



HAL
open science

Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières

Marine Boulogne

► **To cite this version:**

Marine Boulogne. Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières. Environnement et Société. Université Grenoble Alpes, 2016. Français. NNT : 2016GREAU018 . tel-01529847

HAL Id: tel-01529847

<https://theses.hal.science/tel-01529847>

Submitted on 31 May 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Géographie**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Marine BOULOGNE

Thèse dirigée par **Dominique DUMAS**
codirigée par **Yao Télésphore BROU**
codirigée par **Sylvain BIGOT**

préparée au sein du **Laboratoire des Transferts en Hydrologie et Environnement**
dans **l'École Doctorale Terre Univers Environnement**

Vulnérabilité des paysages forestiers dans le Parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières

Thèse soutenue publiquement le **4 juillet 2016**,
devant le jury composé de :

Valéry GOND

Chercheur au CIRAD de Montpellier, Rapporteur

Moïse TSAYEM DEMAZE

Maître de Conférences HDR à l'Université du Maine, Rapporteur

Vincent DUBREUIL

Professeur à l'Université Rennes 2, Président du Jury

Dominique DUMAS

Professeur à l'Université Lyon 3, Directeur de thèse

Yao Télésphore BROU

Professeur à l'Université de La Réunion, Co-directeur

Sylvain BIGOT

Professeur à l'Université Grenoble Alpes, Co-directeur



REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mes directeur et co-directeurs de thèse, Dominique Dumas, Sylvain Bigot et Téléphore Brou, d'avoir accepté de suivre ce travail et de m'avoir permis d'arriver au bout de ce projet.

Je tiens également à remercier l'ensemble des membres du jury pour avoir accepté de se plonger dans la lecture et l'évaluation de ce manuscrit. Merci aux deux rapporteurs Valéry Gond et Moïse Tsayem-Demaze ainsi qu'au président du jury, Vincent Dubreuil.

Merci à Johan O., Simon D. et Vincent N., qui m'ont, à un moment donné, transmis le goût de la recherche et donné envie de continuer en thèse.

Je tiens également à remercier la direction du MNP et plus particulièrement du Parc de Ranomafana, dont la collaboration m'a permis de mener à bien les deux missions de terrain. Je remercie donc les deux Directeurs successifs du Parc, Mr Mamy Rakotoarijaona et Mme Josiane Rakotonirina d'avoir eu la gentillesse de me donner les moyens de mener à bien ces missions. Merci aux trois chefs de secteurs du Parc qui m'ont été d'une aide précieuse pour planifier les sorties terrain : Mr Raymond Razafindratsira, Mr Eric Kotoarivelo Rivo et Mr Donald Dieu Rakotomalala. Merci aux gardiens des locaux du Parc qui m'ont tenu compagnie de nombreuses soirées et avec qui j'ai beaucoup appris : Charly, Manampy et Emile. Je remercie également les agents du Parc qui m'ont accompagné durant ces missions : Solofo, Haja, Modeste, Léon, Augustin, Etienne, Patrick. De manière générale, merci à l'ensemble du personnel du Parc pour leur accueil et leur gentillesse. Je me dois également de citer ici les autres personnes rencontrées au cours de ces terrains et sans qui ces séjours auraient eu moins de « saveur »... Merci donc à Kennedy, Donald et Mr José toute sa jolie famille, et bien sûr, un immense merci à Nicolas, le vazaha de Ranomafana ! ;-)

Merci à Sandra Luque de m'avoir accueilli à l'Université de St Andrews et pour m'avoir orienté sur mon travail de thèse.

Dans le cadre de ce doctorat, j'ai été amenée à passer six mois au sein de la station SEAS-O1 à St-Pierre à La Réunion. Je souhaite remercier l'ensemble du personnel que j'ai pu côtoyer durant ce laps de temps: Pierre Teissier, Stéphane, Vincent, Mamy, Christophe. Merci également à Thibaut avec qui ce fut un plaisir de découvrir le Piton de la Fournaise et bien évidemment un grand merci à Anne (Nounette !) qui est devenue une amie. Merci à mes copines Rennaises retrouvées sous les tropiques : Paulinoux et Kato.

La première année de cette thèse s'est déroulée au sein du laboratoire PACTE-Territoire, à l'Institut de Géographie Alpine de Grenoble. Mon bref passage au sein de ce laboratoire m'a permis de rencontrer des gens formidables et qui, pour certains sont devenus des amis. Je tiens à remercier mes « premiers contacts grenoblois » mais également ceux rencontrés durant le monitorat et l'ATER : Solenn, Sarah, Pierre, Yoyo et Claudie, Thomichou, Alice, Marjolaine, Audrey, Marc, Antoine, Lucas, Benjamin, Pierro, Jérémy, Lauranne, Khaled, Ouarda, Gentiane. Et bien sûr il y a les remerciements « spéciaux » ! En premier lieu, merci à ma Caro de m'avoir emmenée dans sa tornade ascendante à un moment où j'en avais grandement besoin ;-). Tu m'as fait beaucoup avancer de manière plus ou moins consciente, et de ça je te remercie. Merci également à Marion.

