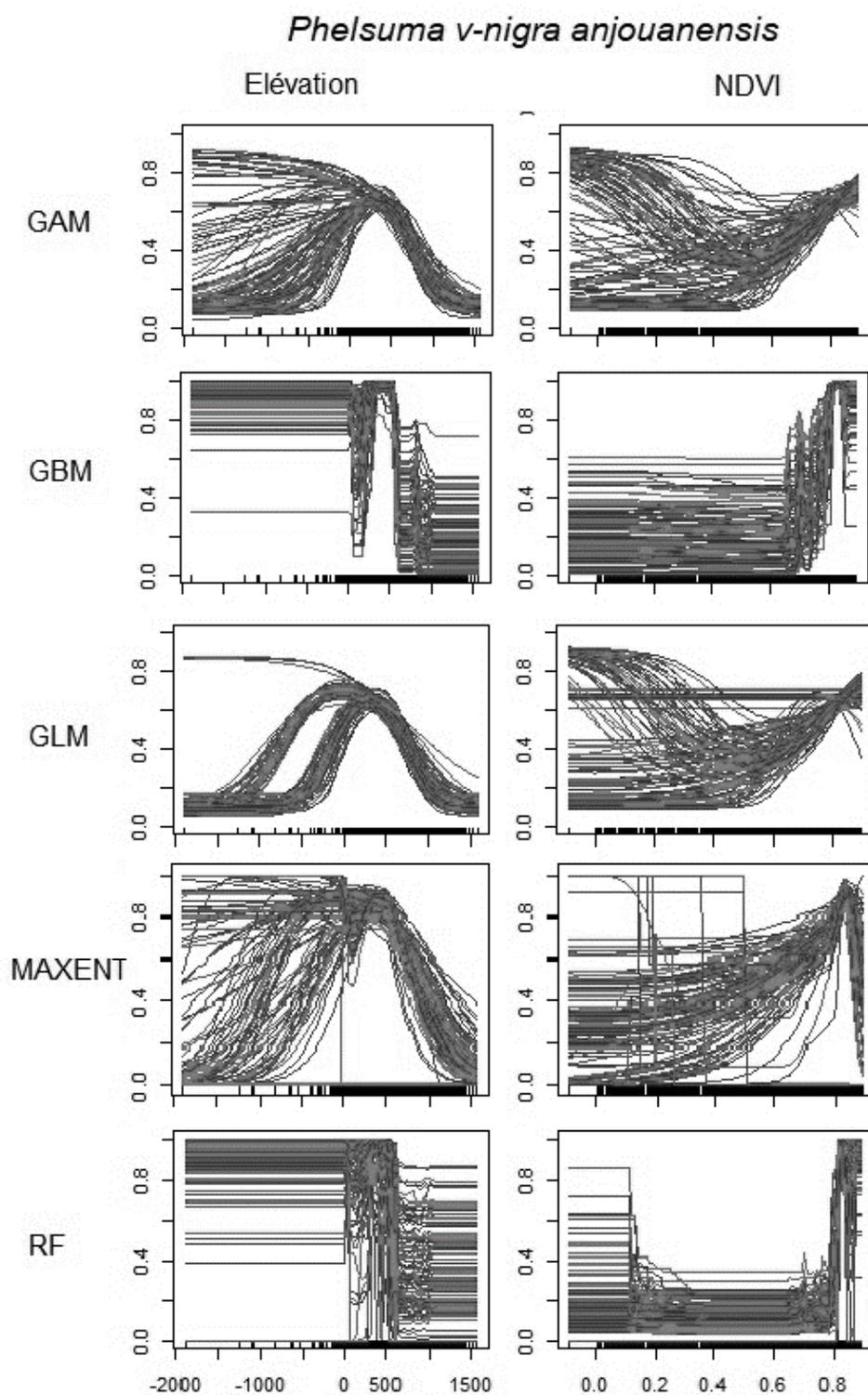


Figure 44 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*.

La probabilité d'occurrence de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* était maximale vers 450 m d'altitude. Elle diminuait lorsqu'on s'écarte de cette altitude. La probabilité d'occurrence augmentait avec l'indice végétal.

4.3.10. Estimation de la zone d'habitat convenable et de la surface d'occupation de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*

La surface totale de l'habitat convenable de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* était estimée à 4,3 km². Constituée de petits blocs discontinus et trop dispersés. Le plus grand bloc mesurait 0,1 km². Plus de 75 % des blocs d'habitats convenables étaient sis dans des altitudes inférieures à 500 m.

La surface de la zone de présence était estimée à 149,3 km². Elle était constituée de blocs d'habitat d'une superficie moyenne de $0,5 \pm 0,4$ km². La moitié de ces blocs avait des superficies inférieures ou égales à la superficie moyenne des blocs. Le plus gros bloc avait 1 km². Par conséquent, la zone de distribution de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* qui avait une probabilité supérieure à 0,8 a été réduit à 0,8 km², et était constituée à des petits blocs de surface largement dispersés. La zone d'occupation équivaut à la superficie totale de l'île.

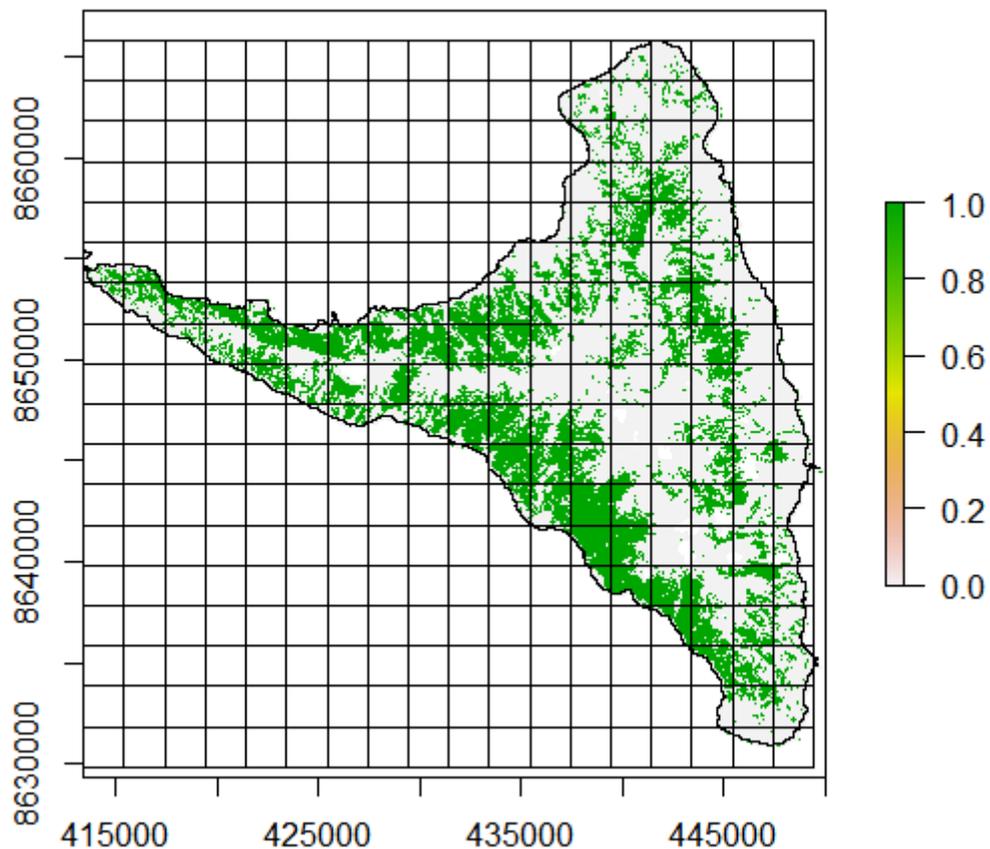


Figure 45 : Projection de l'aire de présence (vert) et absence (gris) de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* sur une maille de 2 x 2 km² pour le calcul de la zone d'occupation (AOO).

4.4. Discussion

4.4.1. Distribution

Comme il était prévu, la méthode de modélisation BRT a démontré que l'altitude était plus influente que la végétation. Les meilleures probabilités d'occurrences étaient dans les hautes altitudes. Or des nombreux auteurs ont montré que la richesse spécifique des oiseaux endémiques diminuait avec l'altitude (Allouche *et al.*, 2012 ; Hortal *et al.*, 2013). Dans cette étude, il est trouvé que la richesse des oiseaux endémiques augmentait en allant des zones côtières et des zones anthropisées vers le centre de l'île (Fig. 46).

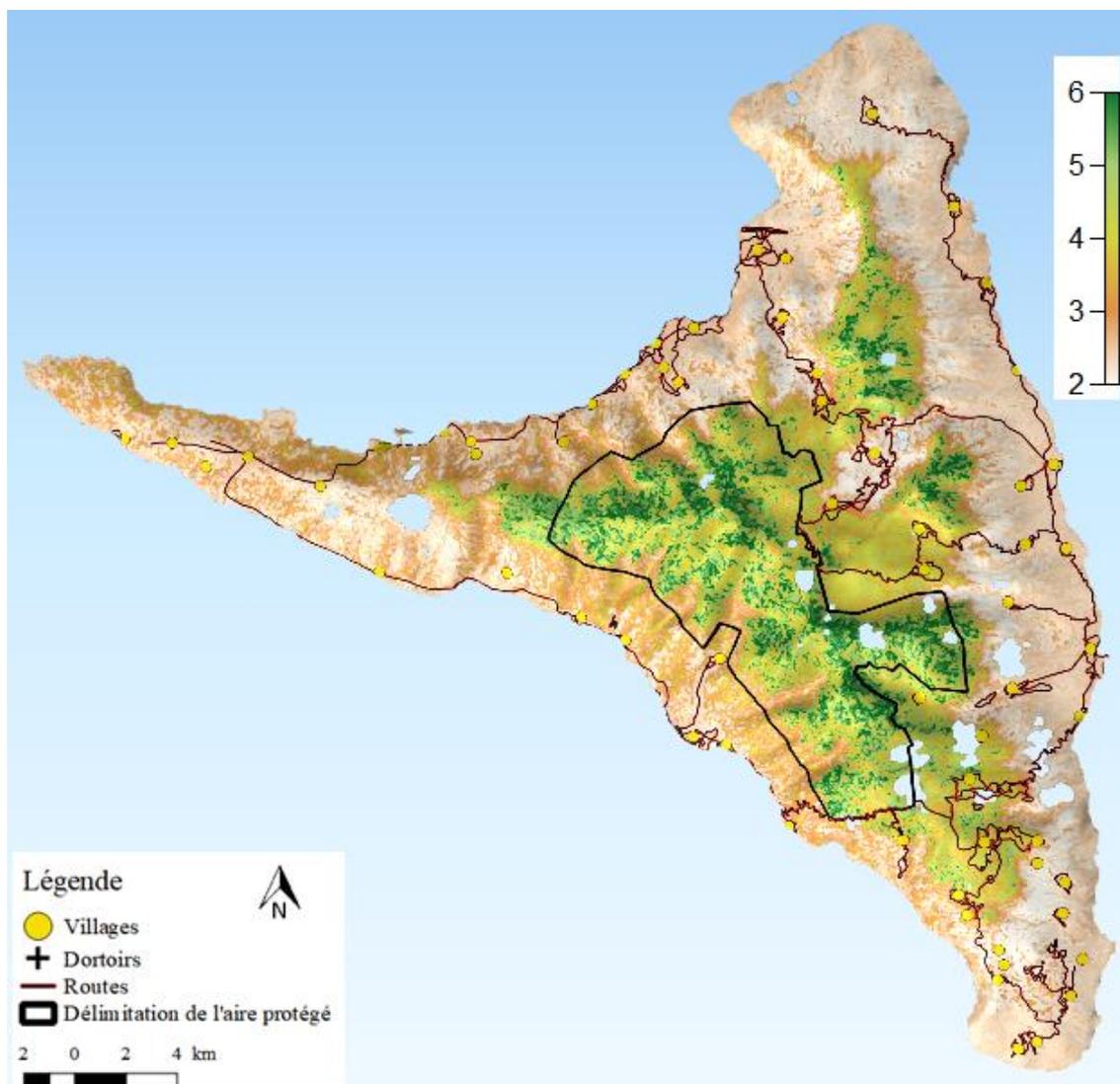


Figure 46 : Modèle altimétrique de la distribution de la richesse spécifique moyenne des oiseaux endémiques rencontrés à Anjouan.

Des études précédentes (Marsh et *al.*, 2010) avaient trouvé aussi que la diversité des oiseaux endémiques dans l'île était élevée dans les forêts matures et diminuait des forêts dégradées aux zones de plantation. Cette situation est similaire à celle de Sao Tomé, où la réponse des changements de l'utilisation des terres avait entraîné une élévation de la richesse spécifique des oiseaux endémiques dans les milieux forestiers, bien qu'ils aient préféré des zones moins perturbées (de Lima et *al.*, 2013). Dans notre cas, cette observation s'expliquerait par l'effet réponse de la dégradation des habitats naturels par l'action de l'homme. Le développement des villages à proximité des cours d'eau à Anjouan a entraîné une exploitation croissante du bois forestier (Taïbi et *al.*, 2014). Or, seule les forêts situées dans les altitudes supérieures à 600 m étaient préservées (Boussougou et *al.*, 2015). Par ailleurs, il était aussi prouvé par (Gaudreau et *al.*, 2015) que les facteurs bioclimatiques, l'élévation et la présence des zones humides étaient responsables de la distribution spatiales d'oiseaux. À Mayotte, Louette et *al.* (1993) argumentaient que les différences d'abondance pourraient provenir soit du biotope, soit de la structure de la population des oiseaux même, ou de l'activité acoustique qui est variable des oiseaux.

Les meilleures zones d'occurrence de *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Terpsiphone mutata vulpina*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, et *Coracopsis nigra sibilans* étaient au-delà de 500 m d'altitude et avec un indice végétal voisin de 0,8. *Nesillas longicaudata*, *Cinnyris comorensis*, *Columba polleni*, et *Leptosomus discolor intermedius* avaient les importantes surfaces d'occurrence supérieure à 150 km² (Tab. 23). Comme ils étaient liés aux indices végétaux voisin de 0,8, ils avaient des bonnes probabilités d'occurrence dans les altitudes inférieures à 500 m. Les oiseaux qui n'étaient pas distribués dans les altitudes inférieures à 500 m avait les plus petites surfaces de la probabilité d'occurrence. *Columba polleni* et *Turdus bewsheri bewsheri* avait les meilleures surfaces d'habitat convenable (Fig. 26). Les zones d'occurrence ou d'habitat convenables étaient constituées par des blocs d'habitat généralement inférieur à 0,3 km².

Les distributions d'*Accipiter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor intermedius* et *Columba polleni* ont montré qu'ils ont besoins de territoires importants. Par conséquent ils semblaient survoler des endroits non-propices. Les proies d'*Accipiter francesiae pusillus* étaient constitués de 90 % de reptiles à Mayotte et de 58 % à la grande Comore (Herremans, Louette & Stevens, 2001). Étant rare à Anjouan avec un habitat privilégié, la végétation dense (Louette, 2004), ce choix de proie pourrait être la conséquence des fréquentations des zones non propices dans l'île. Alors que la végétation dense dans l'île se trouve aujourd'hui en altitude vers le centre de l'île (Boussougou et *al.*, 2015 ; Révillion et *al.*, 2017) là où la

majorité des reptiles ne sont pas abondant (Hawlitschek et *al.*, 2011). À la grande Comores, il semblait s'adapter à la plantation (Louette & Stevens, 1992).

Louette & Stevens, (1992) avaient indiqué le retrait de la majorité des oiseaux indigènes aux altitudes supérieures où il y avait apparemment assez d'habitat convenable. Cette étude a montré que contrairement ces oiseaux se trouvent généralement en altitude avec des habitats convenables limités. Dans les moyennes et basses altitudes, les oiseaux de grande taille en particulier comme *Columba polleni*, *Accipiter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Alectroenas sganzini sganzini*, *Coracopsis nigra sibilans* et *Coracopsis vasa comorensis*, sont rares et survolent des longues distances en raison d'une insuffisance et d'une discontinuité importante d'habitat convenable. Pourtant, par opposition à Mayotte (l'île de moyenne altitude), *Accipiter francesiae pusillus*, *Leptosomus discolor* et *Columba polleni* sont sensiblement plus abondant comparé à leurs homologues de la Grande Comore et de Mohéli (Louette et *al.*, 1993). Je pense qu'Anjouan, la disponibilité d'habitat convenable très restreint et très discontinu aux altitudes de préférence de ces oiseaux est la cause de leur rareté.

4.4.2. Population et oiseaux menacés

Cinnyris comorensis étaient l'oiseau endémique le plus dense (Tab. 28) et le plus rependu de l'île. *Coracopsis nigra sibilans* et *Leptosomus discolor intermedius* avaient les plus faibles densités respectivement 10 individus/km² et 13 individus/km². *Leptosomus discolor intermedius*, *Coracopsis nigra sibilans*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Turdus bewsheri bewsheri*, et *Terpsiphone mutata vulpina* avaient des estimations de population inférieures à 10 000 individus. Ils étaient classés en danger. La rareté de *Leptosomus discolor intermedius* probablement due à la déforestation était déjà constaté par Louette & Stevens, en 1992. Jusqu'à ce jour, aucun oiseau fossile n'a été identifié dans aucune des îles de l'archipel des Comores (Hume & Middleton, 2011).

4.4.3. Distribution de l'habitat des dortoirs et population de *Pteropus livingstonii*

Les dortoirs étaient situés dans des zones humides entre 450 et 1000 m d'altitude. Le type de végétation et l'indice végétal ont influencé la répartition des dortoirs. En plus l'effet prédicteur de l'altitude était non négligeable. Ces résultats s'allient à ceux de (Granek, 2002) qui ont démontré que *Pteropus livingstonii* était fortement associé à la végétation et aux facteurs abiotiques de l'habitat. Par contre nous avons trouvé que les sites dortoirs étaient en dessus de 450 m d'altitude au lieu de 500 m (Granek, 2002). L'habitat convenable à *Pteropus*

livingstonii était trouvé à la forêt naturelle, entre 500 et 1100 m d'altitude, dans des pentes rangées en 30 et 50°, et à proximité d'un cour d'eau (Ibouroi et *al.*, 2018). Il était reparti sous forme d'un réseau discontinu d'habitat qui ceinturait l'île en excluant les zones les plus centrales et les zones périphériques. Ceci suppose que la délimitation de la zone centrale de l'île par la prédiction de l'habitat convenable de *Pteropus livingstonii* (Ibouroi et *al.*, 2018) était une surestimation. Dans les agroforêts, les dortoirs étaient plus affectés des pressions humaines. Ça était dû par la population importante dans l'île qui a occasionné la perte des forêts (Granek, 2002). Les meilleures sites d'alimentations sont affectés par les activités agricoles (Mandl et *al.*, 2020, en cours de publication).

Le nombre de roussettes par arbre était élevé dans les dortoirs de la forêt. Le nombre d'individus par arbre augmentait avec le nombre d'arbres dortoirs disponibles. Le nombre moyen d'individus par dortoir était significativement plus faible dans les agroforêts (Daniel et *al.*, 2017). Les variations des populations entre les saisons étaient dues par le hasard, tandis que la population totale avait une tendance décroissante au fil du temps. Les faibles effectifs observés dans la saison sèche pourraient s'expliquer par une dispersion vers d'autres sites à la recherche de la nourriture ou à une conséquence des effets cycloniques. On suppose aussi que des femelles en gestation pourraient se trouver d'autres sites calmes à proximité de sources alimentaires pouvant faciliter les premières périodes de servage. On n'exclut pas l'hypothèse de migration à d'autres dortoirs actuellement méconnus, ou bien dans les forêts matures, et même vers l'île voisine de Mohéli.

