

Aperçu sur la fragmentation de la forêt naturelle dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et ses alentours entre 1949 et 2017, Hautes Terres Centrales

Herivololona Mbola Rakotondratsimba¹, Steven M. Goodman^{1,2}

Correspondence:

Herivololona Mbola Rakotondratsimba
Association Vahatra, BP 3972, Antananarivo 101, Madagascar
email: rakobola@yahoo.fr

RÉSUMÉ

Cette étude vise à caractériser la dynamique de la couverture forestière et la fragmentation de la forêt naturelle de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et les zones périphériques dans un rayon de 10 km de la limite de l'aire protégée entre 1949 et 2017. Au total, cinq images satellitaires pour les années 1989, 1995, 2002, 2010 et 2017, et 59 clichés de photographies aériennes prises en 1949 ont été utilisées. La télédétection et le système d'information géographique ont été utilisés pour la cartographie de l'occupation du sol pour les six périodes d'études, ainsi que pour l'analyse de la dynamique de la couverture forestière et l'estimation de la perte de surface forestière. Six métriques disponibles sur le logiciel FRAGSTATS ont été sélectionnées pour l'analyse de la fragmentation à l'échelle du paysage à savoir, le nombre de parcelles (NP), la densité de parcelles (PD), la variabilité de la taille des parcelles (AREA_SD), l'indice de la dimension fractale (FRAC_MN), l'indice de contiguïté (CONTIG_MN) et l'indice d'agrégation (AI). Après une classification supervisée, les classes d'occupation du sol ont été reclassées en forêt ou non-forêt. La dynamique de la couverture forestière dans la zone étudiée a montré qu'une vaste zone forestière a été convertie en zone non forestière. L'estimation de la perte de forêt indique que le taux annuel dans la réserve varie, et la plus importante estimée à 586,4 ha soit 4,05% par an a été enregistrée entre 1995 et 2002, et la plus faible est de 473,4 ha soit 0,41% par an, entre 1949 et 1989. Les résultats ont montré la diminution du nombre de fragments ainsi que la densité des fragments depuis 1989 à 2017, ce qui indique la disparition de fragments forestiers. En parallèle, la réduction de l'indice de la dimension fractale et de la variabilité de la taille des parcelles révèlent la simplification de la forme des fragments et la faible diversification de la superficie des différents fragments. L'augmentation de l'indice d'agrégation contre la diminution de l'indice de contiguïté confirme l'isolement des fragments.

ABSTRACT

This study aims to characterize the dynamics of forest cover and fragmentation of the natural forest of the Ambohitantely Special Reserve between 1949 and 2017 and within a radius of 10 km of the boundary limit. Five different periods of satellite images were employed, specifically the years 1989, 1995, 2002, 2010, and 2017, as well as aerial photographs taken in 1949. Remote sensing and geographic information systems were used for land cover mapping for the six study periods, as well as for analyzing forest cover dynamics and estimating forest cover loss. Using the software FRAGSTATS, six different metrics were selected for the analysis of forest fragmentation at the landscape level: number of patches (NP), patch density (PD), patch size standard deviation (AREA_SD), mean patch fractal dimension (FRAC_MN), contiguity index (CONTIG_MN), and aggregation index (AI). Following a supervised classification, land cover classes were reclassified as forest or non-forest. The dynamics of forest cover at the site and over the study period indicated that considerable zones of forest were transformed to non-forested areas. The estimate of forest loss indicates that the annual rate in the reserve varies, and the largest estimated at 586.4 ha or 4.05% per year was recorded between 1995 and 2002, and the lowest is 473.4 ha or 0.41% between 1949 and 1989. The results indicate a decrease in the number of fragments as well as the density of fragments from 1989 to 2017 associated with the disappearance of forest. In parallel, the reduction of the mean patch fractal dimension and variability of the patch size denotes the simplification of the fragments' shapes and the slight diversification of the areas of the different fragments. An increase in the aggregation index as compared to a decrease in the contiguity index confirms the isolation of the fragments.

1 Association Vahatra, BP 3972, Antananarivo 101, Madagascar
2 Field Museum of Natural History, 1400 South DuSable Shore Drive, Chicago, Illinois 60605, USA

Citation Rakotondratsimba, H. M. et Goodman, S. M. 2022. Aperçu sur la fragmentation de la forêt naturelle dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et ses alentours entre 1949 et 2017, Hautes Terres Centrales. *Madagascar Conservation & Development* 17, 1: 09–17. <<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v17i1.5>>



Madagascar Conservation & Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is produced under the responsibility of this institution. The views expressed in contributions to MCD are solely those of the authors and not those of the journal editors or the publisher.

All the Issues and articles are freely available at <https://www.journalmcd.com>



Contact Journal MCD
info@journalmcd.net for general inquiries regarding MCD
funding@journalmcd.net to support the journal

Madagascar Conservation & Development
 Institute and Museum of Anthropology
 University of Zurich
 Winterthurerstrasse 190
 CH-8057 Zurich
 Switzerland

io@i

Indian Ocean e-Ink
 Promoting African Publishing and Education
www.ioeink.com

 MISSOURI BOTANICAL GARDEN

Missouri Botanical Garden (MBG)
 Madagascar Research and Conservation Program
 BP 3391
 Antananarivo, 101, Madagascar

INTRODUCTION

La Réserve Spéciale d'Ambohitantely est l'un des rares fragments de forêt indigène qui subsistent sur les Hautes Terres Centrales de Madagascar. Depuis plusieurs décennies, le feu dû au renouvellement des pâturages a causé les plus grands dommages à la forêt d'Ambohitantely et a contribué le plus à son changement (Bastian 1964, Goodman et al. 2018). Le problème de feu s'est beaucoup atténué grâce à l'installation de pare feu ; en 2016, cinq points de feu ont été détectés à l'intérieur de l'aire protégée, contre 46 points de feu dans un rayon de 5 km autour de la réserve. Cet écart est directement lié à l'utilité de pare-feu pour protéger ces blocs forestiers restants qui ont une grande importance pour la conservation (Goodman et al. 2018). Sous l'effet du feu, les conditions édaphiques se dégradent, favorisent le développement des espèces allochtones et réduisent la surface occupée par les espèces autochtones (Jacquin 2010, Ehrensperger et al. 2013). Ainsi, les lisières s'étendent et inversement la surface forestière diminue d'où l'isolement des fragments et la fragmentation des blocs forestiers. L'effet de la fragmentation agit comme une sorte de barrière qui réduit les possibilités de migration, de reproduction et de dispersion des espèces animales et végétales dépendant de la forêt (Murcia 1995, Andrén 1996, Fahrig 2017). Par exemple, pour les lémuriers, la perte significative de la diversité génétique allant jusqu'à la disparition de certaines populations dans les fragments de petites tailles et isolés suggèrent un effet néfaste de la fragmentation (Guschanski et al. 2007, Olivieri et al. 2008, Craul et al. 2009). En plus, le régime alimentaire des lémuriers et leur cohésion intra-groupe sont aussi fonction de l'aspect de la fragmentation et de la superficie du fragment forestier (Irwin 2007). Cependant, l'impact de la fragmentation de l'habitat, et de l'effet des lisières ne peuvent pas être généralisés, car ils varient selon les espèces concernées, le type de pression, la région phytogéographique et la saison d'étude (Lehtinen et al. 2003, Gardner 2009).