Mise à part cette première année, le reste de la thèse s'est déroulée au sein du laboratoire LTHE et là, les remerciements risquent d'être beaucoup plus nombreux ! De manière générale je tiens à remercier l'ensemble du labo ainsi que sa direction qui a accepté de m'accueillir en cours de route. Je tiens en premier lieu à remercier ma Odette, bureau des pleurs attiré et super gardienne de plantes

(je t'en laisserai peut être à mon départ ;-), toujours disponible quand j'avais besoin d'un peu de réconfort... Merci également à Claire et Carméline d'avoir toujours (ou presque) un sourire aux lèvres ou un mot gentil. Merci à Wajdi, pour ses dépannages nombreux. Merci à Hélène G., ma deuxième source de réconfort et ma conseillère technique en tricot. Merci d'avoir été là pour m'écouter à mes (nombreux) moments de doutes ou quand mon moral était au plus bas... Merci à Fréd et à son radiateur qui m'a sauvé partiellement la vie quand il faisait 12°C dans mon bureau. Merci à Hervé pour les cours de Bugle (que je vais bientôt reprendre j'espère !). Merci à Gaëlle, fournisseuse de chocolat et « commandeuse » de trucs en laine ;-). Merci à Erwan (également fournisseur de chocolat) qui a également un sourire aux lèvres presque permanente ! J'espère que la prochaine fois que j'irai à une de tes soirées danses, tu ne me rembarreras pas ! Merci à Yves A., d'avoir relu un bout de ma thèse mais aussi pour sa bonne humeur. Merci à ma copine Magouuu avec qui j'ai partagé de chouettes moments de décompression. Et bien sûr merci à JMC ! Je ne peux malheureusement pas citer l'ensemble du personnel du bâtiment OSUG B mais le cœur y est.

Vient le tour des autres doctorants, stagiaires et assimilés du LTHE que j'ai eu la chance, voir même le bonheur de croiser, tout au long de ses presque 3 dernières années : Joseph, François, Tania, Adrien, Flo, Stéphanie, Baptiste, Thom, Benoît et Mélissa, Max, Jérémy... Je m'excuse par avance pour la tentative désespérée de rimes à venir. Merci à Hélène B., mon escalado-slameuse préférée, qui sait faire des rimes, sans que cela ne la mine. Merci à El Basilounet, prof de couture de mes projets et apprentisseur de construction de pondoir à poulailler. A El Valentino, le randonneur à vélo et escalado-slameur à gogo ; merci pour ton soutien, et d'avoir mine de rien, sauvée mon orchidée de la faim. Merci à Annette, une fille drôlement chouette, une sœur de tricot et de clown une pine-co. Merci à Camille, Aude, Alix et Louise, les tricopines. Il serait impensable, de ne point citer ici, celle qui eut la chance inouïe, d'être ma co-bureau : ma Lisou. Comme je te l'ai déjà dit, ça m'a fait un trou dans mon cœur quand tu es partie, pour de nouvelles aventures à Dijon (sic) city. Maintenant les frites du O'Brothers n'auront plus le même goût et on ne peut plus dire que l'on habite à 210 m ☺. Et merci bien évidemment, à ma Solène, qui d'un soutien réconfortant a été, à des moments où pieds je perdais. N'oublions pas de citer non plus la bien nommée Fitiavana.

Enfin, parce qu'il n'y a pas que la thèse dans la vie, il faut bien remercier les clownpains aussi ! Le clown, une vraie soupape quand ça veut bien sortir, mais également un moyen d'apprendre à se connaître un peu mieux...soi et ses différentes personnalités ! Merci à ma Marie, ma chouette duette de rue, à Pauline, devenue plus qu'une clownpine et avec qui on va faire un super duo avec Boudu 2 et à ma Clairette également. Merci à toutes les personnes que j'ai pu croiser ou que je croise encore au cours de stage ou autre : Nathy, Gérald, Mathieu, Guillaume, Coco, Pascale, Mélody, Solaine, Pierre, Laurence ...

Parce qu'il n'y a pas non plus que la thèse et que le clown dans la vie, y'a d'autres trucs aussi, j'aimerais remercier les personnes rencontrées au cours de ces quatre dernières années et qui m'ont permis de me sentir chez moi à Grenoble. Déjà merci à mes supers voisins du 58, je ne pense pas que l'on puisse rêver mieux : Marie, Quentin, Damien et Aline. Merci à Nicolas, qui m'a aidé à prendre de la hauteur. Merci à ma Chacha, rencontrée en faisant du bénévolat. Merci aux groupes de musique des copains et particulièrement le groupe les Brick à Balk (dédicace spéciale à Marianne), Tête à clique et sans oublier la juste méga énormissime Fanfare Pink It Black ! qui aura réchauffée de nombreuses soirées.

J'aimerais également remercier les personnes rencontrées, au cours de ces dernières années et qui sont réellement restées. En premier lieu merci à ma Chachou, avec qui on a fait les « presque 400 coups » au lycée et qui est pour moi une source d'inspiration, une partie prenante dans ma vie, même si les occasions de se voir sont assez rares... Merci à ma Louissette et Claire, pour leur soutien

durant ce travail de thèse et que je n'ai pas vu suffisamment à mon goût ces dernières années. J'espère bientôt pouvoir y remédier ! Un merci aux copains de facs également : ma Lulu, Yohann, Marjolaine, Marie. Et un merci spécial à ma Mélissa, qui a quand même eu le courage de relire aussi un bout de ce manuscrit !