4.4.4. Distribution de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*

La qualité de la végétation et l'altitude ont influencé la distribution *Phelsuma v-nigra anjouanensis*. Il était favorablement distribué dans les altitudes inférieures à 500 m et dans les zones ayant des bananiers. Hawlitschek en 2013 avait enregistré la majorité de son échantillon dans les altitudes inférieures à 500 m dans les forêts dégradées, dans les plantations ainsi que dans les végétations sèche de l'île. Comme les autres reptiles, *Phelsuma v-nigra anjouanensis* constituait une proie pour *Accipter francesiae pusillus* (Herremans et *al.*, 2011). Nous pensons que *Phelsuma dubia* pourrait constituer une menace à *Phelsuma v-nigra anjouanensis* comme il a été constaté à l'île de Pemba pour l'espèce endémique de *Phelsuma parkeri* (Rödder et *al.*, 2010). La surface de la zone de présence s'étendait à 149,3 km² avec une surface convenable à sa survie limitée à 4,3 km².

4.4.5. Limites méthodologiques

Les images satellites avaient un taux réduit de couverture nuageuse. Cela ne nous pas permis d'accéder aux informations qui étaient couvertes par ces nuages. Les variables qui avaient une corrélation supérieure ou égale à 0,6 ont été exclus dans les modèles de prédiction dans Biomod2. Leurs influences relatives ne sont pas encore connues avec certitude.

4.5. Conclusion

Il est démontré que la distribution de la richesse spécifique des oiseaux endémiques était a priori influencée par l'altitude et le type de végétation. Elle était maximale dans les habitats naturels. *Leptosomus discolor intermedius*, *Coracopsis nigra sibilans*, *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Turdus bewsheri bewsheri*, et *Terpsiphone mutata vulpina* étaient menacés. *Phelsuma v-nigra anjouanensis* était mieux distribué dans les basses et moyennes altitudes. La distribution de l'habitat des dortoirs de *Pteropus livingstonii* était limitée entre 500 et 1000 m d'altitude. La zone prioritaire pour la conservation des oiseaux représente. L'habitat convenable pour la survie de chacun était limité et fragmenté. Ces résultats mettent en évidence une répartition spatiale critique de la biodiversité endémique. Les oiseaux menacés et l'état actuel du reste de leurs habitats convenables doivent être priorités dans les actions de conservation pour préserver la biodiversité endémique de l'île. L'amélioration de leurs populations nécessite obligatoirement la protection de leur habitat convenable tout en favorisant leurs expansions.

5. Zones importantes pour la conservation de la biodiversité

Résumé

Les zones importantes pour la conservation permettent de réduire les pertes d'habitats naturels et de préserver la biodiversité. Pour identifier et quantifier les zones prioritaires de la conservation d'organismes endémiques à Anjouan en Union des Comores, on a réalisé les plus récentes cartes de distribution de la probabilité d'occurrence ($P > 0,8$) associées à celles d'habitat convenable ($P > 0,8$) de huit oiseaux endémiques (*Foudia eminentissima anjouanensis*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Nesillas longicaudata*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Columba polleni*, *Coracopsis nigra sibilans* et *Accipter francesiae pusillus*) d'une sous-espèce endémique de reptile *Phelsuma v-nigra anjouanensis*, et des dortoirs de *Pteropus livingstonii*. Pour chaque espèce, la carte de la zone importante est réalisée et sa surface est calculée. Le résultat final est une carte de la zone importante pour la conservation de la biodiversité, estimé à de 95,7 km². Ces zones clés identifiées représentent des priorités plus urgentes à protéger et à la préservation des taxons endémiques menacés.

Mots clés : *Pteropus livingstonii*, *Phelsuma*, oiseaux endémique, surface, Comores.

Abstract

Important conservation areas provide a manner to reduce losses of natural habitats and provide zones to preserve biodiversity. To identify and quantify priority areas for endemic organisms on Anjouan Island in the Union des Comoros, we constructed the most recent occurrence probability distribution map ($P > 0,8$) associated with suitable habitat map ($P > 0,8$) of eight endemic birds (*Foudia eminentissima anjouanensis*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Nesillas longicaudata*, *Turdus bewsheri bewsheri*, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Columba polleni*, *Coracopsis nigra sibilans*), as well as an endemic subspecies of reptile *Phelsuma v-nigra anjouanensis*, and dormitories of *Pteropus livingstonii*. For each species, an important area map was calculazed. The final result is a map of the important area for biodiversity conservation, estimated at 95,7 km². These identified key areas on Anjouan, which represent zones urgent priorities for protection and conservation of threatened endemic taxa.

Keywords : *Pteropus livingstonii*, *Phelsuma*, endemic birds, area, Comores.

5.1. Introduction

Les aires protégées sont les garants de la préservation d'un patrimoine collectif encore lourdement impacté par le développement de notre civilisation (Triplet, 2009). Elles sont reconnues comme étant un outil fondamental pour parvenir à la conservation de la diversité biologique (Mansourian et *al.*, 2009). Ils conservent des espèces menacées, des écosystèmes spécifiques ou des milieux rares, et tente de préserver ces milieux dans un état naturel ou le moins modifié possible. Pourtant, du fait des activités humaines, des nombreuses espèces risquent de disparaître dans un avenir proche (Barnosky et *al.*, 2011 ; Dullinger et *al.*, 2013). Le nombre et la superficie des zones importantes pour la conservation évoluent continuellement et à mesure que les zones se développent, des nouvelles zones apparaissent et d'autres sont dégradées (Lewis et *al.*, 2017).

En Afrique, les Aires Protégées offrent désormais aux Etats des opportunités de partenariats pour se positionner dans le nouveau système complexe des acteurs du développement (Giraut et *al.*, 2004). Madagascar comptait en 2017, 122 Aires Protégées de différentes catégories qui couvraient 7 082 525,8 hectares (Gardner et *al.*, 2018). Dans la stratégie de conservation aux Comores, une politique de création d'un réseau d'aires protégées est mise en place en 2016. Conserver les espèces endémiques menacées, tracer des plans d'aménagement et d'orienter les plans de gestion pour les actions à développer, nécessite une bonne connaissance des zones importantes pour la conservation. Elles faciliteront la priorisation et l'intervention dans la protection et la gestion de la biodiversité endémique de l'île. Ce chapitre à l'objectif d'en déduire les zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique. La perte croissante des territoires forestière au profit des l'agriculture nous laisse supposer que les zones importantes pour la conservation restent dans les zones forestières moins accessibles.

5.2. Méthodes

5.2.1. Données utilisées

Les résultats cartographiques du chapitre 4 sont utilisés dans l'identification de la zone importante pour la conservation à savoir :

- La carte raster de la distribution de la richesse spécifique des oiseaux endémiques.
- Les cartes rasters des modélisations de la distribution de la probabilité d'occurrence et de la distribution de l'habitat convenable pour : *Foudia eminentissima anjouanensis*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Leptosomus discolor intermedius*, *Nesillas longicaudata*, *Turdus*

bewsheri bewsheri, *Zosterops maderaspatana anjouanensis*, *Columba polleni*, *Coracopsis nigra sibilans*, *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et des dortoirs de *Pteropus livingstonii*.

5.2.2. Détermination de la zone importante pour la conservation

Les résultats de modélisation de la répartition des espèces ont permis de calculer la surface d'occupation des espèces à partir du raster de la carte de présence/absence ; et la surface de l'habitat convenable à partir du raster de la distribution de l'habitat convenable. Les calculs ont été faits avec les bibliothèques (raster, sp. et rgdal) du logiciel R (R Core Team, 2018). Les zones importantes pour la conservation ont été extraites en faisant l'intersection des rasters des zones de présence qui avaient une probabilité supérieure à 0,8 avec les rasters des zones d'habitats convenables ($P \geq 0,8$). On a retenu comme zone importante pour la conservation la zone d'intersection qui avait une probabilité supérieure à 0,7 et dont la distribution de la richesse spécifique des oiseaux était supérieure ou égale à 5 oiseaux endémiques.

5.3. Résultats

5.2.3. Zones importantes pour des oiseaux endémiques

La zone importante pour la conservation des oiseaux endémiques (Fig. 47) est la zone d'union entre (i) la zone d'importantes richesses d'oiseaux endémiques, (ii) la zone de répartition des oiseaux endémiques en danger et la zone d'habitat convenable pour ces derniers. La zone d'importante richesse est celle dont le nombre d'espèce était supérieur ou égale à 5. La surface totale de la zone importante pour la conservation des oiseaux est estimée à 57,8 km².

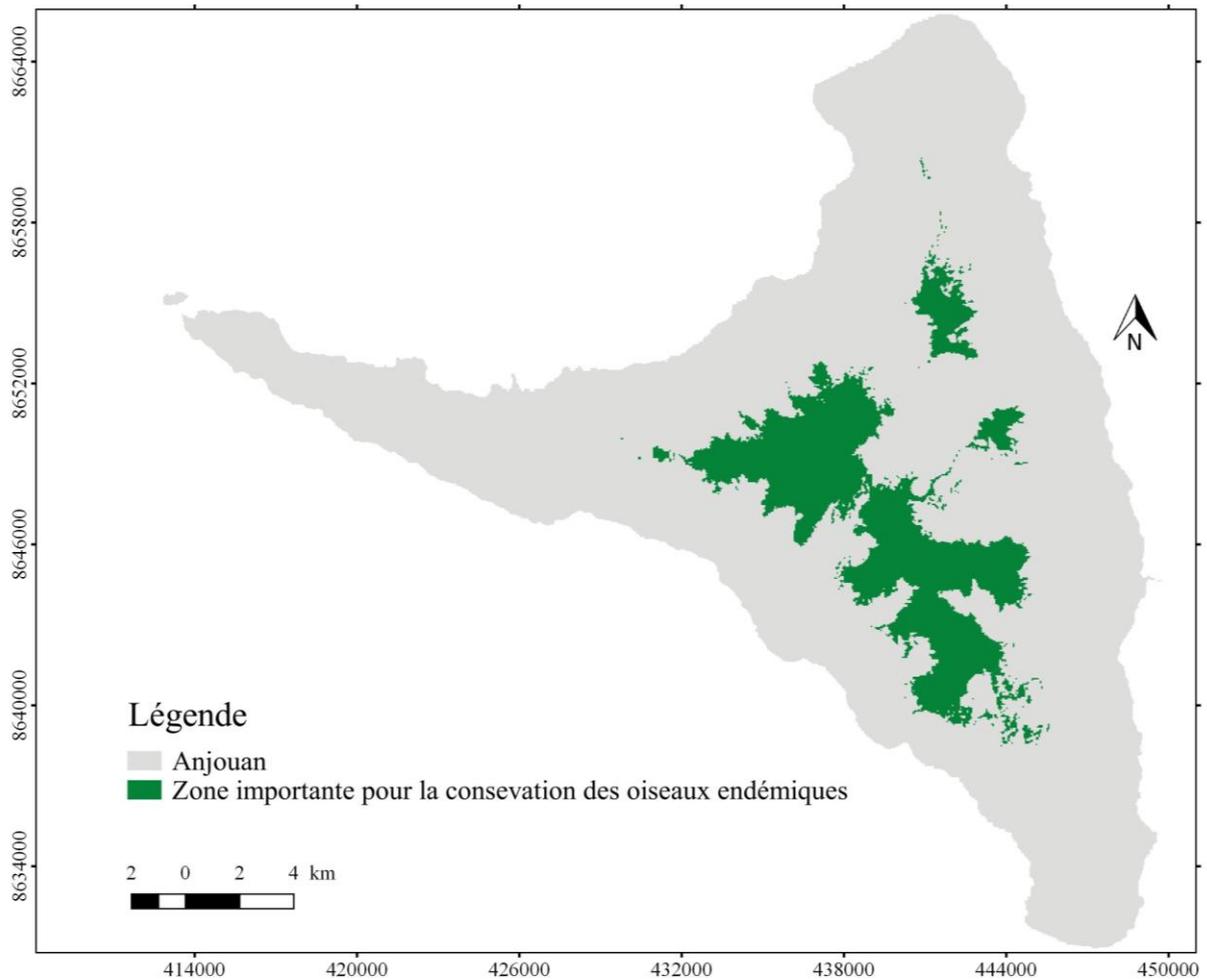


Figure 47 : Distribution de la zone importante pour la conservation des oiseaux endémiques et menacés.

5.2.4. Zones importantes pour *Pteropus livingstonii*

La superficie totale de la zone importante (Fig. 48) pour la conservation de *Pteropus livingstonii* était estimée à 35,2 km². Elle était sous forme d'une bande discontinue qui ceinturait les montagnes de l'île. Ces blocs d'habitat étaient très découpés et éloignés à l'Est en allant du Nord au Sud. La superficie moyenne des blocs était de $0,1 \pm 0,3$ km². La majorité de ces blocs avaient une superficie inférieure 0,1 km². La superficie de l'habitat convenable était de 8,6 km². Le plus grand bloc mesurait 2,8 km².

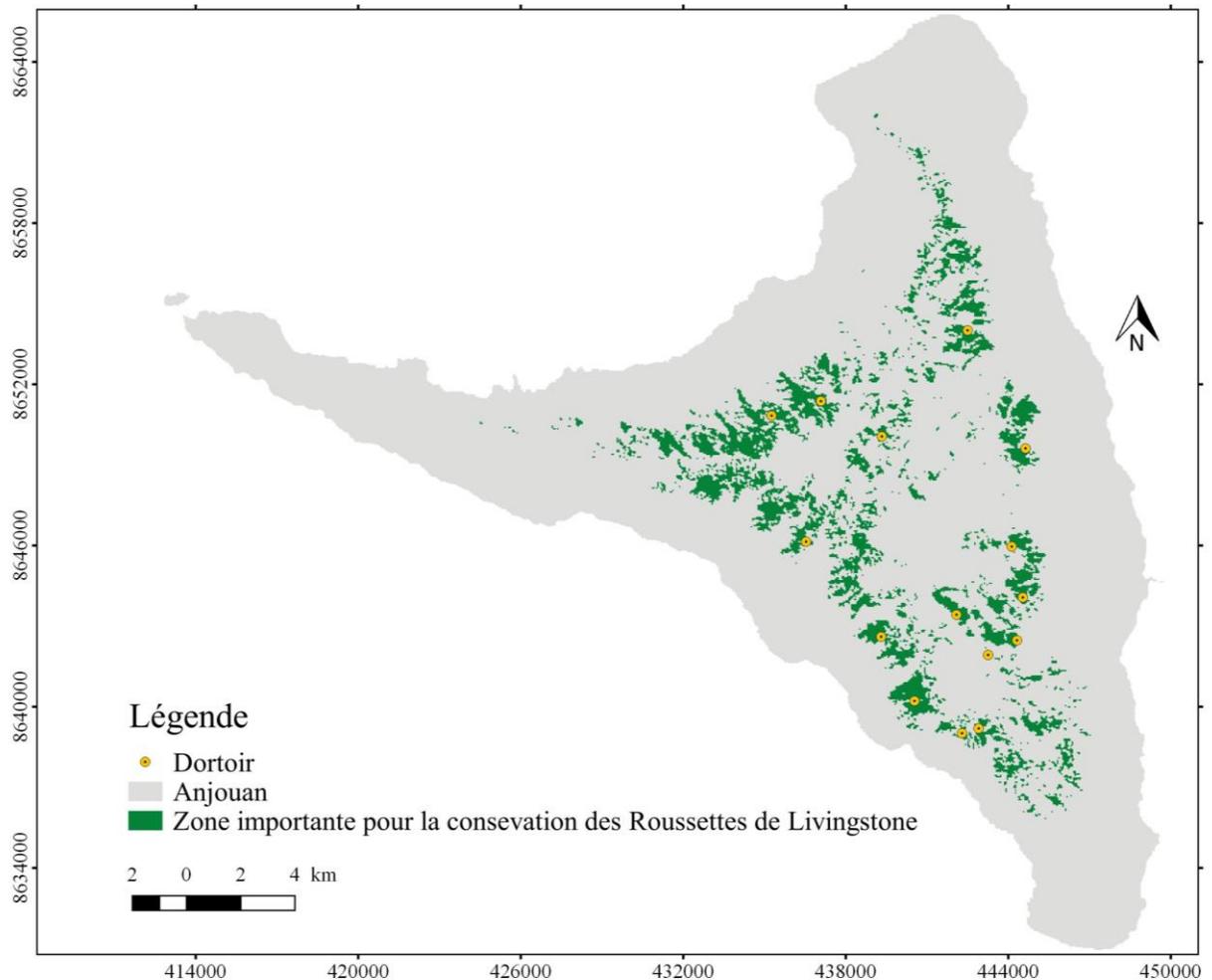


Figure 48 : Distribution de la zone importante pour la conservation des dortoirs et de *Pteropus livingstonii*.

5.2.5. Zones importantes pour *Phelsuma v-nigra anjouanensis*

La zone importante (Fig. 49) pour la conservation de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* s'étendait d'une façon discontinue et trop dispersée. Elle a totalisé une superficie de 17,6 km². Ces blocs avaient une superficie moyenne de $0,1 \pm 0,1$ km² et maximale de 0,4 km². Sa zone d'occurrence dans la maille de 4 km² était égale à la totalité de l'île. *Phelsuma v-nigra anjouanensis* était classé en danger. La zone d'occurrence ainsi que la zone d'occupation ont été inférieure à 500 km². La zone d'occurrence était constituée à des petits blocs d'une superficie généralement inférieure à 1 km². Elle était localisée dans les zones agricoles et dégradées dont l'habitat est sous les fluctuations des pressions humaines croissantes.

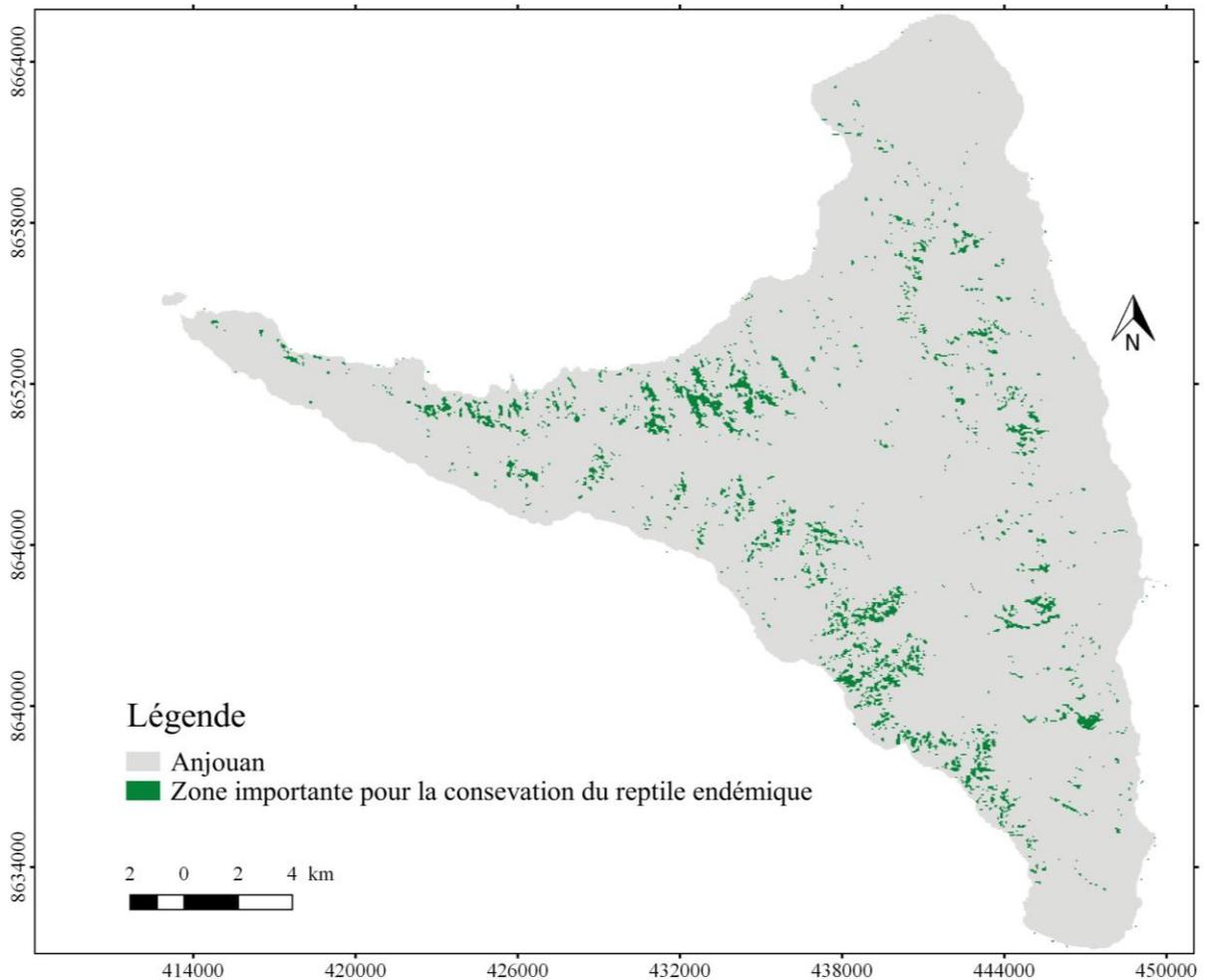


Figure 49 : Distribution de la zone importante pour la conservation de *Phelsuma v-nigra anjouanensis*.