La plupart des études relatives à la fragmentation réalisées dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely sont concentrées sur l'effet de la fragmentation sur la distribution et la diversité des vertébrés ; tel le cas des oiseaux (Langrand et Wilmé 1997), des petits mammifères (Goodman et Rakotondravony 2000) et des amphibiens (Vallan 2000), et les paramètres les plus cités étaient la taille et la contiguïté des fragments. A l'issue, une relation négative entre la richesse spécifique et la taille des fragments forestiers à Ambohitantely a été constatée (Ratsirarson et Goodman 2000). La majorité des données utilisées dans ces analyses ont été dérivées de l'interprétation des photographies aériennes prises en 1991 (Langrand et Wilmé 1997). Dans une perspective de conservation et de restauration du paysage, la compréhension de l'évolution de la fragmentation a une importance cruciale (Hervé et al. 2020). Cependant, les données disponibles sur la fragmentation de la forêt d'Ambohitantely restent non actualisées, avec la dernière analyse remontant à 1991 (Langrand 1995).

Table 1. Caractéristiques des photographies aériennes utilisées dans cette étude.

Caractéristiques	Descriptions
Missions	013/400/1949 et 023/400/1949
Dates	06 Juin 1949, 23 Juillet 1949 et 09 Septembre 1949
Type de jeu de photos	Noir et blanc
Echelle de la photographie aérienne	1/40000e
Taux de recouvrement de la photographie aérienne	65 à 75% (recouvrement frontal) dans l'axe du vol et 20 à 45% (recouvrement latéral) dans l'autre axe
Dimension	25 cm x 25 cm

L'objectif principal de cette étude est de quantifier la tendance de la fragmentation de la forêt d'Ambohitantely et ses alentours entre 1949 et 2017. Les objectifs spécifiques sont les suivants : (i) Réaliser des cartes d'occupation du sol pour chaque année d'étude, (ii) Estimer les pertes de forêt entre chaque intervalle de temps, (iii) Détecter les changements au niveau de l'occupation du sol entre 1949 à 2017 et (iv) Quantifier les aspects de la fragmentation dans la zone d'étude. L'hypothèse émise dans cette recherche est que les données de différentes périodes et les approches adoptées révéleraient la tendance spatio-temporelle de la réduction de la superficie et la fragmentation de la forêt d'Ambohitantely et de ses alentours.

MÉTHODOLOGIE

MILIEU D'ÉTUDE. La zone d'étude couvre une superficie de 75 893 ha. Elle englobe la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et s'étend dans les zones périphériques comprises à une distance de 10 km aux alentours de la limite de l'aire protégée. La réserve est située dans l'ex-province d'Antananarivo, région d'Analamanga et district d'Ankazobe. Elle est accessible suivant la RN4 reliant Antananarivo et Mahajanga, à environ 30 km au nord de la ville d'Ankazobe. La réserve a été créée selon le décret n° 82-078 du 12 février 1982, et elle est gérée par Madagascar National Parks (MNP).

Concernant le type de bioclimat, la zone d'étude appartient à « l'étage subhumide, sous étage à saison sèche atténuée par des brouillards » (Cornet 1974). Elle est marquée par une saison froide et sèche entre juin et août, avec une température moyenne minimale de 5,7°C, alternée avec une saison chaude et pluvieuse entre décembre et février avec une température moyenne maximale de 29,3°C (Goodman et al. 2018). La moyenne des précipitations annuelles est de 1461 mm. La zone d'étude est constituée par une mosaïque de forêt dense humide sempervirente de moyenne altitude (végétation climacique) et de prairie secondaire (Gautier et al. 2018).

DONNÉES UTILISÉES.

Photographies aériennes : Des photographies aériennes prises en 1949 couvrant la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et toutes les zones dans les 10 km aux alentours ont été collectées auprès de la Foibe Taotsaritanin'i Madagasikara (FTM). Au total 59 clichés ont été compilés dont les détails importants sont donnés sur le Tableau 1.

Images satellites : Les images satellites fournies par Landsat TM (Thematic Mapper) de 1989, 1995, 2002 avec 8 bandes spectrales de 30 m de résolution spatiale et OLI-TIRS Landsat 8 de 2010 et 2017 contenant 11 bandes spectrales de 30 m de résolution spatiale couvrant la zone d'étude ont été téléchargées sur le site de l'USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Les images ayant moins de 20% de couverture nuageuse ont été priorisées pour les analyses. Le Tableau 2 résume les principales caractéristiques des images satellites utilisées.

Tableau 2. Caractéristiques des images Landsat utilisées dans l'analyse.

Années de référence	Date de prise de vue	Références	Résolution spatiale
1989	19 Mars 1989	LT05_L1TP_159073_19890319_20170204_01_T1	30 m
1995	20 Mars 1995	LT05_L1TP_159073_19950320_20170109_01_T1	30 m
2002	26 Nov. 2002	LE07_L1TP_159073_20021126_20170127_01_T1	30 m
2010	30 Avril 2010	LT05_L1TP_159073_20100430_20161015_01_T1	30 m
2017	03 Nov. 2017	LE07_L1TP_159073_20171103_20171129_01_T1	30 m

TRAITEMENT DES IMAGES SATELLITES. Le prétraitement des données a pour finalité d'améliorer et de géoréférencer les images satellites. Le logiciel ArcGIS version 10.1 a été utilisé pour la totalité des analyses comprenant : la correction géométrique, la correction radiométrique, la correction atmosphérique et le géoréférencement qui a consisté à projeter les images satellites dans le système de projection WGS 84—UTM zone 38 Sud. Ensuite, les phases de traitement et de classification des images ont permis d'extraire des informations à partir des images prétraitées. L'ensemble des bandes constituant les images pour chaque année d'étude ont été importées dans ArcGIS, pour créer la composition colorée qui s'avère efficace pour distinguer les différentes classes d'occupation de sols. Sous ArcGIS, une zone tampon défini à partir d'une distance de 10 km autour de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely a été générée afin de délimiter la zone d'étude.

La méthode de classification supervisée basée sur l'algorithme de maximum de vraisemblance a été appliquée pour élaborer la classification de l'utilisation du sol. Ainsi, il est nécessaire de générer des sites d'entraînement pour calibrer l'algorithme de classification. Ceci permet de s'assurer que les classes spectrales constituant chaque catégorie d'utilisation du sol étaient suffisamment représentées dans la statistique d'entraînement. Les données d'entraînement ont été recueillies à partir de l'interprétation visuelle de l'image Landsat, l'examen de la texture et structure des imageries plus précises de Google Earth et l'observation de 34 points de vérification sur terrain (Figure 1). Ce processus a été effectué pour toutes les six classes et enregistré sous un fichier de signature sous ArcGIS, qui est

nécessaire pour la classification supervisée. L'indice de végétation par différence normalisé ou IVDN a été également créé pour affiner la classification. Une descente sur terrain mi-novembre 2018 a été menée dans le but de collecter des données sur les zones douteuses et autres formes de vérification sur place. Cette descente sur terrain a permis de comprendre l'état de la végétation d'Ambohitantely et de définir les différentes formations végétales pour affiner la cartographie de l'occupation du sol de 2017. A partir des données de la vérification sur terrain, les zones mal classées ont été corrigées à l'aide de l'outil de reclassification dans ArcGIS. Le coefficient Kappa a été utilisé pour évaluer la précision de la carte thématique produite. Les six classes de végétation et d'occupation des sols suivantes ont été retenues : forêt dense humide sempervirente de moyenne altitude et autres formations, savane arborée, forêt dégradée, savane herbeuse (ici prairie herbeuse) et végétation rupicole (Rajeriarison et Faramalala 1999).