Il ne faut bien évidemment pas oublier non plus ceux sans qui je ne serais pas là : toute la famille. Merci à mes parents de m'avoir soutenu durant ces années de thèse et merci à ma mère pour sa relecture de l'ensemble du manuscrit (et d'y avoir survécu !). Merci à mes frères et sœurs qui malgré la distance, qu'elle soit spatiale ou âgiale, sont toujours un réconfort : Coco, Alicia, Cyrielle et Adrien.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	2
SOMMAIRE	5
LISTE DES ACRONYMES	8
INTRODUCTION GENERALE	11
CHAPITRE 1 : Contexte et problématique de la zone d'étude	21
1. Le contexte environnemental et sociétal à Madagascar	23
1.1. Une hétérogénéité altitudinale est-ouest	23
1.2. Le climat moyen malgache	24
1.3. Les régions bioclimatiques malgaches	33
1.4. Les évolutions socio-environnementales en cours sur le territoire malgache	42
2. Les enjeux liés à la conservation des forêts tropicales face à la déforestation.....	45
2.1. Définitions dans le contexte malgache	45
2.2. Impacts potentiels des changements climatiques sur les milieux forestiers	46
2.3. Situations et évolutions des forêts à travers le globe	47
2.4. Causes et conséquences de la déforestation à Madagascar	49
2.5. L'évolution de la déforestation à Madagascar à partir du XX ^{ème} siècle	52
2.6. L'évolution des politiques forestières à Madagascar à partir de la fin du XX ^{ème} siècle.....	56
2.7. Le suivi des dynamiques paysagères en milieu forestier tropical.....	62
3. Le contexte géographique et environnemental du Parc de Ranomafana	64
3.1. Localisation du Parc.....	64
3.2. Le contexte environnemental du parc	66
3.3. La démographie et les pratiques agricoles dans la région du Parc de Ranomafana	72
CHAPITRE 2 : Cartographie de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana	76
1. Reconnaissance des principales formations végétales de la région	78
2. Les différents types d'occupation du sol au sein du Parc et à sa marge proche.....	79
2.1. Les types d'occupation du sol observés dans les marges du Parc	88
3. Acquisition et traitements de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013	92
3.1. Les caractéristiques des images SPOT-5	93
3.2. Démarche générale pour l'utilisation de ces données satellitaires	94
CHAPITRE 3 : Dynamiques paysagères dans la région du Parc de Ranomafana analysées entre 1989 et 2013 à partir de l'imagerie satellitaire LANDSAT	121
1. Acquisition et prétraitements des données LANDSAT	123
1.1. Choix et acquisition des données.....	123

1.2. Prétraitements des données.....	125
1.3. Méthodologies pour le suivi des dynamiques paysagères à Ranomafana	128
2. Analyse multivariée pour l'étude des trajectoires d'évolution entre 1989 et 2013	135
3. Les dynamiques paysagères dans la région de Ranomafana entre 1989 et 2013.....	139
3.1. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1989-1993	140
3.2. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1993-1998.....	148
3.3. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1998-2002.....	152
3.4. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2002-2009.....	155
3.5. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2009-2013.....	159
4. Synthèse sur l'évolution de la couverture forestière à Ranomafana entre 1989 et 2013	164
4.1. Evolution de la dégradation forestière au sein du Parc et dans les 3 zones tampons	164
4.2. Analyse de la dégradation forestière en fonction des périodes d'étude.....	166
4.3. Conclusion partielle sur l'évolution de la couverture forestière observée à partir des données LANDSAT.....	170
4.4. Synthèse sur les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol autour du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013	172
5. Conclusion du troisième chapitre.....	178
CHAPITRE 4 : Evolution de l'activité bioclimatique forestière dans la région du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014.....	183
1. Méthodologie à partir de l'analyse de données MODIS	185
1.1. Les données à basse résolution spatiale MODIS	185
1.2. Méthode de traitement des données MODIS.....	186
1.3. Analyses des variations pluvio-thermiques en lien avec le suivi de l'activité végétale	188
2. Activité bioclimatique forestière moyenne au sein du Parc de Ranomafana	191
2.1. Le régime moyen de l'activité végétale dans la région du Parc	192
2.2. Activité végétale entre 2000 et 2014 sur l'ensemble de la zone d'étude.....	193
3. Evolution interannuelle du SIWSI et du EVI au sein du Parc de Ranomafana et pour les cibles de conservations	195
3.1. Activité végétale au sein du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014.....	195
3.2. Etude d'une période de « faible » (2010-2012) et de « forte » (2002-2004) activité végétale régionale	198
3.3. Caractérisation de l'activité végétale de cibles de conservation et de zones agricoles	201
4. Conclusion du quatrième chapitre.....	207
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	209
Synthèse des analyses menées.....	211
Perspectives et améliorations envisagées	214