5.2.1. Zones importantes pour la conservation de la biodiversité.

La zone importante de l'union de celles des oiseaux, *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de *P. livingstonii* est estimée à 96 km². La surface de chevauchement est de 13 km² pour les oiseaux endémiques et *Pteropus livingstonii*. La zone importante pour *Phelsuma v-nigra anjouanensis* s'est limitée dans des altitudes moins élevées.

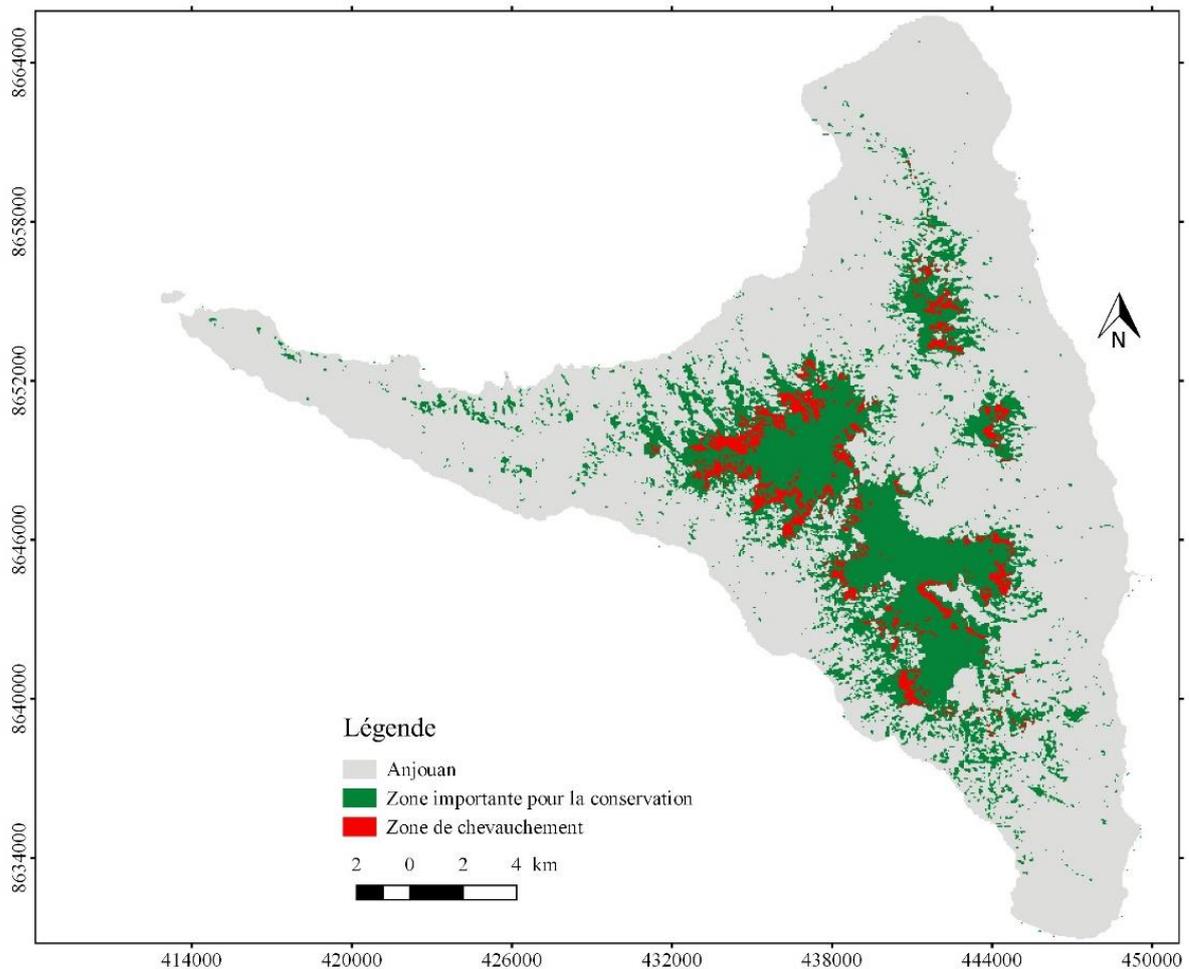


Figure 50 : Zones importantes pour la conservation.

5.4. Discussion

La zone prioritaire pour la conservation de la biodiversité de l'île était de 96 km². Elle représentait 22,6 % de la superficie de l'île. Suivant l'altitude, on trouvait la zone importante pour *Phelsuma v-nigra anjouanensis*, suivi de celle de *Pteropus livingstonii* et des oiseaux endémiques menacés. *Phelsuma v-nigra anjouanensis* fréquentait les arbres ligneux (Augros et al., 2018) de moyenne et basse altitude. La zone de chevauchement était de 13,5 % pour *Pteropus livingstonii* et des oiseaux endémiques (Figs. 49 et 50). L'analyse du polygone convexe minimum sur des dortoirs occupés par les roussettes avait estimé l'aire d'occupation à 80,6 km² (Daniel et al., 2017). Une proportion importante de la zone identifiée pour la protection de *Pteropus livingstonii* se trouvait à l'extérieur du polygone convexe minimum.

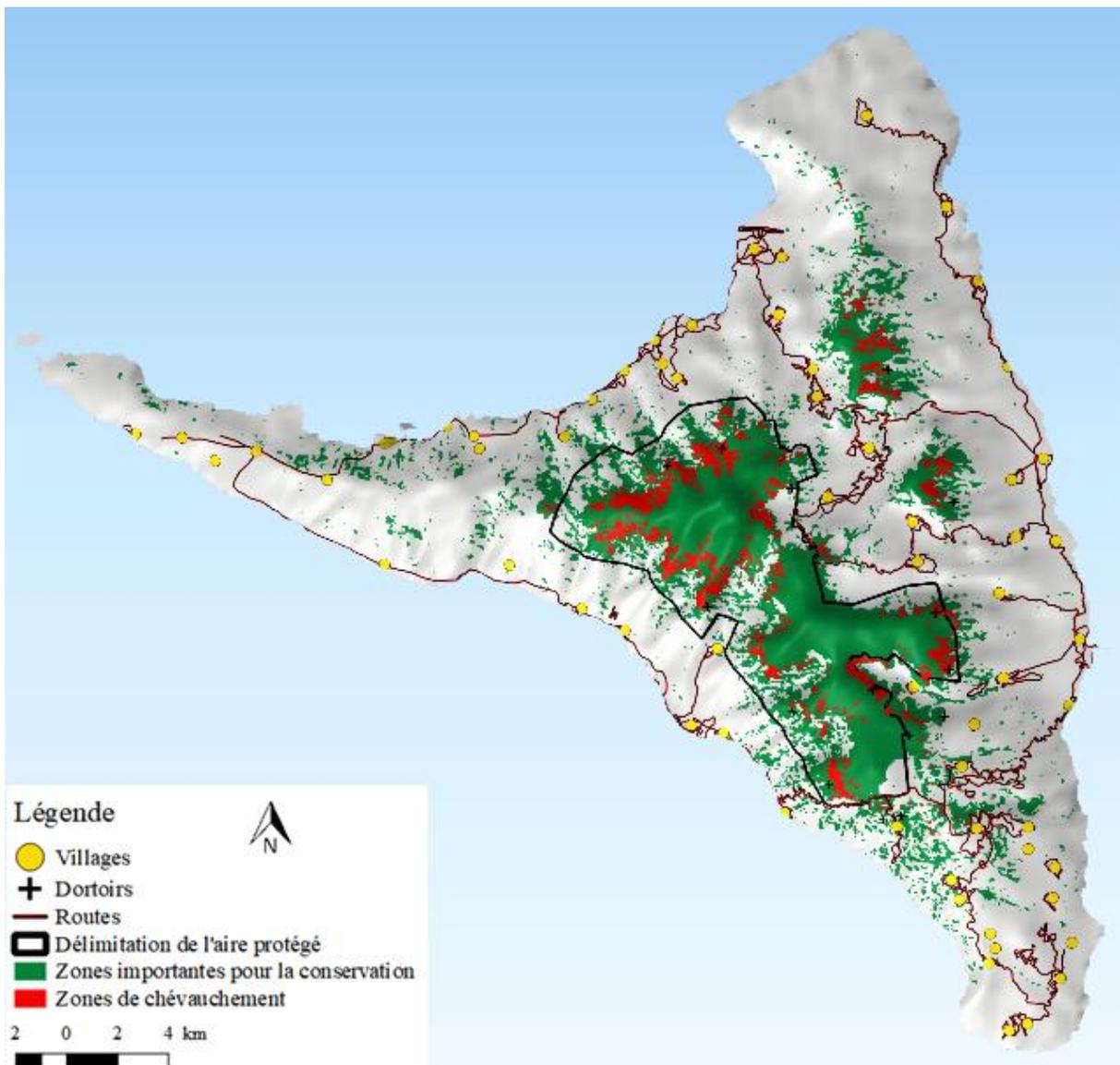


Figure 51 : Modèle altimétrique de la distribution des zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique d'Anjouan.

Comme à l'intérieur de ce polygone, une grande partie de l'habitat n'était pas convenable à *Pteropus livingstonii*. La délimitation de l'aire protégée, en cours de mise en place par le Programme des Nations Unies pour le Développement et le gouvernement à couvert 62 % de la zone identifiée importante pour la conservation. Les activités humaines dans cette zone doivent être compatibles en tenant compte de tous les facteurs pour la conservation et l'utilisation durable des ressources.

Le croisement de la zone prioritaire pour la conservation et les classes d'habitat de Révillion, et *al.* (2017) a prouvé 54,5 % de végétation dense, 2,1 % de végétation arbuste et 12,4 % de végétation herbacée.

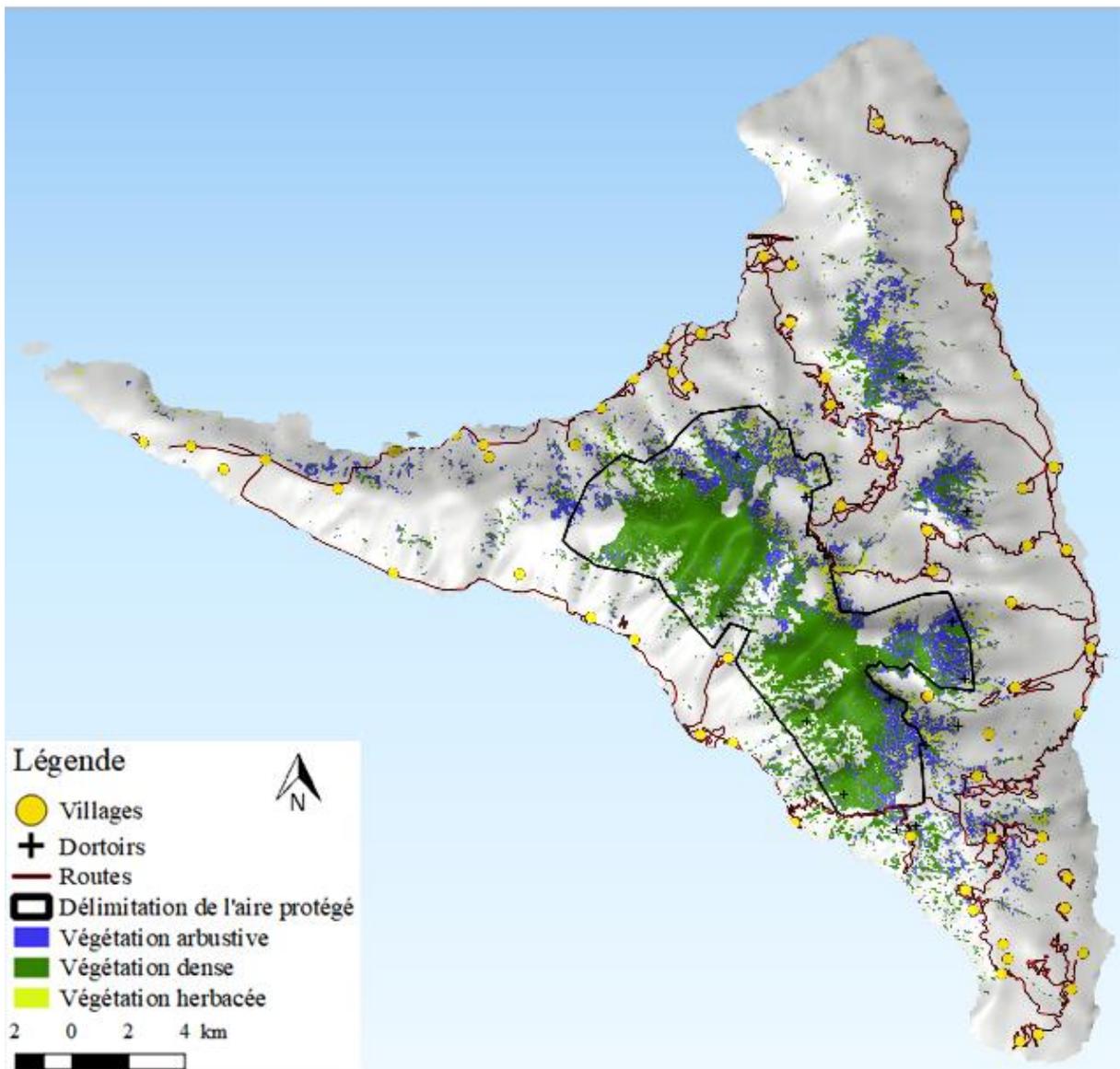


Figure 52. Modèle altimétrique de la distribution des zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique d'Anjouan dans la végétation.

Les versants de l'Ouest de la zone prioritaire étaient dans une végétation dense située sur les pentes (Fig. 51). Les versants les plus situés à l'Est étaient le plus souvent situés dans des végétations arbustives et herbacées. Cela montre les effets conséquents des pressions humaines sur la végétation de l'Est de l'île. Boussougou et *al.* (2015) ont calculé un taux de déforestation de 8 % par an (Fig. 52). À ce rythme, le calcul avec la formule

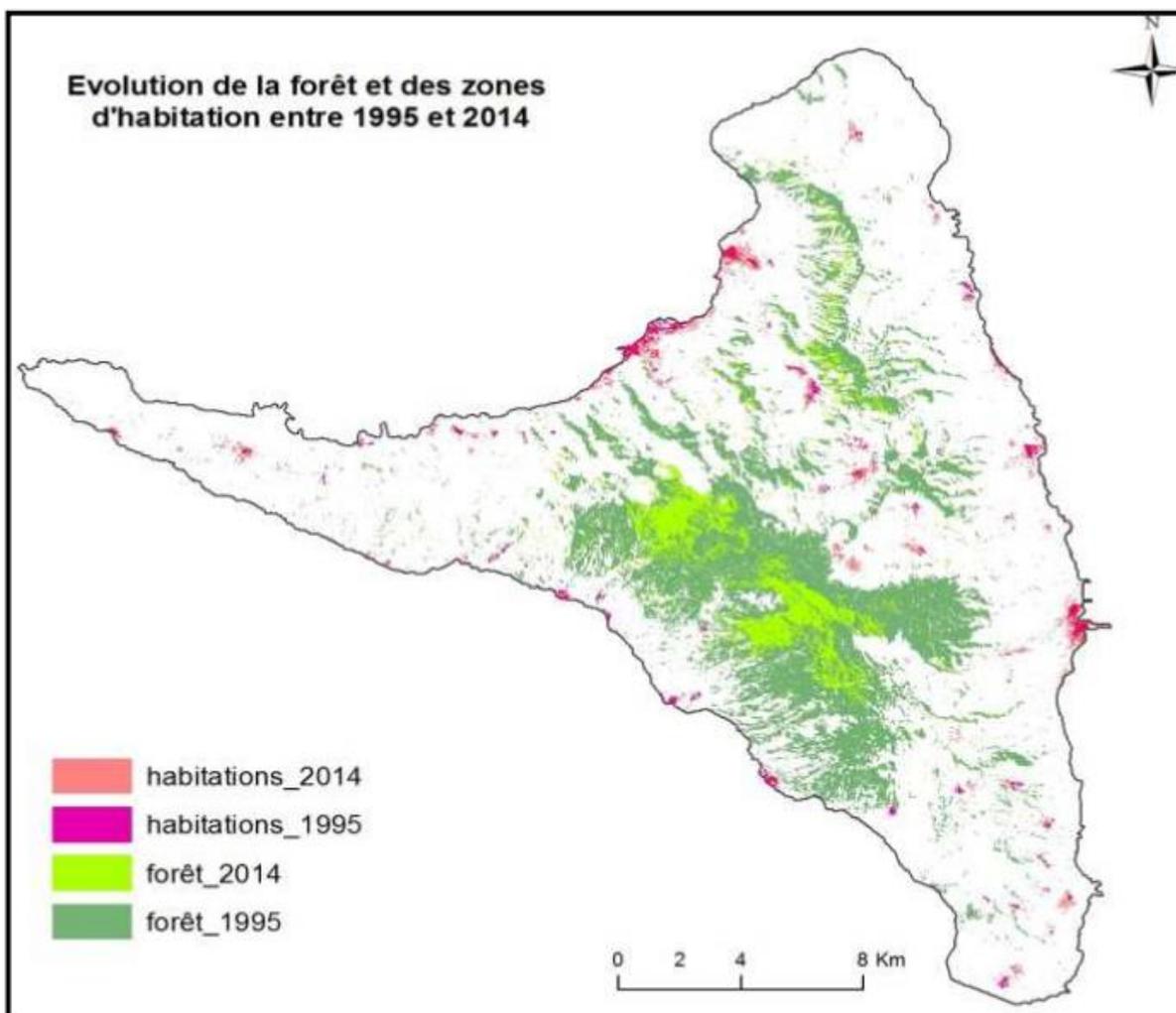


Figure 53. Evolution de la forêt et des zones d'habitation entre 1995 et 2014 (Boussougou et al., 2015).

de (Caloz & Collet, 2001) et la surface de l'habitat de la végétation dense de Révillion, et al. (2017) prédit qu'il n'y aurait presque pas de forêt à l'île d'Anjouan dans 60 ans soit en 2074 si aucune mesure n'est prise.

Pour mieux conserver les habitats et protéger la biodiversité endémique nous recommandons un réajustement de la limite de l'aire protégée dans le Sud, et qui intégrerait les dortoirs d'Adda et de Kangani (Fig. 54). Des activités de développements ruraux intégrés sont nécessaires pour améliorer les conditions de vie des paysans. Il est aussi indispensable d'intégrer et de responsabiliser les populations locales dans la gestion et les prises de décision des milieux d'intérêts écologiques. La zone forestière de l'Est de l'île est à prioriser pour des actions concrètes et participatives de conservation et de restauration de l'habitat.