INTERPRÉTATIONS DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES. Les protocoles de photo-interprétations adoptés dans cette étude ont été adaptés à partir de ceux utilisés par Muraz et al. (1999) et Piney (2010). Les traitements ont été réalisés avec le logiciel ArcGIS version 10.1. Les 59 clichés aériens ont été numérisés avec une résolution de 400 dpi puis rectifiés orthogonalement en images raster. Ces derniers ont été géoréférencés en utilisant la carte topographique produite par FTM 1960 et les images satellites prétraitées comme carte de base. L'intersection des rivières, les routes ou d'autres éléments ont été utilisés comme points de contrôle. Les paramètres d'orientation et d'échelle ont été déduits à partir de la carte d'assemblage fournie par la FTM. Les images géoréférencées et mosaïquées ont été projetées dans le système de coordonnées géographiques UTM zone 38 Sud. L'échelle de 1/80000e a été la meilleure pour distinguer les forêts des autres éléments. Une cartographie d'occupation du sol comprenant deux classes, forêt ou non-forêt a été obtenue à l'issue de la photo-interprétation.

ESTIMATION DES TAUX DE RÉDUCTION FORESTIÈRE. Avant d'aborder le calcul des taux de réduction forestière, la définition des termes forêts, zones non-forêt et perte de couverture forestière s'avère importante. Selon la FAO et JRC (2012), la forêt est caractérisée par une canopée fermée à plus de 60% constituée par des arbres de plus de 5 m de hauteur. Sur les photographies aériennes et les images satellitaires Landsat, elle apparaît sous une couleur plus sombre et de texture grossière couvrant au moins une surface de 1 ha. La déforestation est la conversion de la forêt à d'autres utilisations des terres (FAO et JRC 2012). Ici, la perte de la couverture forestière dénote l'apparition de zone non-forêt définie par une couverture de la canopée de moins de 30%, avec des arbres inférieurs à 5 m de hauteur (FAO et JRC 2012). Sur les photographies aériennes et les images satellitaires Landsat, elle est différenciée par une couleur assez sombre à claire et de texture moins dense à fine. Les taux de réduction forestière peuvent être exprimés en tant que superficie déboisée sur une période donnée par rapport à la superficie forestière initiale (Puyravaud 2003). Cependant, l'intervalle de temps entre les dates des images satellites et les photos aériennes prises dans cette étude sont variables, allant de 6 à 40 ans. Pour atténuer cette différence, le calcul du taux de perte de forêt (Puyravaud 2003) résumé dans l'équation 1 a été adopté.

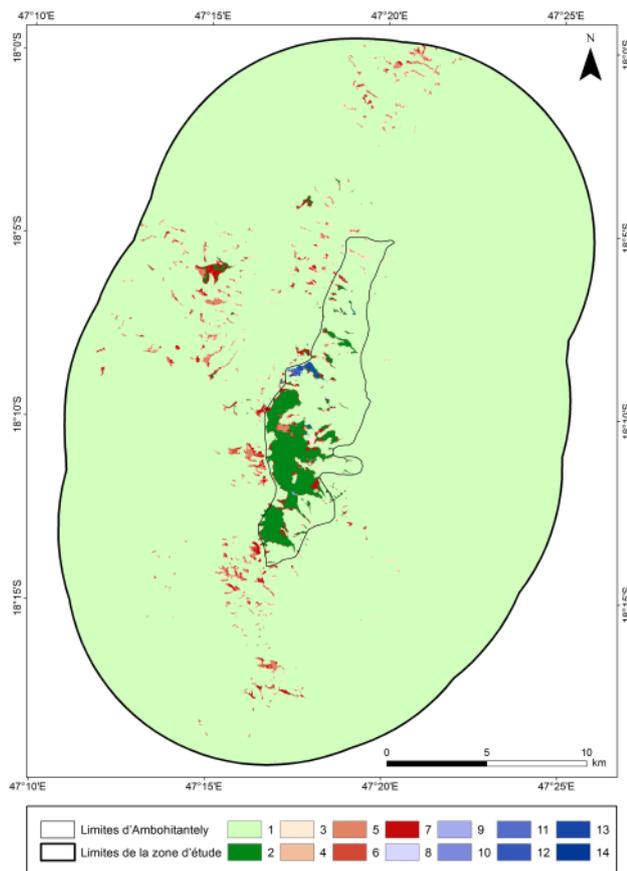


Figure 1. Cartographie de l'occupation du sol (d'après l'image Landsat (2017) ; les blocs forestiers utilisés dans des études antérieures sur l'impact de la fragmentation forestière des vertébrés à savoir Langrand et Wilmé (1997), Goodman et Rakotondravony (2000), et Vallan (2000) ont également été indiqués).

$$R = \frac{1}{T2 - T1} \ln \frac{A2}{A1}$$

Avec R le taux de la perte de forêt entre la date initiale ou T1 et la date finale ou T2 ; A1 la superficie de la forêt à la date T1 et A2 la superficie de la forêt à la date T2.

DÉTECTION DU CHANGEMENT AU NIVEAU DE LA COUVERTURE VÉGÉTALE. L'état de la couverture forestière à une date T2 a été évalué en superposant l'occupation du sol à la date T2 avec celle de la date T1 (année antérieure). En procédant à l'analyse, les possibilités suivantes ont été attendues : (i) Aucun signe de changement, si la zone forêt au temps T1 reste forêt au temps T2 ou encore la zone non-forêt au temps T1 est toujours non-forêt au temps T2. (ii) Déforestation, si la zone forêt au temps T1 devient zone non-forêt au temps T2. (iii) Régénération forestière, si la zone non-forêt au temps T1 devient zone forêt au temps T2. Enfin, les résultats des changements au niveau de la couverture végétale pour tous les six intervalles de temps sont représentés sur la carte d'occupation du sol de 2017.

QUANTIFICATION DE LA FRAGMENTATION DU SITE D'ÉTUDE.

Le logiciel FRAGSTATS version 4.2 (McGarigal et Marks 1995) a été utilisé pour le calcul de diverses métriques permettant de caractériser la fragmentation dans la zone d'étude. Du point de vue pratique, le terme « paysage » dans FRAGSTATS exprime une échelle à laquelle les parcelles sont considérées dans son ensemble. Dans cette étude, les parcelles représentent chaque fragment forestier ou blocs forestiers. Le choix des métriques à retenir dans les analyses s'appuie sur les données disponibles issues du traitement d'image. Six types de formations végétales ont été distingués dans la zone d'étude, mais pour simplifier les analyses, l'occupation du sol a été classée seulement en deux catégories dont les forêts naturelles et les non-forêts. La classe des forêts naturelles représente les forêts denses humides sempervirentes de moyenne altitude, et la classe des non-forêts comprennent les savanes arbustives, les prairies herbeuses, les formations rupicoles, la plantation d'*Eucalyptus* et les zones défrichées. Les analyses ont été paramétrées à l'échelle du paysage et six métriques basées sur la taille, la forme, l'agencement et la distribution spatiale des fragments (McGarigal et Marks 1995) ont été sélectionnées : (i) le nombre de parcelles (NP) permet de compter tous les fragments présents et apporte ainsi de l'indication concernant le degré de morcellement. Plus le nombre de fragments est élevé, plus le morcellement est important ; (ii) la densité des parcelles (PD) mesure le nombre des fragments par unité de surface. Une densité de parcelles plus élevée indique qu'il y a plus de fragment donc considéré comme beaucoup plus fragmenté ; (iii) l'indice de la taille des fragments (AREA_SD) donne des informations sur la variabilité de la taille des fragments. Plus la valeur de l'AREA_SD est élevée, plus la taille des fragments est variée ; (iv) l'indice de la dimension fractale (FRAC_MN) mesure la complexité des formes d'un paysage. Cet indice est faible (voisin de 1,0) quand le paysage est constitué de fragments de formes géométriques simples. Au contraire, il est élevé quand les fragments constituant le paysage sont de formes tortueuses et compliquées ; (v) l'indice de contiguïté (CONTIG_MN) mesure l'agrégation des fragments au niveau du paysage en tenant compte de la connectivité spatiale des cellules dans

chaque fragment. L'indice prend une valeur entre 0 et 1. Plus, l'indice est élevé, plus il y a connectivité ; et (vi) l'indice d'agrégation (AI) informe sur la distribution spatiale des fragments dans un paysage. Un faible indice d'agrégation signifie que le paysage est très fragmenté, inversement si cet indice est élevé alors les fragments du paysage sont plus agrégés.