BIBLIOGRAPHIE	216
TABLE DES FIGURES.....	237
TABLE DES PHOTOGRAPHIES	245
Liste des tableaux.....	247
ANNEXES	250
TABLE DES MATIÈRES	265

LISTE DES ACRONYMES

ANAE : Association Nationale d'Actions Environnementales
ANGAP : Association Nationale pour le Management des Aires Protégées (ancêtre du MNP)
AP : Aire Protégée
BD-ORTHO : Orthophotographie départementale de l'IGN
CBERS : China-Brazil Earth Resources Satellite
CCT : Centre Canadien de la Télédétection
CEPF : Critical Ecosystem Partnership Fund
CI : Conservation International
COBA : Communauté de Base
COFAV : Corridor Forestier Ambositra – Vondrozo
ENVISAT : ENVironment SATellite
EROS : Earth Resources Observation and Science
FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FRA : Evaluation des Ressources Forestières mondiales
GELOSE : Gestion Locale SEcurisée
GES : Gaz à effet de serre
GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GLC : Global Land Cover
HRS : Haute Résolution Spatiale
IEFN : Inventaire Ecologique Forestier National
ILO : projet de recherche pour une analyse économique améliorée pour la prise de décision et Information et dialogues publics améliorés
INPE : Institut National pour la Recherche Spatiale
INSTAT : Institut National de la Statistique Malgache
IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change
JRC : Joint Research Center
LANDSAT : LAND SATellite
MEA : Millenium Ecosystem Assessment
MEFT : Ministère de l'Environnement, des Forêts et du Tourisme
MERIS : Medium Resolution Imaging Spectrometer
MNP : Madagascar National Park
MODIS : Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NAP : Nouvelle Aire Protégée
NDVI : Indice de Végétation par Différence Normalisée
NOAA-AVHRR : National Oceanic and Atmospheric Administration - Advanced Very High Resolution Radiometer
OIBT : Organisation Internationale des bois tropicaux
ONE : Office National de l'Environnement
ONG : Organisation Non Gouvernementale
PE 1 : Plan Environnementale 1
PE 2 : Plan Environnementale 2
PE 3 : Plan Environnementale 3
PIB : Produit Intérieur Brut

PgC : Pétagramme de carbone
PN : Parc National
PNAE : Plan National d'Action Environnementale
PNUE : Programme des Nations Unies pour le Développement
RFE : RainFall Estimate
RNI : Réserve Naturelle Intégrale
RS : Réserve Spéciale
SAPM : Système des Aires Protégées Malgaches
SPOT : Satellite Pour l'Observation de la Terre
SPOT-VGT : Satellite Pour l'Observation de la Terre - Végétation
THRS : Très Haute Résolution Spatiale
UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture
UNFCCC : United Nations Framework Convention on Climate Change
USGS : U.S. Geological Survey
WFP : Programme alimentaire mondial
WORLDCLIM : Global Climate Data

“Le clown est seul. C’est pour cela qu’il touche. Un clown, seul, sur scène, est forcément tragique. Et c’est cette solitude qui le rend tragique, qui nous bouleverse. Et comme il s’appuie sur ce qu’il est, un inadapté, pour pouvoir survivre, il fait rire. C’est son inadaptation à sa solitude et la façon dont il s’en sort qui font rire. Et on rit de nous-mêmes et de notre même “inadaptitude”. On rit, grâce au clown, de notre propre tragédie. Celle de devoir se porter, d’être vivant, d’être un humain.”

Emma est moi, Meriem Menant

A ma sœur, Coralie

INTRODUCTION GENERALE

Dans le contexte des changements globaux, la question de la préservation des forêts tropicales est devenue un enjeu dans les débats scientifiques mais également politiques. En effet, les forêts sont reconnues pour être le « réservoir » de la biodiversité puisqu'elles renferment près de la moitié des espèces vivantes de la planète et au 21^{ème} siècle, à peine 13 % de la biodiversité contenue dans les forêts a pu être décrite (Harper *et al.*, 2007 ; Thompson *et al.*, 2009). Il resterait encore plus de 13,6 millions d'espèces à découvrir (Pearce et Pearce, 2001). Les forêts tropicales renfermeraient quant à elles près des deux tiers de la biodiversité terrestre connue (Gardner *et al.*, 2009) et fournissent à l'homme de nombreux biens et services.

L'espèce humaine est en partie dépendante des services rendus par les écosystèmes et leur biodiversité. Les fonctions des écosystèmes sont déterminées à partir de leur capacité à délivrer des services écosystémiques (Maes *et al.*, 2013). Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) définit les services écosystémiques comme les bénéfiques que l'homme peut obtenir des écosystèmes. Cela inclut trois grandes catégories de services :

- les services d'approvisionnement, nourriture, eau, bois, fibres ;
- les services de régulation, jouant sur le climat, les inondations, les maladies, la qualité de l'eau ;
- les services culturels, comprenant les usages récréatifs, esthétiques, religieux et spirituels.