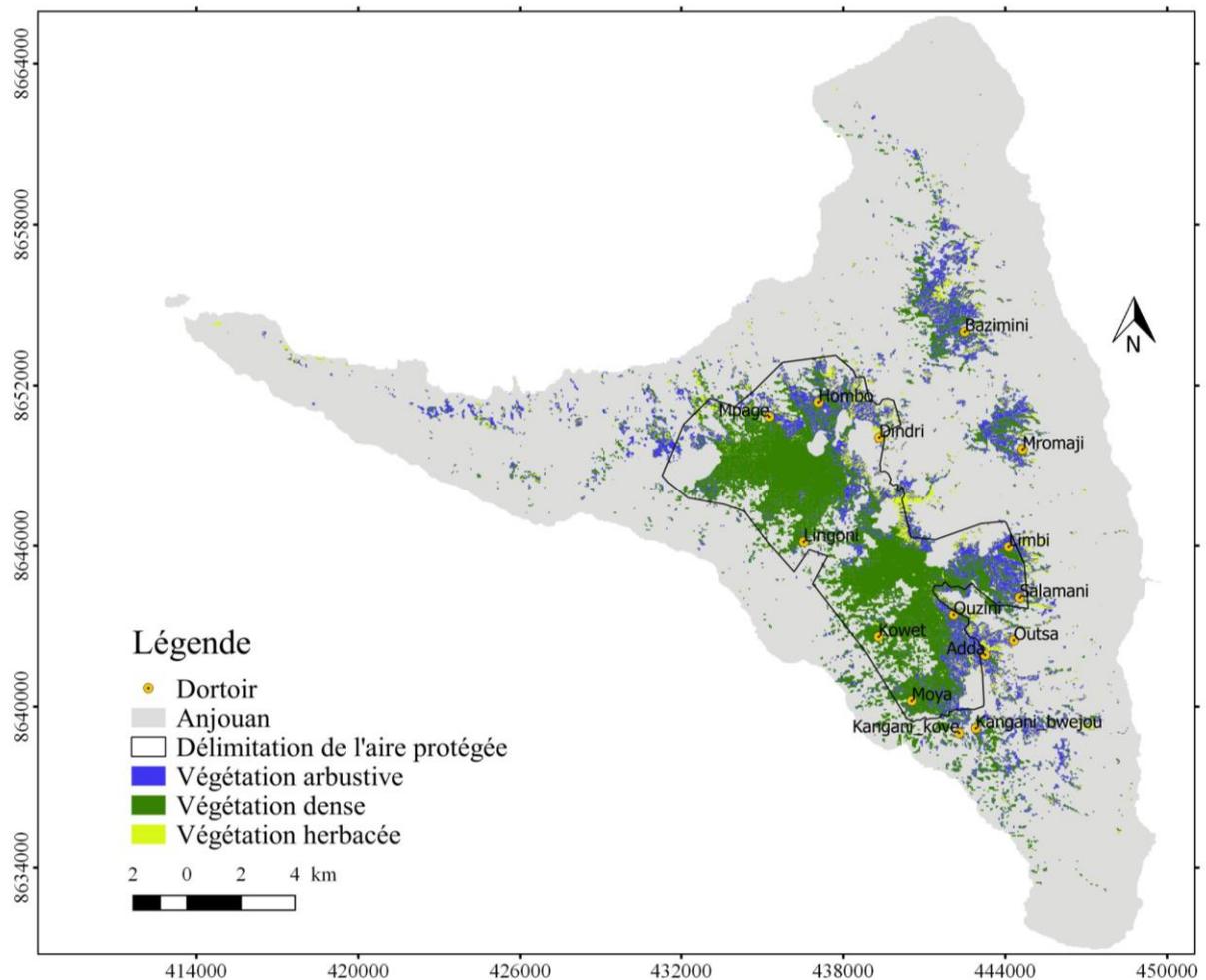


Figure 54. Répartition des dortoirs de *Pteropus livingstonii*.

5.5. Conclusion

Les distributions des probabilités d'occurrence des espèces endémiques et de celles de l'occurrence de leur habitat convenable ont permis à l'établissement des cartes des zones importantes pour la conservation des Oiseaux endémiques menacés, de *Phelsuma anjouanensis* et de *Pteropus livingstonii*. La zone de chevauchement entre les oiseaux endémiques menacée et *Pteropus livingstonii* était de 13 km² soit 13,5 % de la zone totale identifiée. Cette zone prioritaire pour la conservation de l'ensemble de cette biodiversité s'étendait à 96 km², soit 22,6 % de la superficie totale de l'île. Elle était hétérogène, discontinue et très dispersée vers ses périphéries.

Sur la base de ces résultats cartographiques, il est facile de prioriser ou d'intervenir dans la planification de la conservation des espèces endémiques et menacées. Les cartes permettront ainsi de bien améliorer les limites de l'aire protégée en cours de mise en place. La zone identifiée constitue un outil incontournable de la conservation. Elle permet de décider où, quand et comment agir. Elle facilitera la prise des décisions sur les activités de reforestation,

de gestions agroforestières. Si les Aires Protégées sont les outils clés de la conservation, ses études ont leur devoir d'être étendues dans les autres îles de l'archipel pour mieux cibler les zones riches de la biodiversité irremplaçable.

6. Discussion générale

Nos résultats montrent que la zone forestière du centre de l'île d'Anjouan est la plus importante pour la viabilité et la conservation de la biodiversité. Elle héberge la richesse spécifique la plus importante des oiseaux endémiques et menacés, ainsi que leurs habitats naturels convenables. Les impacts humains n'y sont pas épargnés, mais réduits probablement en raison de la distance aux villages et de l'inaccessibilité. Ces zones avec des habitats naturels ont été préférées par les taxa endémiques. Les préférences de ces habitats variaient dans les saisons pour la plupart des oiseaux endémiques. Pourtant, la perte considérable des forêts en haute altitude (supérieur à 900 m) (Boussougou et *al.*, 2015) met en danger les espèces endémiques et menacées. Par conséquent, il est urgent de maintenir en protection les blocs d'habitats naturels. Green et *al.* (2015) avait souligné la nécessité des informations importantes pour la planification de la conservation des paysages forestiers. Des actions de reforestation sont à mettre en place pour le rétablissement de ces habitats naturels et pour favoriser l'interconnexion des blocs d'habitats naturels.

Nous recommandons la priorisation pour la reforestation des arbres naturalisés, indigènes ou endémiques qui courent un risque d'extinction dans les zones prioritaires identifiées. Il s'agit de *Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Macaranga boutonoides*, ainsi que *Calophyllum inophyllum*, *Ocotea comoriensis*, *Cussonia spicata*, *Polyscias sp.*, *Brachylaena ramiflora*, *Dyopsis lanceolate*, *Gastonia duplicata*, *Draceana xiphophylla* et *Khaya comorensis*. Des études approfondies sur leurs exploitations et leurs répartitions spatiales doivent être faites pour mieux comprendre les causes des risques d'extinctions. Par la suite, des initiatives participatives à mener sont nécessaires avec les paysans pour élaborer des mesures réalistes afin de réduire le déboisement. L'exploitation d'arbres dans les zones prioritaires, la mise en place des nouvelles parcelles agricoles, l'utilisation des pesticides ou d'engrais chimique doit être strictement interdite. Les activités agricoles relatives doivent respecter les mesures de la conservation du sol et de la protection de la biodiversité.

Une meilleure conservation de *Pteropus livingstonii* doit viser les menaces dans les sites dorts ou dans les zones de fréquentation. Granek (2002) avait montré que la protection de l'habitat autour des dorts était insuffisante pour la survie de *Pteropus livingstonii*. La connaissance des sites d'alimentation et d'accouchement était nécessaire pour la survie de l'espèce. En plus, des études d'identification des aires d'exploitation pour la ressource

alimentaire permettront de définir et d'élargir les interventions de conservation à partir des sites dortoirs et zone prioritaire pour sa conservation.

Pourtant, la protection et la conservation de *Pteropus livingstonii* et des oiseaux sont nécessaires et primordiales. Ils procureraient des services écosystémiques. Chaque espèce d'oiseaux joue un rôle particulier dans le fonctionnement et l'équilibre de la forêt. Les oiseaux frugivores peuvent participer à la régénération de certains végétaux (Barnea et al., 1992). Barrantes & Pereira, (2002) ont démontré que des oiseaux forestiers comme *Turdus* ont servi à reboiser des zones ouvertes de pâturage à partir des fragments de forêts adjacentes en déféquant et en régurgitant des graines de plusieurs espèces végétales forestières.

La délimitation de l'aire protégée a couvert la majeure partie de la zone prioritaire pour la conservation. Toutefois, nous préconisons un réajustement de la délimitation dans le Sud-est qui passerait à l'extérieur du grand bloc du Sud et qui intégrerait les dortoirs d'Adda et de Kangani (Fig. 54). Dans ce cas, différents types de gestions pourront être mis en place en fonction des caractéristiques et des objectifs des sous-zones de l'aire protégée. Au nord de l'île (dans la forêt de Bazimini), la zone prioritaire identifiée mérite d'être annexé au Programme d'Aire Protégée ou de bénéficier d'une autre couverture de protection. Une meilleure conception des défis de la conservation des habitats identifiés comme prioritaires nécessite des analyses de caractérisation de la composition végétale et de leur utilisation. Cette étude a constitué une base d'information et a fourni la valeur biologique de la zone de l'aire protégée d'Anjouan. Ces informations vont permettre de mieux suivre l'évolution de la biodiversité, la stratégie de conservation et la gestion de l'aire protégée.

7. Principales recommandations

Augmenter les efforts de conservation de l'espèce clé *Pteropus livingstonii* : la roussette de Livingstone est endémique aux Comores et n'est présente qu'à Anjouan et Mohéli. Il joue un rôle crucial dans la régénération de la forêt naturelle en tant que pollinisateur et disséminateur de graines, mais a été classé comme en danger critique d'extinction par l'UICN en raison de la petite taille de sa population (estimée à 1200 individus) et des menaces qui pèsent à sa survie. L'Organisation non-gouvernementale locale, Dahari suit la population d'Anjouan depuis 2012 et travaille sur un programme participatif pour protéger les sites dortoirs. La qualité de l'habitat des dortoirs et les fluctuations annuelles de la taille des populations indiquent que des mesures de conservation intensifiées sont nécessaires pour assurer la survie à long terme de cette espèce. Nous recommandons donc l'extension des mesures de protection participatives telles que le programme de PSE (paiement des services écosystémiques) à tous les sites de dortoirs, ainsi que la poursuite des études de recherche sur l'utilisation du paysage et de

l'écologie alimentaire de la roussette de Livingstone, ce qui pourrait guider la gestion de la conservation.

Améliorer les techniques de reforestation en augmentant les connaissances sur la propagation des arbres indigènes. La perte d'une grande partie des forêts d'Anjouan et la dégradation des fragments restants nécessitent une gestion urgente de la conservation, telle que la reforestation active. La régénération naturelle des forêts est favorisée par la propagation et la plantation d'espèces d'arbres indigènes. Cependant, on sait peu de choses sur le cycle de reproduction et les besoins écologiques de nombreuses espèces d'arbres indigènes des Comores, ce qui entrave la propagation efficace des arbres. Nous recommandons donc des études approfondies des rythmes saisonniers et des phenologies, les besoins écologiques et la régénération des espèces d'arbres indigènes et endémiques pour améliorer la gestion de la conservation pour la restauration forestière.

Accroître la connectivité entre les fragments de forêt naturelle restants dans les zones prioritaires. La déforestation donne souvent lieu à des fragments de forêt naturelle petits et isolés qui sont dispersés dans le paysage. Les fragments restants sont soumis à une pression accrue de facteurs abiotiques (tels que la température et le vent) et biotiques (tels que les plantes envahissantes) et peuvent devenir trop petits ou trop dégradés pour servir d'habitat à la biodiversité endémique. Située dans des zones qui ont été jugées cruciales pour la biodiversité locale, la forêt d'Anjouan se caractérise par de nombreux fragments isolés, divisés par des champs agricoles. Nous recommandons de concentrer les efforts de reforestation sur la connexion des fragments de forêts naturelles dans les zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité, afin d'améliorer la qualité de l'habitat restant.

Cela nécessite à une concertation et une collaboration entre les associations villageoises pour l'environnement, les structures de protection de l'environnement ou de développement durable (en particulier Dahari, le réseau des aires protégées, Initiative Développement), la direction de l'environnement, les mairies et l'université des Comores. Il est donc important d'aller plus loin que les tentatives ponctuelles et de se lancer dans un vaste programme intégré de reforestation participative. Non seulement la réponse doit être à la mesure du problème, mais un grand chantier régional (Anjouan), qui se déroule sur plusieurs années et se donne les moyens d'être efficace, a probablement plus de chances d'intéresser les bailleurs de fonds qu'une multitude de petits projets. Ce grand chantier devrait évidemment essayer de rallier toutes les initiatives existantes ou en gestation qui vont dans le sens de la reforestation.

Accroître la reforestation dans les zones jugées importantes pour la conservation de la biodiversité, confrontées à une pression anthropique importante. Cette étude a montré que les oiseaux endémiques rares préfèrent les altitudes comprises entre 500 et 1100 m, peut-

être en raison de facteurs abiotiques tels que la température ou les précipitations. Cependant, ces altitudes ont été identifiées comme étant les plus touchées par les activités humaines, avec presque toutes les terres disponibles converties en champs agricoles. La disponibilité d'un habitat approprié pour les oiseaux qui dépendent principalement de la forêt est cruciale pour le maintien d'un écosystème fonctionnel. Nous recommandons donc de donner la priorité aux activités de reforestation aux altitudes comprises entre 500 et 1100 m dans les zones identifiées comme importantes pour la conservation de la biodiversité. Les paysans exploitants pourraient être groupés par zone ou par lieu-dit pour former des groupes. Les structures pour la protection de l'environnement telle que Dahari, le réseau des aires protégées avec la direction de l'environnement, et les mairies devraient assurer et accompagner la mise en place des groupements des exploitants, des pépinières ainsi que les formations sur les compétences nécessaires pour parvenir à protéger et à gérer leurs zones. Nous recommandons une reforestation des arbres indigènes en priorisant ceux qui sont menacés (*Chrysophyllum boivinianum*, *Macphersonia gracilis*, *Macaranga boutonoides*, ainsi que *Calophyllum inophyllum*, *Ocotea comoriensis*, *Cussonia spicata*, *Polyscias* sp., *Brachylaena ramiflora*, *Dypsis lanceolate*, *Gastonia duplicata*, *Draceana xiphophylla* et *Khaya comorensis*.) (Amélaïd et al., en cours de publication). Les zones des dortoirs des roussettes de Livingstone constituent urgence pour pour la reforestation

Surveillance participative de la biodiversité pour permettre des actions de conservation opportunes et communautaires. Les actions de conservation doivent s'inscrire dans un contexte local : il a été démontré que l'implication des communautés locales dans les décisions de gestion de la conservation donne un sentiment de responsabilité et d'autonomie aux participants locaux. Un programme de suivi de la biodiversité, dans le cadre duquel les participants locaux enregistrent les espèces animales et arboricoles endémiques importantes, ainsi que les actions destructrices (telles que l'abattage d'arbres) dans les zones importantes pour la conservation de la biodiversité, doit être mis en place.

À l'issue des résultats de cette étude, Dahari va devoir mettre en place des indicateurs de biodiversité et de pression, ainsi que des zones clés à surveiller. Des paysans motivés seront identifiés à travers les réunions ou les restitutions villageoises concernant les problèmes liés à la forêt, à la perte de l'habitat et de la biodiversité. Dahari va les former sur l'identification des indicateurs, l'utilisation des outils nécessaires comme le GPS, la collecte des données, la conception des présentations de restitution, et l'animation des réunions villageoises. Le suivi participatif doit se faire par les paysans sous supervision des techniciens expérimentés de Dahari. Pour pouvoir conscientiser ou sensibiliser un bon nombre de paysans sur l'état et l'évolution de leurs zones forestières, des restitutions trimestrielles et annuelles doivent être

faites dans les villages concernés en présence des mairies concernées. Une rotation des paysans moniteurs permettrait de former d'avantage des paysans qui seront des relais pour sensibiliser une partie de leurs communautés sur leur observation.

Les résultats, qui seront diffusés dans des groupes de discussion, permettraient une prise de décision communautaire concernant la préservation de l'habitat forestier naturel, ce qui, en fin de compte, favoriserait la conservation de la biodiversité et des bassins-versants. Nous recommandons que ce programme se mette en place et soit étendu à tous les principaux villages d'Anjouan, en particulier ceux situés dans ou autour des zones identifiées comme étant importantes pour la conservation de la biodiversité.

Freiner l'abattage des arbres. La tendance de la coupe illicite d'arbres reste toujours très élevée. Les ressources humaines mises à la disposition pour le suivi sont insuffisantes et dépourvues de moyens matériels. Aucun système de suivi pour l'octroi de permis de coupe d'arbre par les mairies n'est pas mis en place et les communautés ne sont pas associées au processus. C'est dans ce sens que nous recommandons de mettre en place des actions de lutte contre la coupe illégale des arbres adaptées aux contextes de la zone. Cela se traduit par la structuration des agriculteurs dans les bassins-versants en comités de gestion.

La définition des règles appropriées et inclusives avec tous les parties prenantes concernées dans le contrôle de la coupe d'arbre dont les comités auront le rôle de faire le contrôle et le suivi des actions de coupe d'arbres en collaboration avec les autorités locales et les services concernées. La décision de validation pour une coupe d'arbre ne doit pas être prise par la mairie seulement comme il se fait actuellement. Plutôt, une fois la demande faite à la mairie, le comité de gestion de la zone doit être informé pour évaluer l'équilibre de l'action et proposer des mesures de compensation avant de prendre une décision finale. Dans les zones prioritaires pour la conservation et dans les dortoirs des roussettes de Livingstone, les demandes de coupe d'arbres doivent être étudiées et validées par une concertation de Dahari, du réseau des aires protégées et de la direction de l'environnement.

Accroître la sensibilisation du public aux enjeux et aux activités de conservation. Une stratégie de communication et de sensibilisation aux communautés sur les enjeux et les actions liés à la protection de leurs ressources naturelles est plus que nécessaire. Cette stratégie doit être guidée par les énormes efforts et bonnes expériences de sensibilisation qui ont été faites il y a plusieurs années en faveur de la protection de l'environnement. Cette stratégie doit être contextualisée selon les actions et les communautés. Nous recommandons à des sensibilisations orientées à des groupes cibles et précis au lieu d'inviter le public pour s'attaquer aux menaces. Il s'agira d'abord d'identifier des questions réelles et des causes des menaces qui seraient observées par le suivi participatif dans les différents lieu-dits, zones

forestières et agroforestières. Les restitutions des suivis participatives et les discussions entre les paysans exploitants par zone forestière vont permettre à la conscientisation des enjeux et à l'identification des mesures participatives pour la gestion, la protection et la conservation de la biodiversité et des habitats naturels. Cette stratégie doit être inscrite dans le temps, participative et évaluée au fil de temps pour qu'elle soit ajustée au fur et mesure en fonction des enjeux et des actions en cours.

8. Perspectives

Le plan d'aménagement et de la gestion des paysages à restaurer doit tenir en compte les activités agricoles des paysans. Car la protection durable de la biodiversité ne pouvait être assurée que si les causes de destruction des ressources naturelles soient traitées à la source (Doulton et *al.*, 2016). Cependant, L'ONG Dahari, depuis 2013 mène une approche participative et progressive dans la gestion des ressources naturelles dans le cadre d'un développement économique dont la priorité est la conservation de la biodiversité. Il s'agit de donner trop de responsabilités aux communautés, de concentrer les efforts en termes de développement rural sur l'amélioration des rendements dans les parcelles en bas des pentes afin de réduire la pression sur les terres en altitude où les forêts restantes sont situées. Cette stratégie, limitée dans quelques villages du sud, devrait être aussi appliquée dans les zones du Nord et de l'Est de l'île.