Pour calculer les métriques de paysage, les fichiers rasterisés de la zone d'étude des six années étudiées 1949, 1989, 1995, 2002, 2010 et 2017 ont été importés dans FRAGSTATS. Le résultat issu de l'analyse avec ce logiciel est fourni sous forme de tableau, mais pour bien suivre la tendance de l'évolution de la fragmentation de la forêt d'Ambositantely sur une longue période de 1949 à 2017, la présentation des résultats sous forme de courbe a été adoptée.

RÉSULTATS

STATUT DE L'OCCUPATION DU SOL DE 1949 À 2017. Après la classification de l'image Landsat 2017 basée sur les réponses spectrales et les investigations sur terrain de 2018, six classes d'occupation du sol ont été créées à savoir : forêt dense humide sempervirente de moyenne altitude, savane arbustive à *Erica* (Ericaceae) et *Pteridium* (Dennstaedtiaceae), prairie herbeuse, formation rupicole, plantation d'*Eucalyptus* (Myrtaceae) et une zone récemment défrichée. La représentation cartographique de l'occupation du sol en 2017 a été préparée à l'échelle 1/80000e (Figure 1). Un total de 1302,4 ha de forêt naturelle a été estimé en 2017 pour l'ensemble de la Réserve Spéciale d'Ambositantely et les zones dans les 10 km de sa périphérie. La carte sur la Figure 1 a également été utilisée comme référence pour l'identification des changements dans les catégories d'occupation du sol. Les cartes d'occupation du sol pour les périodes de 1949 à 2010 sont présentées dans le matériel supplémentaire.

Le résultat de l'étude a montré un changement d'occupation de sol dans la plupart des types de végétation pendant la période d'étude c'est-à-dire une diminution de la superficie de la forêt dense humide sempervirente de moyenne altitude (Tableau 3). Due à l'effet des pressions sur la réserve, il est important de noter la réduction progressive de la forêt et inversement l'accroissement de la superficie des zones non-forêts depuis 1949 à 2017.

ANALYSE DE LA DYNAMIQUE DE LA COUVERTURE VÉGÉTALE.

La superposition des cartes de répartition de la couverture végétale dans la Réserve Spéciale d'Ambositantely et dans les rayons de 10 km pour les années entre 1949 et 2017 a produit la carte de la dynamique forestière (Figure 2). Cette carte comporte au total 14 classes. Pour mieux comprendre les dynamiques intervenues entre chaque intervalle de temps, un résumé des changements nets est rapporté dans le Tableau SM1. L'analyse associée a permis de soulever les trois cas suivants (Figure 2, Tableau SM1).

Légère transformation : la classe 1 représente les zones non-forêts d'une superficie de ca. 180. 000 ha qui sont toujours restées non-forêt depuis 1949 jusqu'à 2017. La Figure 2 montre aussi à quel point, la plupart des zones forestières d'une superficie de 1241,5 ha ont été relativement stables depuis 1949

Tableau 3. La superficie des classes de forêt et autres classes de végétation (non-forêt) pendant les périodes d'études de 1949 à 2017.

	1949	1989	1995	2002	2010	2017
Superficie forêt (ha)	3011,4	2626,5	2351,4	1776,7	1692,4	1302,4
Superficie non-forêt (ha)	72.881,9	73.266,8	73.541,9	74.116,6	74.201,0	74.590,9

jusqu'à 2017. En particulier, ce sont les grands blocs situés à l'intérieur de l'aire protégée.

Perte de forêt : La perte de forêt ou conversion des zones forestières en zones non-forêt constitue la majorité des changements observés. Les classes 3, 4, 5, 6 et 7 sont des zones qui ont été affectées par la déforestation. La plupart de ces zones qui ont subi des perturbations sont remplacées par des savanes arbustives et prairies regroupées ici dans la zone non-forêt. La plupart des zones touchées par la perte de forêt sont réparties en dehors de l'aire protégée, tandis que les zones entre le bloc A et le bloc B (voir Figure 1) et surtout leurs lisières sont non plus à l'abri des pressions.

Alternance entre la perte de forêt et la régénération forestière : ceci regroupe les classes 8 à 14. Les classes 8 et 9 dans le bloc A montrent les forêts en 1949, et qui ont été dégradées entre 1989 et 2002 (Figure 2). Sur la base de ces analyses, nous avons des témoins de la régénération de ces deux classes de forêts dans des zones auparavant fortement perturbées (Tableau SM1). Les classes 10 à 14 sont des zones non-forêts en 1949 et au cours de plusieurs décennies ont montré différents schémas de perturbation de l'habitat et de régénération. Par contre les classes 13 et 14 respectivement 0,45 ha et 0,63 ha sur la partie nord ont disparu en 2017, malgré la régénération forestière entre 1989 et 2002.

TAUX DE PERTE DE FORÊT DE 1949 À 2017. Le taux annuel de perte de forêt dans la zone d'étude varie au cours des 68 années d'études et les détails sur l'évolution sont présentés dans le Tableau 4. De tailles variables de zones de forêt sont perdues

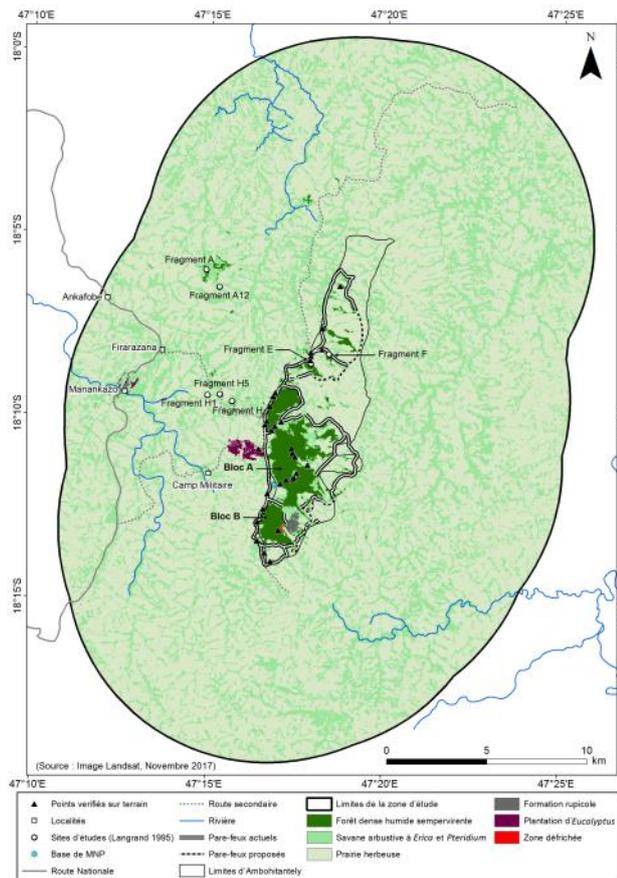


Figure 2. Cartographie de la dynamique du couvert végétal dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely entre 1949 et 2017. Vert clair = non-forêt ; vert foncé = forêt ; taches rougeâtres = zones défrichées ; les classes 8 à 14 sont des forêts régénérées à un moment donné (voir les détails dans le Tableau SM1).

chaque année. De 1989 à 1995, la déforestation a affecté 281,5 ha de couverture forestière. La perte maximale de surface forestière estimée à 586,4 ha soit 4,05% par an s'est produite au cours de la troisième période de 1995-2002. Entre 2010 à 2017, l'ampleur de la déforestation a significativement augmenté avec un taux de perte de 3,99% par an équivalent à 414,4 ha de forêt perdue. Le long de la période d'étude de 1949 à 2017, la régénération n'était presque pas mesurable. La tendance à la baisse de la perte de forêt était légèrement ralentie entre 1949 et 1989 avec un taux de 0,41% par an soit 473,4 ha de surface forestière perdue, et de 0,63% par an entre 2002 à 2010 soit 88,2 ha de perte de forêt.