Les écosystèmes peuvent également rendre des services de soutien comme la photosynthèse, le recyclage des nutriments et également la formation de sols. Les services écosystémiques n'ont pas le même impact en fonction de l'échelle d'analyse considérée. Certains services, notamment les fonctions d'approvisionnement, auront un poids à une échelle locale voire régionale, tandis que les services de régulation constituent un enjeu à une échelle globale (fig. 1 - Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

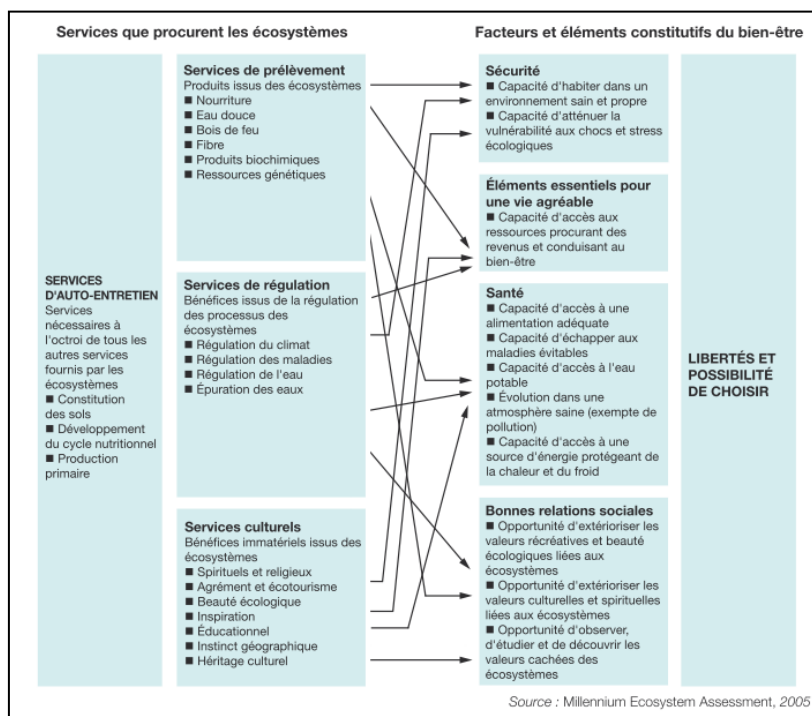


Figure 1 : Récapitulatif des liens entre les écosystèmes et le bien-être humain. Source : Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009.

Les forêts remplissent de nombreuses fonctions (tab. 1). En premier lieu, elles ont une fonction d'approvisionnement à travers la production de nombreux produits ligneux et non ligneux (les

produits forestiers non ligneux sont définis comme « *des biens dérivés des forêts qui sont des objets tangibles et physiques d'origine biologique autre que le bois* » par le FRA - Evaluation des Ressources Forestières Mondiales, en 2010). Cette fonction de production attribuée aux forêts est importante à prendre en compte, notamment lorsqu'on s'intéresse à la protection de l'environnement dans les pays en développement. Près de 30 % des forêts à la surface de la planète sont affectés à la production de bois et produits non ligneux (tab. 1), ce qui représente 1,2 milliard d'hectares (FAO, 2010).

Tableau 1 : Fonctions principales des forêts en 2010 à l'échelle continentale et à Madagascar. Source : FAO, 2010.

Pays/zone	Superficie forestière totale (1 000 ha)	Fonction désignée principale (%)						
		Production	Protection des sols et de l'eau	Conservation de la biodiversité	Services sociaux	Usages multiples	Autres	Aucune fonction ou inconnue
Afrique	674 419	30	3	14	-	17	-	35
Asie	592 512	39	26	13	2	17	0	3
Europe	1 005 001	52	9	4	2	11	21	-
Amérique Centrale	19 499	19	9	47	4	10	-	11
Amérique du Nord	678 961	14	0	15	0	68	-	3
Amérique du Sud	864 351	14	7	13	14	11	0	41
Océanie	191 384	6	-	16	-	32	34	11
Madagascar	12 553	26	1	38	0	34	0	0
Monde	4 033 060	30	8	12	4	24	7	16

À l'échelle mondiale, près de 3,4 milliards de m³ de bois ont été extraits en 2005, dont 47 % dévolus au bois de chauffe, le reste au bois rond industriel. En Afrique, l'extraction de bois a enregistré une croissance entre 1990 et 2005 de près de 3 % par an, en lien avec la croissance démographique (FAO, 2010). Sur ce continent, la proportion de forêts destinées à cette production est de 30 % de la superficie forestière totale, tandis qu'à Madagascar, cela représente 26 %. Or, dans ce pays, la très grande majorité de la population dépend de la ressource forestière pour vivre, que ce soit le bois de chauffe pour cuisiner ou se réchauffer, ou les nombreux produits non ligneux offerts par la forêt, pour se nourrir (miel, plantes, animaux ...), se soigner, se vêtir (notamment avec l'utilisation des palmiers) ou pour la construction d'habitations. À Madagascar, l'extraction de bois de chauffe a connu une forte croissance puisqu'elle a augmenté de près d'un tiers en à peine 15 ans (passant de 8 000 milliers de m³ sur pied¹ en 1990 à plus de 12 000 milliers de m³ en 2005 – FAO, 2010). Ces chiffres sur la production forestière ne tiennent pas compte des prélèvements illégaux