Comme il a été proposé précédemment (plan d'action de la conservation de *Pteropus livingstonii* en 2006) la création de petite zones de protection *Pteropus livingstonii*, nous proposons une reforestation intensive dans les zones prioritaires pour la viabilité de cette espèce. En plus, des études de régime alimentaire sont nécessaires pour identifier les principaux arbres d'exploitation alimentaire. La conservation de *Pteropus livingstonii* qui passe par la conservation des dortoirs et des zones prioritaires doit intégrer aussi les zones de son habitat viable et les arbres d'alimentation. Cependant, des études de suivi de mouvement utilisant les nouvelles technologies de GPS sont importantes.

De nombreuses initiatives de conservation, de protection ou de la lutte contre le vol qui ont été initiées par les communautés locales ou par l'appui d'associations environnementales ont échoués. Doulton et *al.* (2016) ont constaté que les efforts de gestion des ressources naturelles sont compliqués par la rupture entre la cohésion sociale et les structures gouvernementales villageoises, ainsi qu'un pouvoir faible de l'état. Le favoritisme des chefs des villages ou les disparités des mairies n'ont pas permis à la pérennisation de telles initiatives. Alors une amélioration de la gestion et de la réglementation relative de la gestion de la diversité biologique se traduira par : la révision des textes juridiques existants relatifs entre autres au

foncier, à la faune, à la flore et aux écosystèmes ; l'élaboration d'une loi spécifique relative à la conservation de la biodiversité ; et l'élaboration de nouveaux textes pour combler le vide juridique dans les différents secteurs. Ces législations devront intégrer : la conservation des espèces rares, endémiques ou menacées ; au maintien et à la restauration des écosystèmes existants ; aux pratiques, aux techniques et à la taxation adaptée à l'exploitation et à la commercialisation durables des ressources de la biodiversité terrestre ; à l'évaluation de l'impact environnemental sur la diversité biologique.

Le ministère de la production et de l'environnement doit prendre en considération et encourager les lobbyings et les planifications des gestionnaires des ressources naturelles. Un appui juridique des comités villageois pour la protection des biens forestiers est indispensable. La direction de l'environnement doit être active sur le terrain en accompagnant les mairies et les groupements paysans dans l'application des lois pour la conservation et la protection de la biodiversité. Elle s'en chargera avec les associations ou institutions environnementales pour la sensibilisation et l'éducation des paysans vivant à proximité des zones dégradées sur l'importance de la restauration des paysages forestiers. L'intégration de l'éducation environnementale dans le programme scolaire dès l'école primaire est nécessaire pour préparer et sensibiliser les nouvelles générations.

La restauration dans les zones prioritaires doit se faire avec les arbres indigènes relatifs à priori ceux qui courent un risque d'extinction. Le choix et la qualité de la reforestation doivent être le résultat d'autres études sur la distribution et l'exploitation de ces derniers. En dehors des zones prioritaires, les activités de reforestation doivent cibler à relier les différents blocs d'habitats convenables pour la viabilité de *Pteropus livingstonii* et des oiseaux menacés. Cela nécessite la mise en place des pépinières communautaires. Cependant, des paysans pépiniéristes doivent être formés pour pouvoir mettre en place, gérer et entretenir ces derniers. Les versants Nord et Est des forêts de Ntringui et de Moya sont dans une priorité de reforestation et de contrôle des activités agricoles. Une solution doit être trouvée entre les gestionnaires et paysans des cultures maraîchères dans la zone prioritaire pour la conservation. Ces cultures utilisent impérativement des substances chimiques qui ne protègent pas la biodiversité.

Les atouts écologiques sont promettant pour la promotion de l'écotourisme. Les ressources provenant de l'écotourisme ou des droits de visite des parcs aménagés, et ou des sites touristiques, vont alimenter des activités de conservation ou des pépinières. Les zones importantes, irremplaçables qui affecteraient la viabilité devront être marquées, sensibilisées et responsabilisées aux communautés pour des suivis participatifs. En plus, il faudrait outiller les communautés locales, plus spécifiquement les comités responsables des projets locaux de

développement des communautés, leurs leaders et leurs accompagnants, à évaluer elles-mêmes les initiatives mises en place. Par exemple, l'outil SMART (Spécifique Mesurable Acceptable Réaliste Temporairement) permet de décrire les objectifs que l'on veut exprimer de façon la plus claire, la plus simple à comprendre et pour lesquels les résultats sont réalisables. L'outil d'aide à la définition d'une stratégie de définition FFOM (Force Faiblesse Opportunité Menace). Il combine l'étude des forces et des faiblesses d'une organisation, d'un territoire, d'un secteur, avec celle des atouts et des menaces de son environnement, afin d'aider à la définition d'une stratégie de développement.

Cette biodiversité est aussi sensible aux phénomènes naturels tels que les cyclones et les changements climatiques. Certaines vallées du Sud Est de la forêt de Moya sont protégées des vents de l'Est. Elles constituent des zones de refuge pour certains animaux comme *Pteropus livingstonii*. Ces zones, en référence le bassin-versant de Hampuhu devrait être intégré dans le noyau dur de l'aire protégée de l'île. Il est nécessaire de faire des suivis et des évaluations des impacts des phénomènes naturels sur la biodiversité. Les structures de protection et de conservation devraient mettre en place des unités de soins et de conservation génétique de la biodiversité endémique. Ces derniers permettraient de sauver des animaux blessés ou malades et d'élever en captivité d'autres afin de les introduire dans leurs habitats naturels pour améliorer leur population lorsque la menace aurait diminuée ou disparue.

9. Caractères innovants de la thèse

Le caractère innovant de cette thèse réside avant tout, dans la découverte de la biodiversité en dangers et des bio-indicateurs dans l'île, de leur dynamique spatio-temporelle, de leur préférence d'habitat et d'altitude, et enfin dans l'identification des zones importantes pour la conservation de la biodiversité. Cette étude a conduit à la première évaluation détaillée de l'état des principales espèces endémiques terrestres de vertébrés et de leurs habitats sur l'île d'Anjouan. L'objectif visant à court terme a été atteint avec succès (identifier les actions de conservation prioritaires et développer un système de suivi participatif à long terme pour les principales espèces endémiques terrestres et leur habitat à Anjouan). L'objectif visant à long terme est d'améliorer le statut des principales espèces endémiques terrestres par l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies de conservation qui sont intégrées dans la politique et la pratique nationales.

- ✓ La plupart des taxons endémiques de l'archipel des Comores manque des données suffisantes pour leur évaluation selon les critères de l'IUCN (union internationale pour la conservation de la nature). Ainsi des données comme la taille de la population, la distribution, les tendances, le cycle biologique, l'écologie et les menaces sont sollicitées. Cette étude a permis d'avoir la

taille de la population, la distribution, la disponibilité d'habitat convenable et l'évaluation écologique de dix oiseaux endémiques des Comores dont huit sont exclusivement rencontrés à l'île Anjouan dont cinq sont menacés en danger. On a aussi découvert que trois arbres indigènes et/ou endémiques sont exposés à l'extinction dans l'île, devant 11 autres. L'ensemble de cette biodiversité menacée sert déjà à l'orientation des stratégies de conservation pour l'ONG Dahari et de l'application dans la conservation de la biodiversité.

- ✓ Pour la première fois, il s'agit de la première étude, détaillée, avec des précisions basées sur des statistiques dans les préférences d'habitat et d'altitude pour les oiseaux endémiques des Comores, dans l'île d'Anjouan. Des études de préférence d'habitat et d'altitude ont été déjà faites dans les autres îles de l'archipel comme celles de (Louette et *al.*, 1993) à Mayotte, de (Louette & Stevens, 1992 ; Stevens et *al.*, 1992 ; Stevens et *al.*, 1995) principalement à la Grande Comore. Les habitats préférés de la biodiversité endémique menacée situés à des altitudes sous pression humaine, vont être les zones d'intérêt d'action écologique de restauration, de suivi, de gestion et de protection pour la conservation de la biodiversité tout en préservant aussi les restes des forêts denses.
- ✓ Granek, (2002) parlait déjà si l'on peut utiliser la roussette *Pteropus Livingstonii* comme indicateur utile du type d'habitat que les autres espèces endémiques de ces îles utilisaient. Au cours de ce travail, les bio-indicateurs identifiés sont les premiers affirmés dans l'île et les premiers établis dans l'archipel des Comores. Bien que les altitudes et les habitats de préférence de l'ensemble des oiseaux endémiques étaient déjà connus par les chercheurs de la région.
- ✓ Comme il était proposé d'utiliser *Pteropus Livingstonii* pour l'identification d'une zone propice à une aire protégée (Granek, 2002), cette étude a entendu cette initiative en ajoutant dans le modèle dix oiseaux endémiques, un reptile endémique ainsi que leur habitat convenable et la distribution de la richesse spécifiques des oiseaux endémiques.
- ✓ Grâce à cette étude, la zone importante pour la conservation de la biodiversité endémique et menacée est identifiée et quantifiée. Premièrement, nos résultats et nos recommandations cités ci-dessus ont permis à la conception et à la mise en place du premier suivi-participatif de la biodiversité dans l'archipel des Comores, précisément à Anjouan. Les zones identifiées importantes pour la conservation de la biodiversité constituent donc avec le soutien de l'ONG Dahari les paysans sont formés surveiller l'état et l'évolution du milieu et de sa biodiversité. Ils utilisent des indicateurs de biodiversité (les espèces animales ou végétales que cette étude a identifiées comme menacées ou courant un risque d'extinction) et des indicateurs de pression (comme l'extraction du bois, l'établissement de nouvelles parcelles ou de nouveaux chemins, l'utilisation des engrais chimiques et des pesticides, le feu, et les espèces invasives ou

envahissantes). Ensuite, cette importante va devoir être utilisée par l'état, le réseau des aires protégées des Comores pour réajuster les limites de l'aire protégée d'Anjouan comme nous l'avons recommandé.

- ✓ Des campagnes de reboisement ont été toujours menées dans l'île, le plus souvent avec la plantation des arbres introduites à croissance rapide. Avec cette étude, il est établi une liste d'arbres prioritaire pour la reforestation dans la zone forestière. Les zones prioritaires pour la reforestation sont identifiées pour augmenter la connectivité des fragments forestiers ou pour reboiser les zones importantes pour la biodiversité endémique qui est sous pression humaines.
- ✓ Cette étude a réussi pour la première fois à modéliser et quantifier d'une façon intégrale la zone importante pour la conservation pour chacune des espèces étudiées en utilisant la distribution et l'habitat convenable disponible. Les cartes de hautes résolutions obtenues vont permettre d'identifier des actions spécifiques et/ou ciblées à une espèce choisie pour un intérêt de recherche, de protection ou de conservation.
- ✓ L'une des choses nouvelles de cette thèse parmi d'autres est la classification de l'habitat basée sur une modélisation statistique multidimensionnelle. Contrairement aux précédentes classifications basées sur des données de télédétection combiné ou non à des données d'échantillonnage sur le terrain, notre classification statistique reflète directement les réalités de la composition végétale, de la structure, de l'exploitation, et de la localisation altitudinale. Cette classification permet de sélectionner des sites plus semblable en terme de composition florale.
- ✓ L'ensemble de cette recherche a permis enfin de mettre en place banque de données ou une base de données diversifiées. Cette base de données constitue une référence pour le suivi ou l'évaluation de la biodiversité de l'île pour les années à venir.

10. Conclusion générale

Le but ultime de cette recherche était d'identifier des oiseaux indicateurs de la forêt, les oiseaux endémiques menacés et les zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique et menacé. En effet, la couverture forestière est classifiée en six classes et on a identifié trois espèces d'arbres qui couraient un risque d'extinction dans l'île. Elle a identifié 5 oiseaux menacés, leurs préférences d'habitat, ainsi que leurs habitats convenables disponibles. Les facteurs qui influencent au mieux leur distribution ont été identifiés. Les cartes de la distribution de la probabilité d'occurrence et de leur habitat convenable sont réalisées pour chacun des oiseaux endémiques, de *Phelsuma v-nigra anjouanensis* et de *Pteropus livingstonii*. L'ensemble des cartes de prédiction ont permis à l'identification des zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité endémique et particulièrement les oiseaux endémiques et les dortoirs de *Pteropus livingstonii*.

Les résultats de cette étude sont importants pour cibler et adapter les pratiques et les politiques de conservation de l'île d'Anjouan. Ils serviront également à éclairer les plans de reforestation, de gestion agricole et à mettre en place des actions efficaces et ciblées avec les agriculteurs locaux pour protéger la biodiversité. Face à la perte croissante des habitats forestiers, nous prévoyons des études d'adaptation des espèces endémiques à la modification anthropique des habitats. Ces études doivent être reproduites dans les autres îles de l'archipel pour mieux cibler et planifier la gestion forestière et les actions de conservation de la biodiversité.

11. Annexes

Annexe 1. Liste des oiseaux de l'archipel des Comores. Anj : Anjouan ; Gde : Grande-Comore ; May : Mayotte ; Moh : Mohéli ; Ngae : sous-espèces endémique ; E : espèce endémique ; N : non-endémique ; O : occasionnel.

	Espèces	Noms français	Anj	Moh	Gde	May
1	<i>Accipter francesiae brutus</i>	Épervier de Mayotte				e
2	<i>Accipter francesiae griveaudi</i>	Épervier de la Grande personne			e	
3	<i>Accipter francesiae pusillus</i>	Épervier d'Anjouan	e			
4	<i>Acridotheres tristis</i>	Mainate	N	N	N	N
5	<i>Agapornis canus</i>	Inséparable à tête grise	N	N	N	N
6	<i>Alectroenas sganzini sganzini</i>	Founingo des Comores	E	E	E	E
7	<i>Apus barbatus mayottensis</i>	Martinet noir africain	e	e	e	e
8	<i>Ardea cinerea cinerea</i>	Héron cendré	N	N	N	N
9	<i>Ardea humbloti</i>	Héron de Humblot	N	N		N
10	<i>Bubulcus ibis ibis</i>	Héron garde-boeufs	e	e	e	e
11	<i>Butorides striatus rhizopora</i>	Héron vert	e	e	e	e
12	<i>Calidris minuta</i>	Bécasseau minute			N	N
13	<i>Casmerodius albus melanorhynchos</i>	Grande aigrette	N	N	N	N
14	<i>Cinnyris comorensis</i>	Souimanga d'Anjouan	E			
15	<i>Cinnyris coquerellii</i>	Souimanga angaladian				E
16	<i>Cinnyris humbloti humbloti</i>	Souimanga de Humblot			E	
17	<i>Cinnyris humbloti mohelicus</i>	Souimanga de Humblot		E		
18	<i>Cinnyris notata voeltzkowi</i>	Souimanga angaladian		e		
19	<i>Cinnyris notatus moebii</i>	Souimanga de Mayotte			e	
20	<i>Circus maillardi mascroscetes</i>	Busard de Madagascar	N	N	N	N
21	<i>Columba livia</i>	Pigeon domestique	N	N	N	N
22	<i>Columba polleni</i>	Pigeon des Comoros	E	E	E	E
23	<i>Coracina cinerea cucullata</i>	Échenilleur malgache			e	
24	<i>Coracina cinerea moheliensis</i>	Echenilleur malgache		e		
25	<i>Coracopsis nigra sibilans</i>	Petit Perroquet noir	e		e	
26	<i>Coracopsis vasa comorensis</i>	Perroquet vaza	e	e	e	e
27	<i>Corvus albus</i>	Corbeau pie	N	N	N	N
28	<i>Corvus splendens</i>	Corbeau familier	N			
29	<i>Corythornis vintsioides johannae</i>	Martin-pêcheur malachite	e	e	e	e
30	<i>Coturnix coturnix</i>	Caille commune	N		N	N
31	<i>Coturnix delegorguei</i>	Caille arlequine			N	
32	<i>Cyanolanius madagascariensis bensoni</i>	Artamie azurée			e	
33	<i>Cyanolanius madagascarinusis comorensis</i>	Artamie azuree		e		

	Espèces	Noms français	Anj	Moh	Gde	May
34	<i>Cypsiurus parvus griveaudi</i>	Martinet des Palmes	e	e	e	E
35	<i>Dicrurus forficatus potior</i>	Drongo malgache	e			
36	<i>Dicrurus fuscipennis</i>	Drongo de la Mayotte			E	
37	<i>Dicrurus waldenii</i>	Drongo de la Grande Comore				E
38	<i>Dromas ardeola</i>	Drome ardeole	N	N	N	N
39	<i>Egretta dimorpha</i>	Aigrette dimorphe		N	N	
40	<i>Falco eleonora</i>	Faucon d'Eléonore	N	N	N	N
41	<i>Falco peregrinus</i>	Faucon pèlerin	N	N	N	N
42	<i>Foudia eminentissima algondae</i>					e
43	<i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	Foudy de forêt	e			
44	<i>Foudia eminentissima consobrina</i>				e	
45	<i>Foudia eminentissima eminentissima</i>			e		
46	<i>Foudia madagascariensis</i>	Foudy malgache	N	N	N	N
47	<i>Gallinula chloropus</i>	Poule d'eau	N	N		N
48	<i>Gallinula chloropus pyrrhorhoa</i>	Poule d'eau	N	N		N
49	<i>Glareola ocularis</i>	Glaréole malgache			N	N
50	<i>Humblotia flavirostris</i>	Gobe-mouche du Karthala			E	
51	<i>Hypsipetes madagascariensis</i>	Bulbul malgache	N	N	N	N
52	<i>Hypsipetes parvirostris moheliensis</i>	Bulbul des Comores		E		
53	<i>Hypsipetes parvirostris parvirostris</i>	Bulbul des Comores			E	
54	<i>Leptosomus discolor</i>	Courol		N		N
55	<i>Leptosomus discolor gracilis</i>	Courol			e	
56	<i>Leptosomus discolor intermedius</i>	Courol	e			
57	<i>Limosa lapponica</i>	Barge rousse		N	N	N
58	<i>Lonchura cucullata</i>	Spermète à capuchon	N	N	N	N
59	<i>Merops superciliosus</i>	Guêpier malgache	N	N	N	N
60	<i>Nesillas brevicaudata</i>	Fauvette de la Grande Comore			E	
61	<i>Nesillas longicaudata</i>	Fauvette d'Anjouan	E			
62	<i>Nesillas mariae</i>	Fauvette de Madame Benson		E		
63	<i>Nesillas typica moheliensis</i>	Fauvette de Madagascar		e		
64	<i>Numenius arquata</i>	Courlis cendré	N	N	N	N
65	<i>Numida meleagris</i>	Pintade sauvage	N		N	N
66	<i>Otus capnodes</i>	Petit-duc d'Anjouan	E			
67	<i>Otus moheliensis</i>	Petit-duc de Moheli		E		
68	<i>Otus pauliani</i>	Petit-duc du Karthala			E	
69	<i>Otus rutulus</i>	Petit-de Mayotte				E
70	<i>Passer domesticus</i>	Moineau domesticus		N	N	N
71	<i>Phaethon lepturus lepturus</i>	Petit Phaéton	N	N	N	N
72	<i>Puffinus temptator</i>	Moheli Shearwater	O	E		O
73	<i>Saxicola torquata voeltzkowi</i>	Traquet pâte			e	

74	<i>Sterna bergii</i>	Sterne hupée	N	N	N	N
75	<i>Strena bengalensis</i>	Sterne voyageuse	N	N	N	N
	Espèces	Noms français	Anj	Moh	Gde	May
76	<i>Streptopelia capicola</i>	Tourerelle du Cap	N	N	N	N
77	<i>Streptopelia picturata comorensis</i>	Tourerelle peinte	e	e	e	e
78	<i>Sula dactylatra</i>	Fou masqué		N		
79	<i>Tachybaptus ruficollis capensis</i>	Grèbe castagneux	N	N		N
80	<i>Terpsiphone mutata comoroensis</i>	Moucherolle de Madagascar			e	
81	<i>Terpsiphone mutata pretiosa</i>	Moucherolle de Mayotte				e
82	<i>Terpsiphone mutata voeltzkowiana</i>	Moucherolle de Madagascar		e		
83	<i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	Moucherolle de Madagascar	e			
84	<i>Treron australis griveaudi</i>	Colombar maitsou		e		
85	<i>Tringua nebularia</i>	Chevalier aboyeur	N	N	N	N
86	<i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	Grive des Comores	e			
87	<i>Turdus bewsheri comorensis</i>	Grive des Comores			e	
88	<i>Turdus bewsheri moheliensis</i>	Grive des Comores	e			
89	<i>Turtur tympanistria</i>	Tourerelle tambourette	N	N	N	N
90	<i>Tyto alba affinis</i>	Chouette effraie	N	N	N	N
91	<i>Xenus cinereus</i>	Bragette cendré	N	N	N	N
92	<i>Zoonavena grandidieri mariae</i>	Martinet de Grandidier			e	
93	<i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	Zostérops malgache	e			
94	<i>Zosterops maderaspatana comorensis</i>	Zostérops malgache		e		
95	<i>Zosterops maderaspatana kirki</i>	Zostérops malgache			e	
96	<i>Zosterops maderaspatana mayottensis</i>	Zostérops de Mayotte				e
97	<i>Zosterops mouroniensis</i>	Zostérops du Karthala	E			

Annexe 2. Coordonnées de la projection des variables supplémentaires dans l'Analyse en composante principale.