APERÇU DE LA TENDANCE DE LA FRAGMENTATION À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE. L'évolution des métriques de la fragmentation entre 1949 à 2017 dans la zone d'étude est présentée sur la Figure 3. En 1949, les fragments recensés étaient au nombre de 436 (Figure 3A) et la densité des parcelles égale à 0,57 (Figure 3B) et la superficie de la forêt était encore importante 3011,4 ha (voir Tableau 4). Les valeurs élevées de l'indice de la taille des parcelles (66,22) sur la Figure 3C et l'indice de dimension fractale (1,093) sur la Figure 3D informent qu'en 1949, les fragments avaient eu des formes très variées et irrégulières. L'indice de contiguïté très élevée (0,488) associée avec le plus faible indice d'agrégation (85,11) reflète la contiguïté entre les fragments. Entre 1989 et 1995, le nombre et la densité des parcelles ont augmenté allant respectivement de 512 à 525, et de 0,67 à 0,69, alors que la perte de forêt semble faible (281,5 ha) (voir Tableau 4). Ce gain en nombre et densité de fragment face à un faible taux de perte de forêt révèle un cas de morcellement des fragments. La diminution de la variabilité de la taille des parcelles (de 54,76 à 52,52), de l'indice de la dimension fractale (de 1,071 à 1,068) et de l'indice de contiguïté (de 0,386 à 0,361) démontrent que la zone d'étude est caractérisée par des fragments de formes simples, moins variées et plus isolés entre eux. Depuis 1995 jusqu'à 2017, il y a eu une diminution du nombre et de la densité des parcelles (Figure 3A et 3B) et durant la même période le taux de perte de forêt a augmenté (voir Tableau 4) ce qui confirme un cas de disparition de certains fragments. Une légère augmentation de la variabilité de la taille des fragments entre cette période signifie que la forme des fragments est devenue plus tortueuse. L'important indice d'agrégation observé en 2017 montre que les fragments restants sont beaucoup plus agrégés, tel le cas des blocs forestiers A et B (Figure 1).

DISCUSSIONS

ÉVOLUTION DE LA DÉFORESTATION DANS LA ZONE D'ÉTUDE.

Dans la plupart des études sur la déforestation et la fragmentation de la forêt à Madagascar (Harper et al. 2007, Grinand et al. 2013, Rakotomalala et al. 2015, Vieilledent et al. 2018), les périodes d'études ont été subdivisées en un intervalle de temps allant de 3 à 20 années, ce qui permet de bien saisir l'évolution à long terme. Dans notre étude, les cinq intervalles de temps variaient de 6 à 40 années. Les taux de perte de forêt les plus importants ont été observés entre 1995-2002 (4,05%) et entre 2010-2017 (3,99%). Ces périodes coïncident avec les deux

Tableau 4. Superficies et taux de perte de forêt pour les cinq périodes observées entre 1949 et 2017.

	1949-1989	1989-1995	1995-2002	2002-2010	2010-2017	1949-2017
Superficie de forêt perdue (en ha)	473.4	281.5	586.4	88.2	414.4	1843.9
% de perte de forêt/an	0.41	1.86	4.05	0.63	3.99	1.31

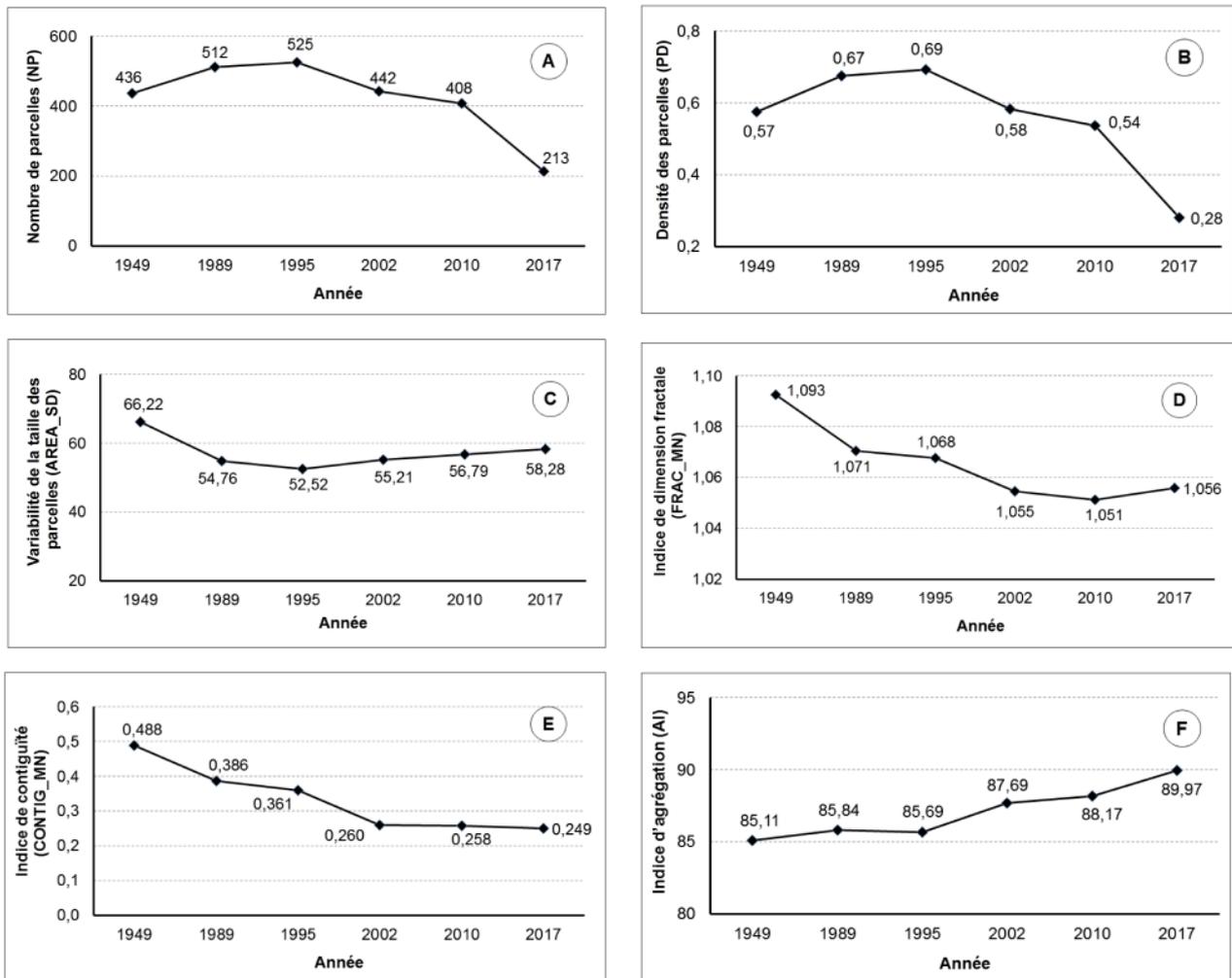


Figure 3. Aperçu sur la variation temporelle du nombre et de la distribution spatiale des fragments le long de la période d'étude.