¹ Selon la FAO (2010) le volume ou matériel sur pied correspond au « *volume (mesuré en mètres cubes solides) de tous les arbres vivants dans un espace de forêt ou de terre boisée ayant plus d'un certain diamètre à hauteur d'homme (diamètre qui doit être mesuré à au moins 30 cm de hauteur au-dessus des contreforts). Ce volume comprend le tronc à partir du sol ou de la souche, jusqu'à une hauteur correspondant à un diamètre donné (en cm) et peut également inclure les branches ayant un diamètre minimal.* »

effectués sur les ressources forestières par différents types d'activités (import/export illicites de bois précieux réglementé - Pearce et Pearce, 2001). Or, la coupe illégale peut représenter dans certains pays, notamment dans le bassin amazonien, l'Asie du Sud-Est ou l'Afrique Centrale, un plus gros volume que la production légale (Leplay, 2011). Ce volume représente entre 50 et 90 % de la production de bois (PNUE, 2012). À Madagascar, trois espèces sont visées par le commerce illégal de bois à savoir, l'ébène, le bois de rose et le palissandre, prélevées dans des aires protégées (Schuurman et Lowry, 2009). Par exemple, entre 2008 et 2009, l'exportation de bois de rose en provenance d'aires protégées malgache vers la Chine a triplé (Allnut *et al.*, 2013), ce phénomène étant mis en relation avec la crise politique survenue en 2009.

Les forêts jouent un rôle essentiel dans le cycle de l'eau. Les précipitations sur la forêt sont soit interceptées par les arbres et rejetées par évapotranspiration, soit elles ruissellent et s'infiltrent dans le sol pour alimenter les nappes ainsi que les fleuves et ruisseaux. Selon Aragão (2012), dans les forêts tropicales humides, entre 25 et 56 % des précipitations sont recyclées par les écosystèmes forestiers par le biais de l'évapotranspiration. Selon Monteny (1988), pour l'exemple de la Côte d'Ivoire, les forêts tropicales restituent dans l'atmosphère entre 63 et 74 % des précipitations sous forme de vapeur d'eau, tandis que les valeurs des surfaces agricoles avoisinent 40 à 55 %. Les modèles climatiques montrent que ce mécanisme risque de s'affaiblir avec la disparition des forêts tropicales (fig. 2 - Aragão, 2012). Spracklen *et al.* (2012) ont mené une étude sur les relations entre le couvert végétal et les précipitations dans le bassin Amazonien ; ils ont prédit que si la déforestation continue au même rythme qu'entre 1997 et 2002, le bassin connaîtra une réduction de ses précipitations de 12 % durant la saison humide et de 21 % durant la saison sèche d'ici 2050.

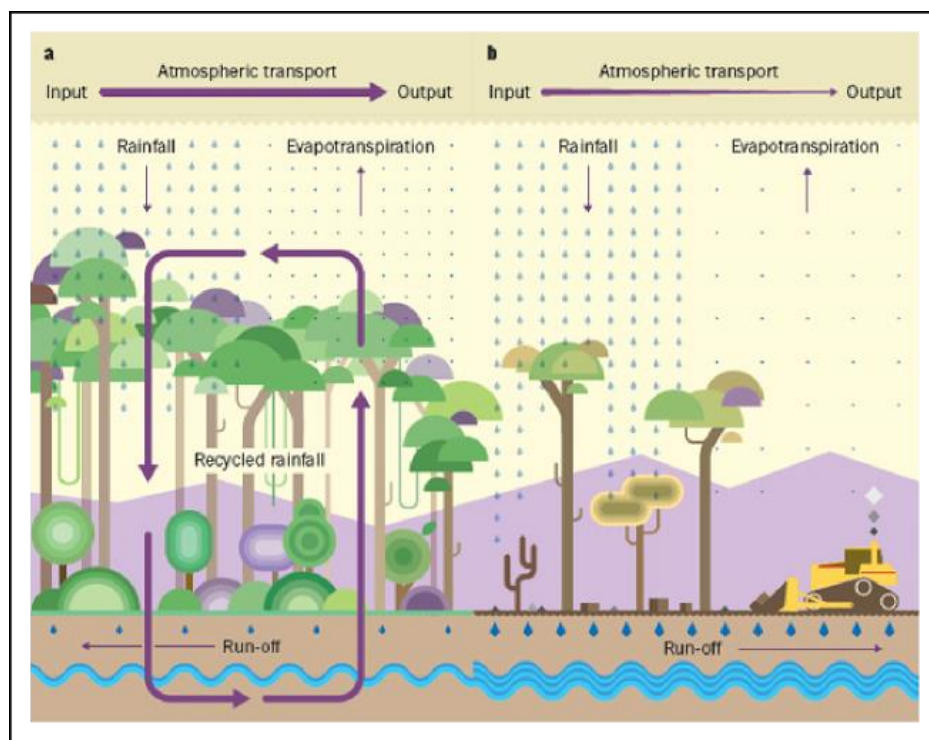


Figure 2 : Effet de la déforestation sur les précipitations dans les tropiques : a) le cycle des précipitations dans des conditions « normales » où la majorité des précipitations en forêt tropicale proviennent de la vapeur d'eau issue du processus de l'évapotranspiration (l'eau est absorbée dans le sol par les racines des arbres et est rejetée ensuite dans l'atmosphère). L'eau s'écoule des forêts également par les cours d'eau ; b) la déforestation diminue l'évapotranspiration, ce qui inhibe le recyclage de l'eau. La diminution du transport de vapeur d'eau dans l'atmosphère diminue la quantité de précipitations et peut augmenter l'infiltration et le débit des rivières. Sources : Aragão, 2012 ; Spracklen *et al.*, 2012.