Variables supplémentaires	Coordonnées		
	Dim 1	Dim 2	Dim 3
Altitude (m)	0,19	-0,51	0,01
DBH moyenne (centimètre)/50 m ²	0,34	0,28	-0,10
Écartement des arbres (m)	-0,41	-0,13	-0,05
Agriculture	-0,54	0,21	0,06

Annexe 3. Illustration de la forêt dense et de la forêt dégradée.



Photo du dortoir de *Pteropus livingstonii* dans la forêt dense de Bazimini à 749 m d'altitude, au Nord-est d'Anjouan (Source : Amélaïd Houmadi).



Photo de la forêt dégradée à Mjimandra à 774 m d'altitude. (Source : Amélaïd Houmadi).

Annexe 4. Illustration des classes d'habitat de la plantation des zones moins boisées et l'agroforêt dense de moyenne altitude.



Photo d'une plantation de manioc dans les zones moins boisées à Mjimandra à 590 m d'altitude. (Source : Amélaïd Houmadi).



Photo d'agroforêt à Moya. Une plantation de manioc et de banane sous l'ombre des arbres composés de giroflier et des arbres fruitiers exotiques à 450 m d'altitude. (Source : Amélaïd Houmadi).

Annexe 5. Forêt sévèrement dégradée et sous plantée et la plantation des zones ouvertes de haute altitude.



Photo d'une plantation de taros dans une forêt sévèrement dégradée sur le plateau d'Ouzini à 1020 m d'altitude (Source : Amélaïd Houmadi).



Photo d'une plantation dans les zones ouvertes de haute altitude à Adda à 1000 m d'altitude (Source : Amélaïd Houmadi).

Annexe 6. Illustration des oiseaux rencontrés des Comores rencontrés dans l'île d'Anjouan

Oiseaux d'Anjouan

Coracopsis vasa
Perroquet vasa
kwenisi / kwendzu
Greater Vasa Parrot



Coracopsis nigra
Perroquet noir
issui
Lesser Vasa Parrot



Cypsiurus parvus
Martinet des palmiers
ndiwindiwi
shipviripvir
African Palm Swift



Apus (balstoni) mayottensis
Martinet du Cap
Madagascar Black Swift

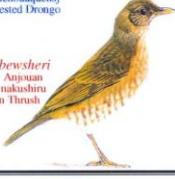


Spécialités

Dicrurus forficatus
Dronge Malgache
marimodu / kwamsiru
istchouaquensij
Crested Dronge



Turdus bewsheri
Grive d'Anjouan
piriko / nakushiru
Anjouan Thrush



Foudia eminentissima
Foudy des Comores
pera / peramoro / peramorani
Comores Fody



Otus capnodes
Petit-duc d'Anjouan
badanga / ? idcu /
chinding / winowu
Anjouan Scops Owl



Nectarinia comorensis
Suimanga d'Anjouan
shihoozi / shetozec
Anjouan Sunbird



Foudia madagascariensis
Foudy malgache
pera / peramoro
mberagobio / mbira suli
veru / mbera-moro
Madagascar Fody



Accipiter francesiae
Aiglon Malgache
shimpanga / ivanga
bwankanga / chizinde
Frances's Sparrowhawk



Nesillas typica
L'auvette malgache
dudhacoolce / bambi
Madagascar Brush-Warbler



Zosterops maderaspatensis
Zosterops de Madagascar
nean tenghan / shiyatwenga
nyandronga / nyandrongwa
Madagascar White-eye



Lonchura cucullata
Sperniète à capuchon
nean sanghan / nyansandje
nyasege / dzimwajinjwa
Bronze Mannikin



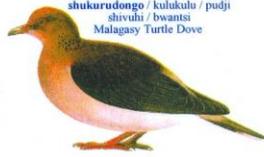
Produit par le Musée Royal de l'Afrique Centrale (MRAC), Tervuren (Belgique)
mise en page Marc Herremans (12/2008) / © copyright des illustrations D. & P. Chamberlain
source: Sinclair I. & O. Langrand, 1998. Birds of the Indian Ocean Islands. Struik, Cape Town.

espèces (en rouge), et sous-espèces (en bleu) uniques pour les Comores

Butorides striatus
Héron vert
donkerbhay / mnajidi / sudankaha / shongamaji
Green-backed Heron



Streptopelia picturata
Tourterelle peinte
shukurudongo / kulukulu / pudji
shivuh / bwaisi
Malagasy Turtle Dove



Circus maillardi
Buzard de Maillard
panduzi / bundi-bakwanggi
Malagasy (Réunion) Harrier



Tyto alba
Effraie des clochers
bondi / bwindi / bunde / bunde sera
bundikodju / bundiyajona
Barn Owl



Corvus albus
Corbeau-Pie
kwayi / gowa / gawa / quite
Pied Crow



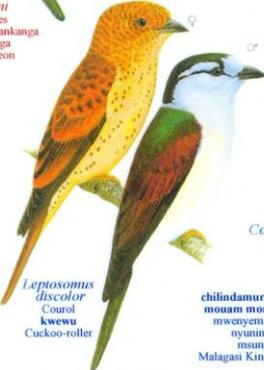
Agapornis cana
Inséparable à tête grise
dura / mpwayi
karanki
Grey-headed Lovebird



Columba polleni
Pigeon des Comores
moniuu kumha / mweyankanga
mweya / nyayankanga
Comoro (Olive) Pigeon



Leptosomus discolor
Courou
kwesuu
Cuckoo-roller



Hypsipetes madagascariensis
Bulbul malgache
nsolo / soali / sopve / nyantsole
Madagascar Bulbul



Acridotheres tristis
Mauate
sopve manga / kogwe
Common Mynah



Merops superciliosus
Gâleper Malgache
cimbangoolce / ndiwindiwi
nimmbwa / chunguri
Madagascar Bee-eater



Corythormis vintsioides
Martin-pêcheur vintsi



Produit par le Musée Royal de l'Afrique Centrale (MRAC), Tervuren (Belgique)
mise en page Marc Herremans (12/2008) / © copyright des illustrations D. & P. Chamberlain
source: Sinclair I. & O. Langrand, 1998. Birds of the Indian Ocean Islands. Struik, Cape Town.

espèces (en rouge), et sous-espèces (en bleu) uniques pour les Comores

12. Table de matières

Remerciement.....	ii
Résumé	iv
Abstract.....	v
Sommaire.....	vii
1. Introduction générale.....	1
2. Classification hiérarchique et santé biogéographique des zones boisées d'altitudes d'Anjouan.....	5
Résumé	5
Abstract.....	5
2.1. Introduction	7
2.2. Méthodes	9
2.2.1. Zone d'étude.....	9
2.2.2. Echantillonnage des données	10
2.2.3. Classification ascendante hiérarchique de l'habitat	11
2.2.4. Comparaison des groupes de classe de couverture forestières.....	12
2.2.5. Analyse de la composition de la communauté végétale.....	12
2.3. Résultats	13
2.3.1. Étude des variables explicatives.....	13
2.3.2. Classification hiérarchique des sites	7
2.3.2.1. Classe 1 : zones ouvertes	8
- a Classe 1a : plantation des zones ouvertes de haute altitude	8
- b Classe 1b : forêt sévèrement dégradée et sous plantée.....	8
- c Classe 1c : plantation des zones moins boisées.....	10
- d Classe 1d : forêt dégradée.....	10
2.3.2.2. Classe 2 : agroforêt dense de moyenne altitude	10
2.3.2.3. Classe 3 : forêt dense	10
2.3.3. Comparaison multiple des classes.....	11
2.3.4. Analyse de la composition et de la santé de la communauté végétale indigène	17

2.4. Discussion	19
2.4.1. Classification et composition des classes d'habitat.....	20
2.4.2. Mesure biogéographique de la santé des d'arbres indigènes	23
2.4.3. Limites et perspectives	23
2.5. Conclusion.....	24
3. Les oiseaux endémiques d'Anjouan, Comores : dépendance d'habitat et indicateur de forêt.....	25
Résumé	25
Abstract.....	25
3.1. Introduction	26
3.2. Méthodes	29
3.2.1. Zone d'étude.....	29
3.2.2. Données d'observation	29
3.2.3. Association espèce-habitat	31
3.2.4. Analyse des oiseaux indicateurs.....	31
3.3. Résultats	32
3.3.1. Présentation des données.....	32
3.3.2. Les oiseaux indicateurs de l'habitat et de l'altitude	34
3.3.2.1. Force d'association et corrélation des oiseaux endémiques avec l'habitat	34
3.3.2.2. Force d'association et corrélation des oiseaux endémiques avec l'altitude	36
3.3.2.3. Recouvrement et oiseaux indicateurs pour l'habitat et l'altitude	40
3.3.2.4. Les oiseaux indicateurs de l'habitat	43
3.3.2.5. Les oiseaux indicateurs de l'altitude	45
3.4. Discussion	48
3.4.1. Relation des oiseaux endémiques avec l'habitat et l'altitude.....	48
3.4.2. Les oiseaux indicateurs	49
3.4.3. Limites méthodologiques	51
3.5. Conclusion.....	51
4. Distribution et statut de conservation des oiseaux endémiques, du reptile <i>Phelsuma</i> <i>v-nigra anjouanensis</i> et de la roussette <i>Pteropus livingstonii</i>	53
Résumé	53

Abstract.....	54
4.1. Introduction	54
4.2. Méthodes	56
4.2.1. Données d'observation.....	56
4.2.2. Données de télédétection.....	56
4.2.3. Modélisation de la distribution de la richesse spécifique.....	57
4.2.4. Modélisation de la distribution des espèces	57
4.2.5. Evaluation du statut des oiseaux endémiques	58
4.2.6. Estimation de la population.....	59
4.2.7. Choix des oiseaux.....	60
4.3. Résultats	60
4.3.1. Distribution de la richesse des oiseaux endémiques	60
4.3.2. Modèles de distribution des espèces et influence relative des variables prédicateurs dans la performance du modèle.....	61
4.3.3. Distribution des oiseaux endémiques des Comores limités à l'île d'Anjouan	63
4.3.3.1. Modèle d'évaluation et importance des variables	64
- a Distribution d' <i>Accipiter francesiae pusillus</i>	66
- b Distribution de <i>Cinnyris comorensis</i>	68
- c Distribution de <i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	70
- d Distribution de <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	72
- e Distribution de <i>Nesillas longicaudata</i>	74
- f Distribution de <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	76
- g Distribution de <i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	78
- h Distribution de <i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	80
- i Distribution de <i>Columba polleni</i>	82
- j Distribution de <i>Coracopsis nigra sibilans</i>	84
4.3.4. Estimation de la zone d'habitat convenable des oiseaux endémiques	85
4.3.5. Estimation de la surface d'occupation des oiseaux endémiques et évaluation du statut écologique	87

4.3.6.	Estimation de la densité et calcul de l'effectif de la population des oiseaux en danger.....	91
4.3.7.	Population et distribution de l'habitat de <i>Pteropus livingstonii</i>	95
4.3.7.1.	Population de <i>Pteropus livingstonii</i>	95
4.3.7.2.	Les dortoirs de <i>Pteropus livingstonii</i>	95
4.3.7.3.	Modèle d'évaluation et importance de variables.....	96
4.3.7.4.	Distribution de l'habitat de <i>Pteropus livingstonii</i>	99
4.3.8.	Distribution des reptiles endémiques.....	100
4.3.8.1.	Modèle d'évaluation et importance de variables.....	100
4.3.9.	Distribution de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	101
4.3.10.	Estimation de la zone d'habitat convenable et de la surface d'occupation de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	103
4.4.	Discussion.....	104
4.4.1.	Distribution.....	104
4.4.2.	Population et oiseaux menacés.....	106
4.4.3.	Distribution de l'habitat des dortoirs et population de <i>Pteropus livingstonii</i>	106
4.4.4.	Distribution de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	107
4.4.5.	Limites méthodologiques.....	108
4.5.	Conclusion.....	108
5.	Zones importantes pour la conservation de la biodiversité.....	109
	Résumé.....	109
	Abstract.....	109
5.1.	Introduction.....	110
5.2.	Méthodes.....	110
5.2.1.	Données utilisées.....	110
5.2.2.	Détermination de la zone importante pour la conservation.....	111
5.3.	Résultats.....	111
5.2.3.	Zones importantes pour des oiseaux endémiques.....	111
5.2.4.	Zones importantes pour <i>Pteropus livingstonii</i>	112
5.2.5.	Zones importantes pour <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	113

5.2.1. Zones importantes pour la conservation de la biodiversité.....	114
5.4. Discussion	115
5.5. Conclusion.....	119
6. Discussion générale.....	120
7. Principales recommandations.....	121
8. Perspectives.....	125
9. Caractères innovants de la thèse.....	127
10. Conclusion générale	130
11. Annexes.....	131
Annexe 2. Coordonnées de la projection des variables supplémentaires dans l'Analyse en composante principale.....	133
Annexe 3. Illustration de la forêt dense et de la forêt dégradée.....	134
Annexe 4. Illustration des classes d'habitat de la plantation des zones moins boisées et l'agroforêt dense de moyenne altitude.....	135
Annexe 5. Forêt sévèrement dégradée et sous plantée et la plantation des zones ouvertes de haute altitude.....	136
Annexe 6. Illustration des oiseaux rencontrés des Comores rencontrés dans l'île d'Anjouan.....	138
12. Table de matières	139
13. Liste des figures	144
14. Liste des tableaux	147
15. Acronymes et abréviations	149
16. Références bibliographiques	151

13. Liste des figures

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude (île d'Anjouan), archipel des Comores.	9
Figure 2 : Corrélation des variables pour l'ACP (a) et Plan factoriel de la classification des couvertures végétales des sites. (b) projection des variables dans le plan factoriel de l'analyse en composante principale.	7
Figure 3 : Classification ascendante hiérarchique de l'habitat.	7
Figure 4 : Comparaison des classes d'habitat par les variables.	13
Figure 5 : Variation de la moyenne du nombre des espèces d'arbres dans l'altitude.	17
Figure 6 : Matrice de température (a) et d'incidence (b) des présences et absences des espèces végétales dans les sites.	18
Figure 7 : Illustration de la réalité sur la cause de la déforestation à Anjouan (source : Douulton et al., 2016).	22
Figure 8 : Observation des oiseaux pendant la saison humide et la saison sèche dans les différentes classes d'habitat.	33
Figure 9 : Force d'association espèce-habitat dans la saison humide et dans la saison sèche.	34
Figure 10 : Coefficient de corrélation espèce-habitat pendant la saison humide et pendant la saison sèche.	35
Figure 11 : Force d'association espèce-altitude en saison humide et en saison sèche.	36
Figure 12 : Coefficient de corrélation espèce-altitude en saison humide et en saison sèche. ...	37
Figure 13 : Couverture des oiseaux indicateurs pour l'habitat.	41
Figure 14. Couverture des oiseaux indicateurs pour l'habitat.	42
Figure 15 : Évaluation du modèle de prédiction de la distribution de la richesse des oiseaux endémiques.	62
Figure 16 : Modélisation de la distribution du nombre moyen de la richesse spécifique des oiseaux endémiques à Anjouan.	63
Figure 17 : Prédiction d' <i>Accipiter francesiae pusillus</i>	66
Figure 18 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence d' <i>Accipiter francesiae pusillus</i>	67
Figure 19 : Projection de <i>Cinnyris comorensis</i>	68
Figure 20 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Cinnyris comorensis</i>	69
Figure 21: Projection de <i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	70

Figure 22. Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Foudia eminentissima anjouanensis</i>	71
Figure 23 : Projection de <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	72
Figure 24 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Leptosomus discolor intermedius</i>	73
Figure 25 : Projection de <i>Nesillas longicaudata</i>	74
Figure 26 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Nesillas longicaudata</i>	75
Figure 27 : Projection de <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	76
Figure 28 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Terpsiphone mutata vulpina</i>	77
Figure 29 : Projection de <i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	78
Figure 30 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Turdus bewsheri bewsheri</i>	79
Figure 31 : Projection de <i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	80
Figure 32 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i>	81
Figure 33 : Projection de <i>Columba polleni</i>	82
Figure 34 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Columba polleni</i>	83
Figure 35 : Projection de <i>Coracopsis nigra sibilans</i>	84
Figure 36 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Coracopsis nigra sibilans</i>	85
Figure 37. Projection de l'aire de présence (vert) et absence (gris) des oiseaux endémiques sur une maille de 2 x 2 km ² pour le calcul de la zone d'occupation (AOO).	89
Figure 38 : Fonction de probabilité pour <i>Cinnyris comorensis</i> , <i>Foudia eminentissima anjouanensis</i> , <i>Leptosomus discolor intermedius</i> et <i>Nesillas longicaudata</i>	93
Figure 39 : Fonction de probabilité pour <i>Terpsiphone mutata vulpina</i> , <i>Turdus bewsheri bewsheri</i> , <i>Zosterops maderaspatana anjouanensis</i> et <i>Coracopsis nigra sibilans</i>	94
Figure 40 : Description physique des dortoirs de <i>Pteropus livingstonii</i>	96
Figure 41 : Influence de l'altitude, de l'indice végétal et de la bande spectrale B5 dans la probabilité d'occurrence de <i>Pteropus livingstonii</i>	98
Figure 42 : (a) Distribution de la probabilité d'occurrence l'habitat des dortoirs et (b) répartition de l'habitat convenable pour de <i>Pteropus livingstonii</i>	99
Figure 43 : Projection de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	101

Figure 44 : Influence de l'altitude et de l'indice végétal dans la probabilité d'occurrence de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	102
Figure 45 : Projection de l'aire de présence (vert) et absence (gris) de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i> sur une maille de 2 x 2 km ² pour le calcul de la zone d'occupation (AOO)....	103
Figure 46 : Modèle altimétrique de la distribution de la richesse spécifique moyenne des oiseaux endémiques rencontrés à Anjouan.....	104
Figure 47 : Distribution de la zone importante pour la conservation des oiseaux endémiques et menacés.	112
Figure 48 : Distribution de la zone importante pour la conservation des dortoirs et de <i>Pteropus livingstonii</i>	113
Figure 49 : Distribution de la zone importante pour la conservation de <i>Phelsuma v-nigra anjouanensis</i>	114
Figure 50 : Zones importantes pour la conservation.	115
Figure 51 : Modèle altimétrique de la distribution des zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique d'Anjouan.....	116
Figure 52. Modèle altimétrique de la distribution des zones importantes pour la conservation de la biodiversité endémique d'Anjouan dans la végétation.....	117
Figure 53. Evolution de la forêt et des zones d'habitation entre 1995 et 2014 (Boussougou et al., 2015).....	118
Figure 54. Repartition des dortoirs de <i>Pteropus livingstonii</i>	119