événements d'instabilité politique à Madagascar, ceux de 2002 et de 2009-2010. Cette constatation rejoint les conclusions de Kull (2002) qui rapporte les crises politiques comme des facteurs de propagation des feux, et d'Alvarado (2012) dans le cas des feux de forêt dans le massif d'Ibity. Les zones les plus affectées par la déforestation sont situées en dehors de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely, ce qui souligne l'importance de la conservation dans les aires protégées (Eklund et al. 2016). L'étude la plus récente relative à la déforestation et la fragmentation à Madagascar est celle de Vieilledent et al. (2018), dont les principaux résultats sont accessibles en ligne. Vu que nos données et celles de Vieilledent et al. (2018) ont les mêmes dates (2017) et les mêmes résolutions spatiales (30 m au sol), les cartes d'occupation du sol générées peuvent être comparables. Cependant, notre étude a été paramétrée à l'échelle du paysage alors que celle de Vieilledent et al. (2018) s'étendait à l'échelle de Madagascar, ce qui a un effet sur l'échantillonnage et la classification de la couverture végétale. En plus, le calcul du taux de perte de forêt et de la quantification de la fragmentation sont sensibles à des différences minimales, ce qui rend la comparaison difficile.

REVUE DE LA MÉTHODOLOGIE, SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET RETOUR À L'HYPOTHÈSE. Du point de vue représentation spatiale, la cartographie de la dynamique du couvert végétal

illustre clairement les zones stables, les zones touchées par l'alternance de la régénération-déforestation. Elle évoque aussi la tendance de la fragmentation, qui s'étend des zones périphériques vers l'intérieur de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely. Du point de vue temporel, les différences entre les valeurs des tailles des parcelles ou fragments, de forme et de contiguïté entre les fragments pour chaque année d'étude sont bien évidentes. Ces constats valident la pertinence de l'utilisation des données de différentes périodes analysées avec la technologie de télédétection, SIG et FRAGSTATS pour la mise à jour des données sur la fragmentation de la forêt d'Ambohitantely et ses alentours.

CARACTÉRISATION DE LA FRAGMENTATION DANS LA ZONE D'ÉTUDE. Les résultats révèlent une nette tendance de la fragmentation. En 1949, le paysage était constitué par de nombreux fragments avec des tailles variées et de formes hétérogènes. Au fil du temps, il y eut une augmentation du nombre de fragments mais réduits en taille et de formes simplifiées. Sous l'effet d'une fragmentation encore plus intense, certains fragments ont disparus. À titre indicatif, certains fragments forestiers utilisés par différents groupes de recherche dans les années 1990 pour les études de l'effet de la fragmentation chez certains groupes des vertébrés (Langrand et Wilmé 1997, Goodman et Rakotondravony 2000, Vallan 2000) sont nettement

réduits en superficie et ont même disparus. Les métriques utilisées dans cette étude ont déjà été appliquées par Ravonjimalala et al. (2017) pour le suivi de l'évolution spatio-temporelle de la fragmentation de la forêt dense sèche des Mikea. Leur analyse a montré que la perte de fragments est aléatoire et affecte toutes les classes de taille. Le processus de fragmentation dans la forêt des Mikea réduit les grands fragments en parcelles forestières plus petites et plus isolées, qui deviendront finalement des zones non forestières. Une grande similarité au niveau de la tendance de fragmentation de la forêt a été constatée entre notre étude et celle de Ravonjimalala et al. (2017). En comparaison, dans d'autres sites avec des blocs forestiers isolés, notamment dans la région de Loky-Manambato, les données génétiques montrent un goulot d'étranglement qui peut expliquer la séquence d'événements qui ont conduit à des blocs forestiers séparés spatialement et géographiquement proches (Quéméré et al. 2012).

Ces dernières années, il y a eu beaucoup de discussions dans la littérature sur la question si les vastes formations herbeuses dans certaines parties de Madagascar, y compris les Hautes Terres Centrales, sont au moins des portions des formations végétales naturelles (Klein et al. 2007, Bond et al. 2008, Solofondranohatra et al. 2018). Bien qu'ici nous n'ayons pas l'intention d'évaluer ces différentes données et hypothèses associées, nous voudrions simplement souligner que dans le cas d'Ambohitantely au cours des dernières décennies la perte de forêt et la fragmentation de l'habitat ont pu être quantifiées (Hansson 2002). Elles sont clairement liées aux activités humaines, à savoir l'invasion du feu dans les zones forestières entraînant une réduction de la couverture de végétation ligneuse native. Si la matrice de formations herbeuses présente entre les blocs forestiers isolés, qui ont évolué de manière dynamique au cours du siècle dernier (Réau et al. 2003), est au moins en partie une formation naturelle, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour connaître les forêts naturelles existantes dans la région et les paramètres biotiques et abiotiques à l'origine de ces modèles.

INTÉRÊT POUR LA CONSERVATION. La première étape a consisté à créer des cartes d'occupation du sol pour chaque année d'étude. La superposition entre deux cartes d'occupation du sol pour deux années d'études successives a permis d'estimer le taux de perte de forêt et de détecter les changements au niveau de la couverture végétale. D'autre part, les métriques utilisées pour quantifier la fragmentation ont été calculées à base des données d'occupation du sol. Les résultats obtenus à l'issue de ces séries d'analyses ont permis de valider l'hypothèse de recherche stipulant que les données de différentes périodes ainsi que les différentes approches proposées mettraient en exergue les tendances de la fragmentation. La tendance de la fragmentation a bien été définie.

La connaissance de la dynamique forestière et de la fragmentation du paysage est cruciale pour la planification de la conservation et de la gestion durable (Laurance et al. 2000). Le résultat de l'analyse de la fragmentation de la forêt a montré que la grande superficie et la forme compliquée du grand bloc forestier de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely dénotent son intérêt pour la conservation. Malgré les simplifications de la forme de paysage, l'isolement de certains fragments et la diminution de la taille des fragments, le grand bloc forestier de la Réserve

Spéciale d'Ambohitantely présente encore toutes les potentialités pour la conservation de la faune et flore qu'il abrite. A part la taille de la réserve, les qualités de l'habitat associées aux différents types de végétation et le faible effet de bord contribuent considérablement à la conservation des espèces à grande échelle (Harrison et Bruna 1999). Toutefois, une recherche plus poussée apportera des réponses concernant le débat sur l'efficacité de la conservation et de l'importance de la diversité dans les nombreuses petites parcelles par rapport à une large parcelle (Fahrig 2020) et peut confirmer la place de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely en tant que laboratoire naturel pour l'étude de la fragmentation (Langrand et Wilmé 1997). Des programmes de restauration des zones dégradées par les feux et surtout entre le bloc A et bloc B dans la réserve permettant d'assurer leur continuité écologique doivent être réalisés par le reboisement avec des arbres autochtones, particulièrement ceux ayant des fruits dispersés par les vertébrés frugivores (Hansson 2002, Ratsirarson et al. 2004, Parelussen et al. 2006).