L'eau contenue dans l'atmosphère diminuerait et cela pourrait entraîner une augmentation des ruissellements et écoulements de surface. La conservation des milieux forestiers en zone montagneuse, ce qui est le cas de nombreuses forêts malgaches, permet également de garantir une certaine qualité de l'eau pour qu'elle soit consommable par les populations riveraines des cours d'eau (Leplay, 2011).

Les forêts, de manière générale, sont considérées comme des puits de carbone car elles en absorbent davantage qu'elles n'en rejettent dans des conditions normales (Locatelli et Loisel, 2002). Hurtt *et al.* (2006) estiment que 42 à 68 % de l'ensemble des terres à la surface du globe ont été impactés par des activités liées à l'occupation du sol entre 1700 et 2000, influençant ainsi l'absorption et le rejet de carbone dans l'atmosphère. Les forêts contiennent près de la moitié du stock de carbone terrestre total dont plus de 55 % du carbone mondial accumulé dans la végétation et 45 % du carbone du sol. Le réservoir de carbone dans la végétation forestière se trouve essentiellement dans les forêts tropicales (62 %) (Brown, 1996). Dans celles-ci, la majorité du carbone est séquestré dans la biomasse aérienne, le reste se situant dans le sol et les débris ligneux (Gibbs *et al.*, 2007 ; Asner, 2009). Le sol et les racines contiennent près de 20 % du stock de carbone des forêts tropicales (Cairns *et al.*, 1997). Le 4^{ème} rapport du GIEC de 2007 indique que 17,4 % des émissions de tous les gaz à effet de serre issus des activités anthropiques ont pour source l'exploitation forestière, ce qui place la déforestation en seconde position après la combustion des énergies fossiles comme source de rejet (Van der Werf *et al.*, 2009). Ce chiffre varie plutôt entre 12 et 20 % des Gaz à Effet de Serre (GES) selon les auteurs (Saatchi *et al.*, 2011). Entre 1750 et 2011, les émissions de GES liées au changement d'usage des terres, et principalement au déboisement, atteignent 180 [100-260] PgC (Pétagramme de Carbone, 1PgC correspond à 1 gigatonne de carbone) entre 2002 et 2011 ; sur cette période, ces émissions, essentiellement liées au déboisement en milieu tropical, ont atteint 0,9 [0,1 et à 1,7] PgC par an (IPCC, 2013). La destruction massive des forêts ne permet quasiment plus de compenser les rejets de CO₂ dus à l'utilisation des énergies fossiles, et vient au contraire, renforcer les rejets et donc, le réchauffement de l'atmosphère terrestre (IPCC, 2013). À Madagascar, la tendance est à une évolution négative des stocks de carbone dans la biomasse forestière vivante depuis 1990 (tab. 2).

Tableau 2 : Evaluation du stock de carbone entre 1990 et 2010 à Madagascar. Source : FAO, 2010.

	Stock de carbone dans la biomasse forestière vivante (millions de tonnes)				Par hectare 2010 (tonnes)	Changement annuel (millions de tonnes/an)		
	1990	2000	2005	2010		1990-2000	2000-2005	2005-2010
Madagascar	1 778	1 691	1 663	1 626	130	-9	-6	-7

Les forêts tropicales couvrent une superficie globale de 1,3 milliard d'hectares, soit près de 10 % de la surface terrestre (Mayaux *et al.*, 2000a) répartis dans trois bassins : l'Amazonie, le Congo et l'Asie du Sud-Est. Comme vu auparavant, elles constituent d'importants réservoirs de biodiversité, tant floristique que faunistique (Gardner *et al.*, 2009). Si l'on considère que 50 % de la biodiversité est contenue dans les forêts tropicales, et que celles-ci perdent plus ou moins 1 % de leur surface chaque année, cela induirait une perte de 1 à 10 % des espèces au cours des 20 prochaines années (Barbault et Sastapradja, 1995 ; Pearce et Pearce, 2001). Cette biodiversité est essentiellement concentrée dans des *hotspot* (ces 'points chauds' se définissent comme des espaces ayant une concentration exceptionnelle d'espèces endémiques mais soumises à une perte importante des habitats – fig. 3). Ces forêts permettent également le stockage de carbone (Lescuyer et Locatelli,

1999 ; Hansen *et al.*, 2008a) avec près de 45 % du carbone hors sol contenu dans la végétation (Watson *et al.*, 2000 ; Harper *et al.*, 2007). Cependant, ces forêts sont très fortement menacées alors même qu'elles sont indispensables en bien des égards à l'Homme mais aussi et surtout, au fonctionnement de l'ensemble des écosystèmes. Seules 9,8 % des forêts tropicales sont classées en zone protégée² (Schmitt *et al.*, 2009) alors même que leur futur dépend de la manière dont l'homme va gérer ces espaces (Perfecto et Vandermeer, 2008 ; Gardner *et al.*, 2009).