14. Liste des tableaux

Tableau 1. Liste et statut des espèces d'arbres recensés dans les quadrats.....	13
Tableau 2. Présentation des minimums, maximums et moyennes des variables utilisées pour la classification de la couverture végétale.	14
Tableau 3. Valeur propre et pourcentage d'inertie des composantes individuelles.....	15
Tableau 4. Corrélation et contribution des variables individuelles à la formation des axes de l'analyse en composante principale.	15
Tableau 5. Tableau comparatif des moyens des variables pour la composition des six classes d'habitat. Dans chaque cellule, on a présenté, dans la première ligne, la moyenne dans la catégorie suivie de l'écart type et, dans la deuxième ligne, les valeurs minimales et maximales. Les arbres sont comptés dans des quadrats de 50m ²	9
Tableau 6. Tableau de comparaisons multiples des classes pour le pourcentage d'agriculture.....	11
Tableau 7. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres.	12
Tableau 8. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la diversité des arbres.	14
Tableau 9. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres natifs.....	15
Tableau 10. Tableau de comparaisons multiples des classes pour la densité des arbres non-natifs.	16
Tableau 11. Liste des oiseaux étudiés. eA : sous-espèce endémique d'Anjouan ; EA : espèce endémique d'Anjouan ; eC : sous-espèce endémique des Comores ; EC : espèce endémique des Comores.....	30
Tableau 12. Les classes d'habitats utilisées.....	30
Tableau 13. Distribution des fréquences des oiseaux endémiques dans les couvertures forestières pendant les deux saisons de l'année. i : fréquence inférieure à l'aléatoire ; s : fréquence supérieure à l'aléatoire.	38
Tableau 14. Distribution des fréquences des oiseaux endémiques dans les strates altitudinales pendant les deux saisons de l'année. i : fréquence inférieure à l'aléatoire ; s : fréquence supérieure à l'aléatoire.	39

Tableau 15. Résultats de l'analyse des espèces indicateurs de l'habitat. Nous avons présenté les valeurs de chaque espèce ayant été au moins significative à une des deux saisons dans un habitat ou à une combinaison d'habitat.....	44
Tableau 16. Résultats de l'analyse des oiseaux indicateurs de l'altitude. Nous avons présenté les valeurs des espèces ayant été au moins significatives à une des deux saisons dans l'altitude ou à une combinaison des classes d'altitude.	46
Tableau 17. Résultats de l'analyse des oiseaux indicateurs de l'altitude. Nous avons présenté les valeurs des espèces ayant été au moins significatives à une des deux saisons dans l'altitude ou à une combinaison des classes d'altitude.	47
Tableau 18. Description statistique des 6 variables prédictives.	57
Tableau 19. Les oiseaux endémiques utilisés pour modéliser la distribution de la richesse spécifique.	61
Tableau 20. Influence des variables du modèle ajusté et simplifié de la distribution de la richesse spécifique des oiseaux endémiques.....	62
Tableau 21. Nombre de sites de présence pour les espèces d'oiseaux endémiques.	64
Tableau 22. Résultats d'évaluation des modèles retenus avec la méthode ROC (« receiver operating characteristic »). La sensibilité explique le taux des vraies présences, la spécificité explique le taux des vraies absences prédites dans le modèle.	64
Tableau 23. Importance des variables. Presentation de la moyenne des deux meilleurs exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés $ROC > 0,7$	65
Tableau 24. Superficie et paramètre de position de l'habitat convenable pour les oiseaux endémiques.	86
Tableau 25. Superficie et paramètre de position de la zone de présence/absence pour les oiseaux endémiques.....	87
Tableau 26. Répartition de la surface de présence/absence (km ²) dans l'altitude pour les oiseaux endémiques.....	88
Tableau 27. Evaluation des oiseaux endémiques. EOO = Zone d'occurrence ; AOO = Zone d'occupation ; (a) = sévèrement dégradée ou nombre de localités ; (b) = déclin continu ; (c) = fluctuation extrême ; (ii) = zone d'occupation ; (iii) = superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat.	90
Tableau 28 . Paramètre d'estimation des populations d'oiseaux endémiques des Comores limités à l'île d'Anjouan.....	92

Tableau 29. Importance des variables. On a présenté pour chaque variable la moyenne des deux meilleurs exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés (ROC > 0,7).....	97
Tableau 30. Observation des reptiles endémiques.....	100
Tableau 31. Importance des variables. On a présenté pour chaque variable la moyenne des deux meilleures exécutions (Run1 et Run2) des meilleurs modèles sélectionnés (ROC > 0,7).....	100

15. Liste des annexes

Annexe 1. Liste des oiseaux de l'archipel des Comores. Anj : Anjouan ; Gde : Grande-Comore ; May : Mayotte ; Moh : Mohéli ; Ngae : sous-espèces endémique ; E : espèce endémique ; N : non-endémique ; O : occasionnel.....	131
Annexe 2. Coordonnées de la projection des variables supplémentaires dans l'Analyse en composante principale.	133
Annexe 3. Illustration de la forêt dense et de la forêt dégradée.	134
Annexe 4. Illustration des classes d'habitat de la plantation des zones moins boisées et l'agroforêt dense de moyenne altitude.....	135
Annexe 5. Forêt sévèrement dégradée et sous plantée et la plantation des zones ouvertes de haute altitude.....	136
Annexe 6. Illustration des oiseaux rencontrés des Comores rencontrés dans l'île d'Anjouan....	138

16. Acronymes et abréviations

ACP ou PCA	Analyse en composante principale
AIC	Critère d'information d'Akaike
AOO	Zone d'occupation
AUC	Aire sous la courbe ROC
BRT	Boosted regression tree (Arbre de régression renforcée)
CAH ou HCA	Classification Ascendante Hiérarchique
CEPF	Critical Ecosystem Partnership Fund
Cos	Cosinus

CV	Coefficient de variation
dbh	Diameter Breast Height (Diamètre à hauteur de poitrine)
DEM	Modèle numérique d'élévation
Dim	Dimension
EEE	Espèces Exotiques Envahissantes
EOO	Zone d'occurrence
ESA	Agence Spatiale Européenne
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FFOM	Force Faiblesse Opportunité Menace
GEF	Fonds pour l'Environnement Mondial
DGEF	Direction Générale de l'Environnement et des Forêts
GIS ou SIG	Système d'Information Géographique
H₀	Hypothèse nulle
H₁	Hypothèse alternative
HCPC ou CHCP	Classification Hiérarchique sur Composantes Principales
INDVAL	Indice de valeur indicatrice
km	kilomètre
m	mètre
m²	Mètre carré
MRAC	Musée Royal de l'Afrique Centrale
NDVI	Indice de végétation normalisé
ONG	Organisation non gouvernementale
P	Probabilité
PSE	Payement des services écosystémiques
SMART	Spécifique Mesurable Acceptable Réaliste Temporairement
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UTM	Transverse Universelle de Mercator
PNUD	Programme de Nation unies pour le développement
X²	khi-deux ou khi carré

17. Références bibliographiques

- ABU BAKER, M. and PATTERSON, B.D. (2011) Patterns in the local assembly of Egyptian rodent faunas: Co-occurrence and nestedness. *Journal of Arid Environments*, 75(1), pp. 14–19.
- AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J., CARVALHEIRO, L.G., POLCE, C., LOON, E.E. VAN, RAES, N., REEMER, M. and BIESMEIJER, J.C. (2013) Fit-for-purpose: Species distribution model performance depends on evaluation criteria – Dutch hoverflies as a case study. *PLOS ONE*, 8(5), p. e63708.
- ALI, M.Y.M., AHMED, M.A.M. and MSAIDIE, M.K. (2007) *Plan national de mise en oeuvre de la convention de Stockholm*. Union des Comores: Ministère de l’Agriculture, de la Pêche, et de l’Environnement.
- ALLOUCHE, O., KALYUZHNY, M., MORENO-RUEDA, G., PIZARRO, M. and KADMON, R. (2012) Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43), pp. 17495–17500.
- AMELAÏD, H. (2012) *PROGRAMME DE SUIVI DES LIVINGSTONNES AUX COMORES*. Unions des Comores.
- AMÉLAÏD, H., PASCAL, F., KATHLEEN, G., DANIEL, M.S., ISHAKA, S., JOELISOA, R. and STEEVES, B. (en cours de publication) Classification hiérarchique des zones boisées d’altitudes d’Anjouan. *VertigO - la revue électronique en sciences de l’environnement*.
- ANASSE, F. (2012) *Status of birds and their habitats in the marine and coastal environment of the Comoros*. Ministère de l’agriculture de la pêche et de l’environnement, Moroni: BirdLife International.
- ANLLAOUDDINE, A.H., FARID, A., BRANTHOMME, A. and KHEMAÏES, S. (2011) *Inventaire forestier national de l’Union des Comores*. Moroni: FAO.
- ARAU’ JO, M.B. and NEW, M. (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1), pp. 42–47.
- ATMAR, W. and PATTERSON, B.D. (1993) The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, 96(3), pp. 373–382.
- AUGROS, S., SCHERZ, M., WANG-CLAYPOOL, C., MONTFORT, L., GLAW, F. and HAWLITSCHKE, O. (2018) Comparative perch heights and habitat plant usage of day geckos (*Phelsuma*) in the Comoros archipelago (Squamata: Gekkonidae). *Salamandra*, 54(1), pp. 71–74.
- AUSTIN, K.G., GONZÁLEZ-ROGLICH, M., SCHAFFER-SMITH, D., SCHWANTES, A.M. and SWENSON, J.J. (2017) Trends in size of tropical deforestation events signal increasing dominance of industrial-scale drivers. *Environmental Research Letters*, 12(5), p. 054009.

- BAILLIE, J., HILTON-TAYLOR, C. and STUART, S.N. (eds.) (2004) *2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.: Iucn.
- BARNAGAUD, J.-Y., DEVICTOR, V., JIGUET, F., BARBET-MASSIN, M., LE VIOL, I., ARCHAUX, F. and SALAMIN, N. (2012) Relating habitat and climatic niches in birds. *PLoS ONE*, 7(3), p. e32819.
- BARNEA, A., YOM-TOV, Y. and FRIEDMAN, J. (1992) Effet des oiseaux frugivores sur la dispersion et la germination des graines. *Acta GEologica*, 13(2), pp. 209–219.
- BARNOSKY, A.D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G.O.U., SWARTZ, B., QUENTAL, T.B., MARSHALL, C., MCGUIRE, J.L., LINDSEY, E.L., MAGUIRE, K.C., MERSEY, B. and FERRER, E.A. (2011) Has the earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), pp. 51–57.
- BARRANTES, G. and PEREIRA, A. (2002) Seed dissemination by frugivorous birds from forest fragments to adjacent pastures on the western slope of Volcán Barva, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 50(2), pp. 569–575.
- BELLARD, C. (2014) *Effets des changements climatiques sur la biodiversité*. PhD Thesis. Université Paris Sud-Paris XI.
- BENSON, C.W. (1960) Birds of the Comoro islands: results of the British Ornithologists' Union Centenary Expedition 1958. *Ibis*, 103B, pp. 5–106.
- BÖHM, M., COLLEN, B., BAILLIE, J.E.M., BOWLES, P., ZUG, G., et al. (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157, pp. 372–385.
- BOUSSOUGOU, G.B., BROU, Y.T. and MOHAMED, I. (2015) Changements de la couverture forestière dans l'île d'Anjouan entre 1995 et 2014. In: *Spatial analysis and geomatics conference, SAGEO 2015*. Hammamet, Tunisia, pp. 194–207.
- BRIGGS, J.C. (2017) Emergence of a sixth mass extinction? *Biological Journal of the Linnean Society*, 122(2), pp. 243–248.
- BROCHIER, B., VANGELUWE, D. and VAN DEN BERG, T. (2010) Alien invasive birds. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, 29, pp. 217–25.
- BUTCHART, S.H.M., STATTERSFIELD, A.J. and COLLAR, N.J. (2006) How many bird extinctions have we prevented? *Oryx*, 40(3), pp. 266–278.
- CALOZ, R. and COLLET, C. (2001) *Précis de télédétection-: Traitements numériques d'images de télédétection*. Sainte-Foy, Canada: Presses de l'Université du Québec et Agence universitaire de la Francophonie.
- CARRERO, G.C. and FEARNESIDE, P.M. (2011) Forest Clearing Dynamics and the Expansion of Landholdings in Apuí, a Deforestation Hotspot on Brazil's Transamazon Highway. *Ecology and Society*, 16(2), p. 26.
- CAVROIS, A., KIRCHNER, F., MONCORPS, S. and UNION MONDIALE POUR LA NATURE (2011) *Guide pratique pour la réalisation de listes rouges régionales des espèces menacées méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration*. Paris: Comité français pour l'UICN.

- CEBALLOS, G., EHRlich, P.R. and DIRZO, R. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30), pp. E6089–E6096.
- CEPF (2014) *Profil d'écosystème : Hotspot de Madagascar et des îles de l'océan indien*. Antananarivo, Madagascar: Critical Ecosystem Partnership Fund.
- CHANDLER, R.B. and KING, D.I. (2011) Habitat quality and habitat selection of golden-winged warblers in Costa Rica: An application of hierarchical models for open populations: Hierarchical models of population dynamics. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), pp. 1038–1047.
- CHARLES, H. and DUKES, J.S. (2007) Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In: NENTWIG, W. (ed.) *Biological Invasions*. Berlin, Heidelberg, pp. 217–237.
- CHARMOILLE, A. (2013) *Ebauche du fonctionnement hydrogéologique de l'île d'Anjouan (Comores)*. Mutsamudu-Anjouan: ONG AVSF, ONG Dahari.
- CHAWLA, A., RAJKUMAR, S., SINGH, K.N., LAL, B., SINGH, R.D. and THUKRAL, A.K. (2008) Plant species diversity along an altitudinal gradient of Bhabha Valley in western Himalaya. *Journal of Mountain Science*, 5(2), pp. 157–177.
- CHEKE, A.S. and HUME, J.P. (2008) *Lost land of the dodo: an ecological history of Mauritius, Réunion & Rodrigues*. New Haven: Yale University Press.
- CHEKE, A.S. and HUME, J.P. (2011) Lost land of the dodo: an ecological history of Mauritius, Réunion & Rodrigues. *Island studies Journal*, 6(1), pp. 87–110.
- CHIVIAN, E. and BERNSTEIN, A. (2008) *Sustaining life: How human health depends on biodiversity*. États-Unis: Oxford University Press.
- CLAVEL, J., POULET, N., PORCHER, E., BLANCHET, S., GRENOUILLET, G., PAVOINE, S., BITON, A., SEON-MASSIN, N., ARGILLIER, C., DAUFRESNE, M., TEILLAC-DESCHAMPS, P. and JULLIARD, R. (2013) A New Freshwater Biodiversity Indicator Based on Fish Community Assemblages. *PLoS ONE*, 8(11), p. 15.
- DANIEL, B.M., GREEN, K.E., DOULTON, H., SALIM, D.M., SAID, I., HUDSON, M., DAWSON, J.S., YOUNG, R.P. and HOUMADI, A. (2017) A bat on the brink? A range-wide survey of the Critically Endangered Livingstone's fruit bat *Pteropus livingstonii*—CORRIGENDUM. *Oryx*, 51(04), p. 753.
- DAVIES, R. (2006) *Guide des plantes ligneuses des Comores: Arbres, arbustes et lianes*. Moroni: Archives des services agricoles comoriens, Unions des Comores.
- DE CACERES, M. (2013) How to use the indicpecies package (ver. 1.7. 1). *R Proj*, 29, [Online] Available from: <http://cran.um.ac.ir/web/packages/indicpecies/vignettes/indicpeciesTutorial.pdf> [Accessed 03/04/2016].
- DE CÁCERES, M., JANSEN, F. and DE CACERES, M.M. (2015) Relationship Between Species and Groups of Sites. *R package 'indicpecies'*, 1(4), [Online] Available from: <ftp://r-project.org/pub/R/web/packages/indicpecies/indicpecies.pdf> [Accessed 03/04/2016].

- DE CÁCERES, M. and LEGENDRE, P. (2009) Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), pp. 3566–3574.
- DE CÁCERES, M., LEGENDRE, P., WISER, S.K. and BROTONS, L. (2012) Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), pp. 973–982.
- DGEF COMORES (2017) *Stratégie d'expansion du système national des aires protégées aux Comores, 2017 - 2021*. Projet PNUD/ GEF : Système national des aires protégées aux Comores.: Vice-Présidence en charge du Ministère de l'agriculture, de la pêche, de l'environnement, de l'aménagement du territoire et de l'urbanisme, Direction générale de l'environnement et des forêts.
- DIRECTION GENERALE DE L'ENVIRONNEMENT (2000) *Stratégie nationale et plan d'action pour la conservation de la diversité biologique en RFI des Comores*. Repubilque fédérale islamique des Comores: Ministère de la production et de l'environnement.
- DOULTON, H., MOHAMED, M., SHEPHERD, G., MOHAMED, S. and ALI, B. (2016) La concurrence d'usage des terres dans un petit état insulaire en développement : Utiliser une approche paysage pour engendrer des résultats durables aux Comores. In: *XIV Congrès mondial forestier*. Durban, Afrique du Sud: Revue internationale des forêts et des industries forestières, pp. 31–38.
- DUFRENE, M. and LEGENDRE, P. (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), pp. 345–366.
- DULLINGER, S., ESSL, F., RABITSCH, W., ERB, K.-H., GINGRICH, S., HABERL, H., HÜLBER, K., JAROŠÍK, V., KRAUSMANN, F., KÜHN, I., PERGL, J., PYŠEK, P. and HULME, P.E. (2013) Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(18), pp. 7342–7347.
- DUNCAN, R., BLACKBURN, T. and SOL, D. (2003) The Ecology of bird introductions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34(1), pp. 71–98.
- DUNCAN, R.P. and BLACKBURN, T.M. (2004) Extinction and endemism in the New Zealand avifauna. *Global Ecology and Biogeography*, 13(6), pp. 509–517.
- DUPUIS, V., DECEUNINCK, B., JIGUET, F. and ISSA, N. (2014) Évolution des oiseaux nicheurs de France métropolitaine, indicateurs de biodiversité. *Ornithos*, 21(3), pp. 121–131.
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R. and HASTIE, T. (2008) A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), pp. 802–813.
- FAO (2016) *Situation des forêts du monde. Forêts et agriculture: défis et possibilités concernant l'utilisation des terres*. Rome: FAO.
- FERNANDEZ-CHACON, A., STEFANESCU, C., GENOVART, M., NICHOLS, J.D., HINES, J.E., PARAMO, F., TURCO, M., ORO, D. and CHILDS, D. (2014) Determinants of extinction-colonization dynamics in Mediterranean butterflies: The role of landscape, climate and local habitat features. *Journal of Animal Ecology*, 83(1), pp. 276–285.
- FISCHER, A., BLASCHKE, M. and BÄSSLER, C. (2011) Altitudinal gradients in biodiversity research: the state of the art and future perspectives under climate change aspects. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 11, pp. 35–47.