A ce propos, cette recherche s'avère la première à combiner les images aériennes et les images satellitaires pour étudier les caractéristiques de la fragmentation de la forêt d'Ambohitantely. Cependant, des compléments de travail sont nécessaires, des enquêtes sur terrain sur la localisation des menaces et pressions ou l'utilisation des données sur les points de feu devraient être effectuées pour interpréter efficacement les causes de chaque fragmentation. Le maintien de la connectivité est crucial pour atténuer les pertes de biodiversité et la fragmentation de l'habitat sur la diversité biologique (Liu et al. 2018, Damschen et al. 2019). De perspective de modélisation comme le calcul des corridors de moindres coûts est envisageable, et d'un intérêt inestimable pour une planification efficace de restauration écologique.

CONCLUSION

Deux approches complémentaires ont été utilisées dans cette étude dans le but de comprendre l'évolution de la fragmentation dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et toutes les zones dans les 10 km aux alentours de ses limites pour les années 1949, 1989, 1995, 2002, 2010 et 2017. La première approche a consisté à détecter les changements de la couverture végétale par télédétection et études diachroniques. La deuxième approche a permis de caractériser la fragmentation des forêts à l'aide des mesures quantitatives de la configuration du paysage.

Avec la première approche, les différentes formations végétales ont été cartographiées pour les années 1949, 1989, 1995, 2002, 2010 et 2017. Les types de formation les plus dominants ont été les prairies, les savanes arbustives, et d'autres formes de forêts dégradées. L'ensemble a été regroupé sous la dénomination de non-forêt. L'étude diachronique de la couverture végétale dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely et ses alentours entre deux intervalles de temps consécutifs a révélé une diminution notable de la superficie de la forêt dense humide, avec un taux de déforestation annuelle de 1,31%. Cependant, pour éviter de probable confusion, l'interprétation du taux de déforestation soulevé dans cette étude exige de la prudence, car il englobe les zones à l'intérieur de la réserve et celles situées à la périphérie. A travers les six métriques de la fragmentation calculées pour les années 1949, 1989, 1995, 2002, 2010 et 2017, l'évolution spatio-temporelle de la forme, du nombre et de l'isolement entre les fragments a été examinée. Une perte intensive des fragments a été enregistrée depuis 1989, surtout

dans les zones en dehors de l'aire protégée. Si la fragmentation se poursuit, les deux principaux blocs à l'intérieur de la réserve seront encore morcelés, favorisant ainsi l'apparition de nouveaux fragments.

Dans le domaine de la conservation, les informations fournies à l'issue de cette étude sont précieuses et à jour pour planifier des stratégies de conservation et de gestion de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely. Dans le cadre de la recherche scientifique, il serait envisageable de croiser les données obtenues avec des données biologiques (distribution des espèces), ou des répartitions des menaces et pressions et de les valoriser pour la modélisation des corridors de moindres coûts.

REMERCIEMENTS

Nous souhaitons remercier Madagascar National Parks, en particulier H. L. Ravelomanantsoa, l'ex-Directeur de la Réserve Spéciale d'Ambohitantely, le Ministère de l'Environnement et des Forêts et la Direction du Système des Aires Protégées pour leur assistance dans les différents aspects administratifs et pour l'octroi de l'autorisation de recherche dans le site. Le financement de ce projet provient de subventions versées à l'Association Vahatra du Fonds de Partenariat pour les Ecosystèmes Critiques. Le Fonds de Partenariat pour les Ecosystèmes Critiques est une initiative conjointe de l'Agence Française de Développement, Conservation International, l'Union européenne, du Fonds pour l'Environnement Mondial, du gouvernement du Japon et de la Banque Mondiale. L'objectif fondamental est de garantir que la société civile est engagée dans la conservation de la biodiversité. Nous remercions également les rapporteurs anonymes pour leurs précieux commentaires et suggestions constructives qui nous ont permis d'améliorer la première version de cet article.

RÉFÉRENCES

- Alvarado, S. T. 2012. Evaluation du rôle des feux de brousse sur la composition, la structure, la phénologie, et la résistance de la végétation des bois de tapia (*Uapaca bojeri*) du massif d'Ibity, Nouvelle Aire Protégée, en vue de sa gestion durable. Mémoire de Thèse, Université d'Avignon. Disponible en ligne <<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00866277>>
- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: Statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76: 235–242. <<https://doi.org/10.2307/3546195>>
- Bastian, G. 1964. La forêt d'Ambohitantely, Madagascar. *Revue de Géographie Madagascar* 5: 1–42.
- Bond, W. J., Silander, J. A., Ranaivonasy, J. & Ratsirarson, J. 2008. The antiquity of Madagascar's grasslands and the rise of C4 grassy biomes. *Journal of Biogeography* 35: 1743–1758. <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01923.x>>
- Cornet, A. 1974. Essai de cartographie bioclimatique à Madagascar. Note explicative N°55. Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer, Paris. Disponible en ligne <<https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:06946>>
- Craul, M., Chikhi, L., Sousa, V., Olivieri, G. L., Rabesandratana, A., et al. 2009. Influence of forest fragmentation on an endangered large-bodied lemur in northwestern Madagascar. *Biological Conservation* 142, 12: 2862–2871. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.026>>
- Damschen, E. I., Brudvig, L. A., Burt, M. A., Fletcher Jr., R. J., Haddad, N. M., et al. 2019. Ongoing accumulation of plant diversity through habitat connectivity in an 18-year experiment. *Science* 365: 1478–1480. <<https://doi.org/10.1126/science.aax8992>>
- Ehrensperger, T., Urech, Z. L., Rehnus, M. & Sorg, J.-P. 2013. Fire impact on the woody plant components of dry deciduous forest in Central Menabe, Madagascar. *Applied Vegetation Science* 16, 4: 619–628. <<https://doi.org/10.1111/avsc.12034>>
- Eklund, J., Blanchet, F. G., Nymana, J., Rocha, R., Virtanen, T. & Cabeza, M. 2016. Contrasting spatial and temporal trends of protected area effectiveness in mitigating deforestation in Madagascar. *Biological Conservation* 203: 290–297. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.033>>
- Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 1–23. <<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>>
- Fahrig, L. 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography* 29, 4: 615–628. <<https://doi.org/10.1111/geb.13059>>
- FAO & JRC. 2012. Global Forest Land-use Change 1990–2005. FAO Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre, Rome. Available online <<https://www.fao.org/publications/card/en/c/515de608-0bdd-53d3-9cae-7f66b40729af/>>
- Gardner, C. J. 2009. A review of the impacts of anthropogenic habitat change on terrestrial biodiversity in Madagascar: Implications for the design and management of new protected areas. *Malagasy Nature* 2: 2–29. Available online <http://www.vahatra.mg/volume2/mn02_01.pdf>
- Gautier, L., Tahinarivony, J. A., Ranirison, P. et Wohlhauser, S. 2018. Végétation. In : Les aires protégées terrestres de Madagascar : Leur histoire, description et biote. S. M. Goodman, M. J. Raheerilalao and S. Wohlhauser (eds.), pp 207–255. Association Vahatra, Antananarivo.
- Goodman, S. M. & Rakotondravony, D. 2000. The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on the Central High Plateau of Madagascar. *Journal of Zoology* 250, 2: 193–200. <<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb01069.x>>
- Goodman, S. M., Raheerilalao, M. J. et Wohlhauser, S. 2018. Les aires protégées terrestres de Madagascar : Leur histoire, description et biote. Association Vahatra, Antananarivo.
- Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M. & Vieilledent, G. 2013. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment* 139: 68–80. <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.008>>
- Guschanski, K., Olivieri, G., Funk, S. & Radespiel, U. 2007. MtDNA reveals strong genetic differentiation among geographically isolated populations of the golden brown mouse lemur, *Microcebus ravelobensis*. *Conservation Genetics* 8: 809–821. <<https://doi.org/10.1007/s10592-006-9228-4>>
- Hansson, S. K. 2002. The Ambohitantely Special Reserve in Central Highland Madagascar. Forest Change and Forest Occurrence. Unpubl. Thesis in Botany, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D. & Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation* 34, 4: 325–333. <<https://doi.org/10.1017/S0376892907004262>>
- Harrison, S. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large scale conservation: What do we know for sure? *Ecography* 22, 3: 225–232. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00496.x>>
- Hervé, D., Randriambanona, H., Ravonjimalala, H. R., Ramanankierana, H., Rasoanaivo, N. S., et al. 2020. Perceptions des fragments forestiers par les habitants des forêts tropicales humides malgaches. *Bois et Forêts des Tropiques* 345: 43–62. <<https://doi.org/10.19182/bft2020.345.a31929>>
- Irwin, M. T. 2007. Living in forest fragments reduces group cohesion in diademedsifakas (*Propithecus diadema*) in eastern Madagascar by reducing food patch size. *American Journal of Primatology* 69, 4: 434–447. <<https://doi.org/10.1002/ajp.20360>>
- Jacquin, A. 2010. Dynamique de la Végétation des Savanes en lien avec l'Usage des Feux à Madagascar. Analyse par Série Temporelle d'Images de Télédétection. Unpubl. Thesis, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Klein, J., Réau, B., Kalland, I. & Edwards, M. 2007. Conservation, development, and a heterogeneous community: The case of Ambohitantely Special Reserve, Madagascar. *Society Natural Resources* 20, 5: 451–467. <<https://doi.org/10.1080/08941920701211900>>
- Kull, C. A. 2002. Madagascar a flame: Landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool? *Political Geography* 21, 7: 927–953. <[https://doi.org/10.1016/S0962-6298\(02\)00054-9](https://doi.org/10.1016/S0962-6298(02)00054-9)>