- FRENKEN, K. (2005) *L'irrigation en Afrique en chiffres: Enquête Aquastat*. Comores: FAO.
- GARDNER, C.J., NICOLL, M.E., BIRKINSHAW, C., HARRIS, A., LEWIS, R.E., RAKOTOMALALA, D. and RATSIFANDRIHAMANANA, A.N. (2018) The rapid expansion of Madagascar's protected area system. *Biological Conservation*, 220, pp. 29–36.
- GASC, A., DURYEY, M.C., COX, R.M., KERN, A. and CALSBEEK, R. (2010) Invasive Predators Deplete Genetic Diversity of Island Lizards. *PLOS ONE*, 5(8), p. e12061.
- GAUDREAU, J., PEREZ, L. and LEGENDRE, P. (2015) Identification des variables expliquant la distribution spatiale d'oiseaux de la forêt boréale et modélisation de tendances futures : Une approche multivariée. *Cybergeo : European Journal of Geograph*, (722), [Online] Available from: <https://cybergeo.revues.org/26969> [Accessed 22/09/2015].
- GILL, F. and DONSKER, D. (2019) *Les oiseaux des Comores: IOC World Bird List (v4.3)*. [Online] oiseaux.net. Available from : <http://www.oiseaux.net/oiseaux/comores.html> [Accessed 03/03/16].
- GIRAUT, F., GUYOT, S. and HOUSSAY-HOLZSCHUCH, M. (2004) Les aires protégées dans les recompositionsterritoriales africaines. *L'Information géographique*, (4), pp. 340–368.
- GOODMAN, S.M., ANBDU, Y., ANDRIAMIARANTSOA, Y., FISHER, B.L., GRIFFITHS, O., KEITT, B. and JACQUES, J. (2017) Results of a biological inventory of the Nosy Ankaos island group, Parc National de Loky-Manambato, northeastern Madagascar. *Malagasy Nature*, 11, pp. 1–59.
- GRANEK, E. (2002) Conservation of *Pteropus livingstonii* based on roost site habitat characteristics on Anjouan and Mohéli, Comoros Islands. *Biological Conservation*, 108(1), pp. 93–100.
- GREEN, K.E., DANIEL, B.M., LLOYD, S.P., SAID, I., HOUMADI, A., SALIM, D.M., M'MADI, S., DOULTON, H. and YOUNG, R.P. (2015) Out of the darkness: The first comprehensive survey of the Critically Endangered Anjouan Scops Owl *Otus capnodes*. *Bird Conservation International*, 25(3), pp. 322–334.
- GRYTNES, J.A. and VETAAS, O.R. (2002) Species richness and altitude: A comparison between null models and interpolated plant species richness along the Himalayan altitudinal gradient, Nepal. *The American Naturalist*, 159(3), pp. 294–304.
- GUYOT, C., ARLETTAZ, R., KORNER, P. and JACOT, A. (2017) *Temporal and Spatial Scales Matter: Circannual Habitat Selection by Bird Communities in Vineyards*. *PLoS ONE* 12(2): e0170176. doi:10.1371/journal.pone.0170176.
- HAWLITSCHKE, O. (2013) *Speciation and species delimitation in insular and continental systems*. PhD Thesis. Ludwig-Maximilians-Universität-Munich, Germany.
- HAWLITSCHKE, O., BRÜCKMANN, B., BERGER, J., GREEN, K. and GLAW, F. (2011) Integrating field surveys and remote sensing data to study distribution, habitat use and conservation status of the herpetofauna of the Comoro Islands. *ZooKeys*, (144), pp. 21–78.
- HERREMANS, M., LOUETTE, M. and STEVENS, J. (2001) Biology of Frances's Sparrowhawk, *Accipiter francesiae*, on the Comoro islands. *Ostrich: Journal of African Ornithology*, 72(1–2), pp. 1–9.

- HERREMANS, M., LOUETTE, M., STEVENS, J. and MEIRTE, D. (2011) Record breeding densities of Frances's Sparrowhawk *Accipiter francesiae*, and effects on bird communities in the Comoros. *Phelsuma*, 19, pp. 1–26.
- HOFFMANN, M., HILTON-TAYLOR, C., ANGULO, A., BÖHM, M., STUART, S.N., et al. (2010) The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science*, 330(6010), pp. 1503–1509.
- HORTAL, J., CARRASCAL, L.M., TRIANTIS, K.A., THÉBAULT, E., MEIRI, S. and SFENTHOURAKIS, S. (2013) Species richness can decrease with altitude but not with habitat diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(24), pp. E2149–E2150.
- HUME, J. and MIDDLETON, G. (2011) A preliminary vertebrate palaeontological cave survey of the Comoros Islands. *Phelsuma*, 19, pp. 26–40.
- HUSSON, F., JOSSE, J. and PAGES, J. (2010) *Principal component methods-hierarchical clustering-partitional clustering: Why would we need to choose for visualizing data*. Applied Mathematics Department: Agrocampus.
- IBOUROI, M.T., CHEHA, A., ASTRUC, G., DHURHAM, S.A.O. and AURÉLIEN BESNARD, A. (2018) A habitat suitability analysis at multispatial scale of two sympatric flying fox species reveals the urgent need for conservation action. *Biodiversity Conservation*, 27, pp. 2395–2423.
- IUCN (2012) Catégories et critères de la liste rouge de l'UICN: Version 3.1. Deuxième édition. *Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: UICN*.
- IUCN STANDARDS AND PETITIONS SUBCOMMITTEE (2013) *Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria*.
- JACQUEMYN, H., MICHENEAU, C., ROBERTS, D.L. and PAILLER, T. (2005) Elevational gradients of species diversity, breeding system and floral traits of orchid species on Reunion Island. *Journal of Biogeography*, 32(10), pp. 1751–1761.
- KAISER, L. (2015) *Nestedness and null models in ecology*. Albert-Ludwigs-University Freiburg: Bachelor thesis, Faculty of Environment & Natural Resources.
- KEENAN, R.J., REAMS, G.A., ACHARD, F., DE FREITAS, J.V., GRAINGER, A. and LINDQUIST, E. (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, pp. 9–20.
- KORKMAZ, H., YALÇIN, E., KUTBAY, H.G. and YILDIRIM, C. (2016) The influence of environmental factors on the distribution and composition of plant communities in Kizilirmak Valley- Black Sea region, Turkey. *Revue d'Écologie*, 71(1), pp. 21–34.
- KOSMAS, C., KAIRIS, C., KARAVITIS, C. and PRAT, C. (2014) Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: Methodological approach. *Environmental Management*, 54(5), pp. 951–970.
- KRAUSS, J., BOMMARCO, R., GUARDIOLA, M., HEIKKINEN, R.K., HELM, A., KUUSSAARI, M., LINDBORG, R., ÖCKINGER, E., PÄRTEL, M., PINO, J., PÖYRY, J., RAATIKAINEN, K.M., SANG, A., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M. and STEFFAN-DEWENTER, I. (2010)

- Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13(5), pp. 597–605.
- LÊ, S., JOSSE, J. and HUSSON, F. (2008) FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), pp. 1–18.
- LEWIS, E., MACSHARRY, B., JUFFE-BIGNOLI, D., HARRIS, N., BURROWS, G., KINGSTON, N. and BURGESS, N.D. (2017) Dynamics in the global protected-area estate since 2004. *Conservation Biology*, [Online] Available from: doi.org/10.1111/cobi.13056 [Accessed 30/03/2019].
- LIENARD, S. and CLERGEAU, P. (2011) Trame Verte et Bleue: Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité. *Cybergeo: European Journal of Geography*, [Online] Available from: doi.org/10.4000/cybergeo.23494 [Accessed 20/07/2018].
- DE LIMA, R.F., DALLIMER, M., ATKINSON, P.W., BARLOW, J. and CUMMING, G. (2013) Biodiversity and land-use change: understanding the complex responses of an endemic-rich bird assemblage. *Diversity and Distributions*, 19(4), pp. 411–422.
- LLOYD, S.P. (2010) *Habitat suitability modelling for the Anjouan Scops Owl, a cryptic unstudied species*. PhD Thesis. Department of Life Sciences, Silwood Park, Imperial College London.
- LOUETTE, M. (1996) Biogéographie, origine et évolution des oiseaux aux Comores. In: LOURENÇO, W.R. (ed.) *Symposium Biogéographie de Madagascar*. Paris: (ORSTOM), pp. 337–348.
- LOUETTE, M. (2004) Oiseaux. In: LOUETTE, M., MEIRTE, D. and JOCQUE, R. (eds.) *La faune terrestre de l'archipel des Comores*. Studies in Afrotropical Zoology (MRAC, Tervuren). 293, pp. 89–196.
- LOUETTE, M., ABDEREMANE, H., YAHAYA, I. and D., MEIRTE (2008) *Atlas des oiseaux nicheurs de la Grande Comore, de Mohéli et d'Anjouan*. CAEL, G., DOULTON, H., MARSH, C., MEGANCK, B. and D., MONTICELLI (eds.). Tervuren: Musée royal de l'Afrique centrale.
- LOUETTE, M., NERI, F. and STEVENS, J. (1993) Distribution et abondance des oiseaux forestiers de Mayotte (Océan Indien). *L'Oiseau et la revue française d'ornitologie*, 63(2), pp. 115–126.
- LOUETTE, M. and STEVENS, J. (1992) Conserving the endemic birds on the Comoro Islands, I: general considerations on survival prospects. *Bird Conservation International*, 2(01), pp. 61–80.
- MACDICKEN, K., JONSSON, Ö., PIÑA, L., MAULO, S. and D'ANNUNZIO, R. (2016) *Évaluation des ressources forestières mondiales 2015: Comment les forêts de la planète changent-elles?* Rome: FAO.
- MACIEJEWSKI, L., LEPAREUR, F., VIRY, D., BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R. and TOUROULT, J. (2016) Habitat conservation status: Proposals of definitions and concepts for its assessment at a Natura 2000 site level. *Revue d'Écologie*, 71(1), pp. 3–20.

- MAGESKI, M., VARELA, S. and JOSEPH ROPER, J. (2018) Consequences of dispersal limitation and habitat fragmentation for the Brazilian heart-tongued frogs (*Phyllodytes* spp.). *Austral ecology*, 43(5), pp. 547–557.
- MANDL, I., HOUMADI, A., SAID, I., ABDOU, B.B.A., EGGER-PEITLER, K., DOULTON, H. and CHAIHANE, S.S.A. (2020) GPS tracking provides critical insights into ecology of Livingstone’s flying foxes to inform conservation strategies. *Oryx*, p. 12.
- MANSOURIAN, S., BELOKUROV, A. and STEPHENSON, P. (2009) Rôle des aires protégées forestières dans l’adaptation aux changements climatiques. *Unasylva*, 60, pp. 231–232.
- MARSH, C.J., LEWIS, O.T., SAID, I. and EWERS, R.M. (2010) Community-level diversity modelling of birds and butterflies on Anjouan, Comoro Islands. *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1364–1374.
- MEIRTE, D. (2004) Reptiles. In: MEIRTE, D., LOUETTE, M. and JOCQUE, R. (eds.) *La faune terrestre de l’archipel des Comores*. Studies in Afrotropical Zoology (MRAC, Tervuren). 293, pp. 201–220.
- MENDIBURU, F. DE (2017) *Agricolae tutorial (Version 1.2-6)*. Peru: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- MILOUD, CHIKR EL-MEZOUAR, FATIHA, M., TALEB, N. and KPALMA, K. (2015) Une méthode de fusion d’images multi-spectrales et panchromatiques, basée IHS, efficace par considération de la réponse spectrale du capteur worldview-2. In: Colloque internationale TELECOM’2015 & 9 ème JFMMA. Meknès- Maroc, p. 5.
- MINISTERE DU PLAN DE L’AMENAGEMENT DU TERRITOIRE, DE L’ENERGIE ET DE L’URBANISME (2005) *Principaux résultats du recensement général de la population et l’habitat du 15 septembre 2003*. Moroni: Union des Comores.
- MITTERMEIER, R.A., TURNER, W.R., LARSEN, F.W., BROOKS, T.M. and GASCON, C. (2011) Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In: ZACHOS, F.E. and HABEL, J.C. (eds.) *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 3–22.
- MOUKRIM, S., LAHSSINI, S., MHARZI ALAOUI, H., RIFAI, N., ARAHOU, M. and RHAZI, L. (2018) Modeling the spatial distribution of endemic species for their conservation: Case of *Argania spinosa* (L.) Skeels. *Revue d’Ecologie*, 73(2), pp. 135–166.
- MUNGER, J.L., LAROCQUE, M., FERLATTE, M. and PELLERIN, S. (2014) Espèces végétales indicatrices des échanges d’eau entre tourbière et aquifère. *Le Naturaliste canadien*, 138(1), pp. 4–12.
- NELSON-TUNLEY, M., MORGAN-RICHARDS, M. and TREWICK, S.A. (2016) Genetic diversity and gene flow in a rare New Zealand skink despite fragmented habitat in a volcanic landscape. *Biological Journal of the Linnean Society*, 119(1), pp. 37–51.
- NEUFELD, D. (1998) Nest site use and changes in habitat of the Seychelles Black Paradise Flycatcher. *Biological Conservation*, 84(1), pp. 103–105.
- OBYDENKOVA, A., NAZAROV, Z. and SALAHODJAEV, R. (2016) The process of deforestation in weak democracies and the role of Intelligence. *Environmental Research*, 148, pp. 484–490.

- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. and WAGNER, H. (2018) Package 'vegan'. *Community ecology package, version, 2(9)*, pp. 1–292.
- ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE (2010) *Évaluation des ressources forestières mondiales 2010: rapport principal*. Rome: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.
- PHILLIPS, S.J., ANDERSON, R.P. and SCHAPIRE, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), pp. 231–259.
- PIMM, S.L., JENKINS, C.N., ABELL, R., BROOKS, T.M., GITTLEMAN, J.L., JOPPA, L.N., RAVEN, P.H., ROBERTS, C.M. and SEXTON, J.O. (2014) The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), [Online] Available from: doi.org/10.1126/science.1246752 [Accessed 05/05/2019].
- PIMM, S.L. and RAVEN, P.H. (2017) The fate of the world's plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(5), pp. 317–320.
- R CORE TEAM (2017a) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing.
- R CORE TEAM (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R foundation for statistical computing.
- R CORE TEAM (2017b) *R: A language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RAKOTOMALALA, J.E., PROCTOR, S., RAKOTONDRAVONY, D., RAKOTONDRAPARANY, F., RAHARISON, J.-L. and IRWIN, M.T. (2017) Influence des caractéristiques forestières et des perturbations anthropogéniques sur la distribution des lémuriers de la forêt classée. *Malagasy Nature*, 12, pp. 16–31.
- RANAIVONASY, J., RATSIRARSON, J. and RASAMIMANANA, N. (2016) Dynamique de la couverture forestière dans la Réserve Spéciale de Bezà Mahafaly et ses environs. *Malagasy Nature*, 10, pp. 15–24.
- RANDS, M.R.W., ADAMS, W.M., BENNUN, L., BUTCHART, S.H.M., CLEMENTS, A., COOMES, D., ENTWISTLE, A., HODGE, I., KAPOS, V., SCHARLEMANN, J.P.W., SUTHERLAND, W.J. and VIRA, B. (2010) Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science*, 329(5997), pp. 1298–1303.
- RATSISOMPATRARIVO, J.-S. and RASOAMAMPIANINA, V.A. (2016) Conservation de la Biodiversité et Réduction de la Pauvreté à Madagascar. *Network of Conservation Educators and Practitioners, Center for Biodiversity and Conservation, American Museum of Natural History*, 6, pp. 30–61.
- REASER, J.K., MEYERSON, L.A., CRONK, Q., POORTER, M.D., ELDRIGE, L.G., GREEN, E., KAIRO, M., LATASI, P., MACK, R.N., MAUREMOOTOO, J., O'DOWD, D., ORAPA, W., SASTROUTOMO, S., SAUNDERS, A., SHINE, C., THRAINSSON, S. and VAIUTU, L. (2007) Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34(2), pp. 98–111.

- RÉVILLION, C., ATTOUMANE, A. and HERBRETEAU, V. (2017) A free high resolution land cover on the small Indian Ocean islands, an example of its use with the study of vector-borne diseases. In: *37th International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE-37)*. Tshwane, South Africa: hal-01575969, p. 2.
- RIDGEWAY, G. (1999) The state of boosting. *Computing Science and statistics*, 31, pp. 172–181.
- RIFAI, N., KHATTABI, A., MOUKRIM, S., ARAHOU, M. and RHAZI, L. (2018) Assessment of land cover dynamics in the Tahaddart Ramsar wetland (North-western Morocco). *Révue d'Ecologie*, 73(2), pp. 142–152.
- RÖDDER, D., HAWLITSCHK, O. and GLAW, F. (2010) Environmental niche plasticity of the endemic gecko *Phelsuma parkeri* Loveridge 1941 from Pemba Island, Tanzania: A case study of extinction risk on flat islands by climate change. *Tropical Zoology*, 23(1), pp. 35–49.
- ROWE, R.J. (2009) Environmental and geometric drivers of small mammal diversity along elevational gradients in Utah. *Ecography*, 32, pp. 411–422.
- SHIRLEY, S.M., YANG, Z., HUTCHINSON, R.A., ALEXANDER, J.D., MCGARIGAL, K., BETTS, M.G. and FRANKLIN, J. (2013) Species distribution modelling for the people: Unclassified landsat TM imagery predicts bird occurrence at fine resolutions. *Diversity and Distributions*, 19(7), pp. 855–866.
- SIBELET, N. (1995) *L'innovation en milieu paysan ou la capacité des acteurs locaux à innover en présence d'intervenants extérieurs: nouvelles pratiques de fertilisation et mise en bocage dans le Niumakélé (Anjouan Comores)*. Thèse de doctorat. Paris-Grignon: Institut national agronomique.
- SINGH, M., TOKOLA, T., HOU, Z. and NOTARNICOLA, C. (2017) Remote sensing-based landscape indicators for the evaluation of threatened-bird habitats in a tropical forest. *Ecology and Evolution*, 7(13), pp. 4552–4567.
- SIVARAMANAN, S. (2015) *Conservation and sustainable use of biodiversity through Inclusive Environmental planning*. Battaramulla, Sri Lanka: Central Environmental Authority.
- STEVENS, J., HERREMANS, M. and LOUETTE, M. (1992) Conserving the endemic birds on the Comoro Islands, II: population fluctuations on Ngazidja. *Bird Conservation International*, 2(01), pp. 81–91.
- STEVENS, J., LOUETTE, M., BIJNENS, L. and HERREMANS, M. (1995) Conserving the endemic birds on the Comoro Islands, III: bird diversity and habitat selection on Ngazidja. *Bird Conservation International*, 5(04), pp. 463–480.
- SZABO, J.K., KHWAJA, N., GARNETT, S.T. and BUTCHART, S.H.M. (2012) Global Patterns and Drivers of Avian Extinctions at the Species and Subspecies Level. *PLoS one*, 7(10), p. e47080.
- TAÏBI, A.N., BALLOUCHE, A., NOURDINE, M. and RAZAKAMANANA, T. (2014) Impacts de la déforestation sur la perturbation des régimes hydrologiques des fonds de vallées de deux bassins versants de l'île d'Anjouan aux Comores. Mythe ou réalité? In: *Les zones humides de Madagascar*. Antsirabe, Madagascar: hal-01108323.

- TASSIN, J., GERROIRE, G. and RIVIERE, J.-N. (2004) Gradient altitudinal de la richesse spécifique et de l'endémicité de la flore ligneuse indigène à l'île de La Réunion (archipel des Mascareignes). *Acta Botanica Gallica*, 151(2), pp. 181–196.
- TERSHEY, B.R., SHEN, K.-W., NEWTON, K.M., HOLMES, N.D. and CROLL, D.A. (2015) The Importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience*, 65(6), pp. 592–597.
- THIBAUT, J.-C., MARTIN, J.-L., PENLOUP, A. and MEYER, J.-Y. (2002) Understanding the decline and extinction of monarchs (Aves) in Polynesian Islands. *Biological Conservation*, 108(2), pp. 161–174.
- THOMPSON, JOHN.D. and RONCE, O. (2010) *Fragmentation des habitats et dynamique de la biodiversité [Blog post]*. [Online] R6: La fragmentation des habitats. Available from : <https://www.sfecologie.org/regard/regards-6-thompson-ronce/> [Accessed 25/08/18].
- THUILLER, W., GEORGES, D. and ENGLER, R. (2015) *Biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling*. R package version 3.3-7. <https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.
- TRIPLET, P. (2009) Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone. *HAL*, (hal-00669157), p. 1251.
- ULRICH, W., ALMEIDA-NETO, M. and GOTELLI, N.J. (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118(1), pp. 3–17.
- VAISSIE, P., MONGE, A. and HUSSON, F. (2017) *Perform Factorial Analysis from 'FactoMineR' with a Shiny Application*. R package version 1.0.6.
- VIEILLEDENT, G., GRINAND, C., A RAKOTOMALALA, F., RANAIVOSOA, R., RAKOTOARIJAONA, J.-R., F ALLNUTT, T. and FRÉDÉRIC, A. (2018) Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222, pp. 189–197.
- YAP, C. and SODHI, N. (2004) Southeast Asian invasive birds: Ecology, impact and management. *Ornithological Science*, 3, pp. 57–67.