- Langrand, O. 1995. The Effect of Forest Fragmentation on Bird Species in Madagascar: A Case Study from Ambohitantely Forest Reserve on the Central High Plateau. Unpubl. Master of Science thesis, University of Natal, Pietermaritzburg.
- Langrand, O. & Wilmé, L. 1997. Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the central high plateau of Madagascar. In: *Natural Change and Human Impact in Madagascar*. S. M. Goodman and B. D. Patterson (eds.), pp 280–308. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Laurance, W. F., Vasconcelos, H. L. & Lovejoy, T. E. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: Implications for wildlife conservation. *Oryx* 34, 1: 39–45. <<https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2000.00094.x>>
- Lehtinen, R. M., Ramanamanjato, J.-B. & Raveloarison, J. G. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12: 1357–1370. <<https://doi.org/10.1023/A:1023673301850>>
- Liu, C., Newell, G., White, M. & Bennett, A. F. 2018. Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLoS One* 13, 11: e0206071. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206071>>
- McGarigal, K. & Marks, B. J. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-351, Corvallis. <<https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>>
- Muraz, J., Durrieu, S., Labbé, S., Andréassian, V. et Tangara, M. 1999. Comment valoriser les photos aériennes dans les SIG ? *Ingénieries eau-agriculture-territoires* 20: 39–58. <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00463544>>
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trend in Ecology & Evolution* 10, 2: 58–62. <[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)>
- Olivieri, G., Sousa, V., Chikhi, L. & Radespiel, U. 2008. From genetic diversity and structure to conservation: Genetic signature of recent population declines in three mouse lemur species (*Microcebus* spp.). *Biological Conservation* 141, 5: 1257–1271. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.025>>
- Pareliussen, I., Olsson, E. G. A. & Armbruster, W. S. 2006. Factors limiting the survival of native tree seedlings used in conservation efforts at the edges of forest fragments in upland Madagascar. *Restoration Ecology* 14, 2: 196–203. <<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00121.x>>
- Piney, I. 2010. Comparaison de protocoles de caractérisation des trouées de la canopée sur des séries temporelles de photos aériennes : Application à la caractérisation du régime de perturbation. Mémoire de Master II, Université Paul Verlaine, Metz. Disponible en ligne <<https://hal.inrae.fr/hal-02593416>>
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177, 1–3: 593–596. <[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)>
- Quéméré, E., Amelot, X., Pierson, J., Crouau-Roy, B. & Chikhi, L. 2012. Genetic data suggest a natural prehuman origin of open habitats in northern Madagascar and question the deforestation narrative in this region. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 32: 13028–13033. <<https://doi.org/10.1073/pnas.1200153109>>
- Rajeriarison, C. et Faramalala, M. H. 1999. Nomenclature des formations végétales de Madagascar. ANGAP, Antananarivo.
- Rakotomalala, F. A., Rabenandrasana, J. C., Andriambahiny, J. E., Rajaonson, R., Andriamalala, F. et al. 2015. Estimation de la déforestation des forêts humides à Madagascar utilisant une classification multitemporelle d'images Landsat entre 2005, 2010 et 2013. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection* 211–212: 11–23. <<https://doi.org/10.52638/rfpt.2015.537>>
- Ratsirarson, J. et Goodman, S. M. 2000. Monographie de la forêt d'Ambohitantely. Recherches pour le développement, Série Sciences Biologiques 16: 1–152.
- Ratsirarson, J., Edwards, M. E., Olsson, G. A., Armbruster, W. S., Pareliussen, I. & Réau, B. 2004. Forest restoration and biodiversity conservation in the central highlands: The case of the Réserve Spéciale d'Ambohitantely. In: *The Natural History of Madagascar*. S. M. Goodman & J. P. Benstead (eds.), pp 1476–1480. University of Chicago Press, Chicago.
- Ravonjimalala, H. R., Bogaert, J., Hervé, D., Razanaka, S., Ranaivo, J., et al. 2017. Spatio-temporal evolution of the fragmentation classes of the Mikea dry deciduous forest (southwestern Madagascar). In: *Water and Land Security in Drylands*. M. Ouessar, D. Gabriels, A. Tsunekawa & S. Evett (eds.), pp 209–219. Springer, Cham.
- Réau, B., Tsaboto, J., Razafiarison, S. & Andriantseho, D. 2003. Stratégies territoriales et identitaires des acteurs locaux et plans de gestion des ressources naturelles à Madagascar : L'exemple de la réserve forestière spéciale d'Ambohitantely. *Acta Geographica Trondheim, Série A*, No. 7.
- Solofondranohatra, C. L., Vorontsova, M. S., Hackel, J., Besnard, G., Cable, S., et al. 2018. Grass functional traits differentiate forest and savanna in the Madagascar Central Highlands. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6, 184: 1–14. <<https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00184>>
- Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature Reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96, 1: 31–43. <[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00041-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00041-0)>
- Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F. A., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J.-R., et al. 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: 189–197. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>>

MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE

Tableau SM1. Données enregistrées sur la dynamique du couvert végétal dans la Réserve Spéciale d'Ambohitantely.

Figure SM1. Cartographie de l'occupation du sol (d'après la photographie aérienne, 1949)

Figure SM2. Cartographie de l'occupation du sol (d'après l'image Landsat, 1989)

Figure SM3. Cartographie de l'occupation du sol (d'après l'image Landsat, 1995)

Figure SM4. Cartographie de l'occupation du sol (d'après l'image Landsat, 2002)

Figure SM5. Cartographie de l'occupation du sol (d'après l'image Landsat, 2010)

Figure SM6. Photographie aérienne d'Ankazobe. FTM Mission-023-1949. Cliché n°341. 1/40 000