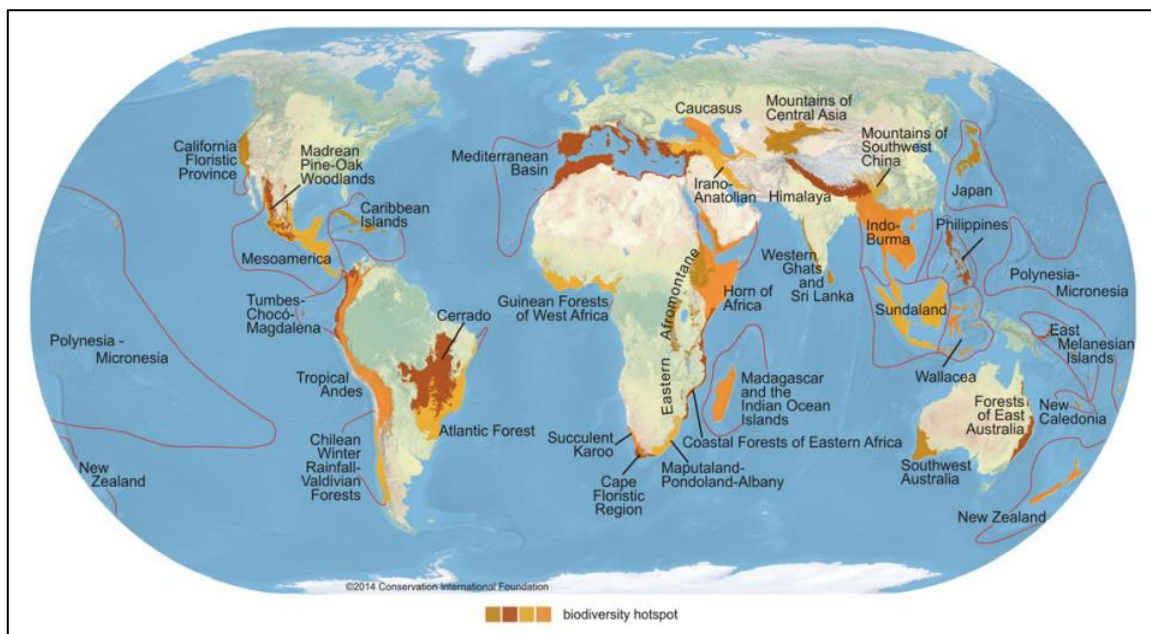


Figure 3 : Répartition en fonction de leur importance des *hotspot* de biodiversité dans le monde. Sources : Conservation Internationale, 2004 ; Marchese, 2015.

Malgré les nombreux biens et services rendus par les écosystèmes forestiers, ces derniers sont menacés par les activités anthropiques et notamment, par la déforestation et les conséquences environnementales induites. Depuis 1990, plus de 129 millions d'hectares de forêts ont disparu. À cette date, les forêts couvraient plus de 4,128 milliards d'ha soit 31,6 % de la surface des terres émergées. En 2015, ce chiffre n'atteint plus que 3,99 milliards d'ha soit 30,6 % de la surface (FAO, 2015). Le taux de déforestation semble avoir ralenti en passant de 0,18 % par an dans les années 90 à 0,08 % durant la période 2010-2015, mais malgré ce ralentissement, le déboisement continue. C'est en Afrique que la déforestation a été la plus prononcée entre 2010 et 2015, avec une perte de 2,8 millions d'hectares, suivie de l'Amérique du Sud avec une perte de 2 millions d'hectares sur la même période (FAO, 2015). Cette dégradation des milieux forestiers est principalement le fait d'une démographie croissante, induisant une demande en terres agricoles plus importante. Mais la déforestation et la conversion de terres forestières à d'autres usages ne sont pas sans conséquence sur les biens et services rendus par les forêts, notamment sur les biens « globaux » tels que le stockage de carbone et le cycle de l'eau, mais également l'érosion de la biodiversité.

² Aire protégée selon l'IUCN (2008) : « espace géographique clairement défini, reconnu consacré et géré par des moyens légaux ou d'autres moyens effectifs, afin d'assurer la conservation de la nature sur le long terme, ainsi que les services écosystémiques et valeurs culturelles associés ».

À Madagascar, la grande majorité de la biodiversité se localise dans les forêts humides de l'est de l'île, soit près de 8 000 espèces endémiques de plantes dans ces milieux (Green et Sussman, 1990). La grande île est ainsi considérée comme un des *hotspot* de biodiversité (Myers, 2000). L'importante présence d'espèces endémiques à Madagascar est liée à son isolement relatif lors de la séparation de l'île avec le reste du continent africain. Sur l'étendue originelle estimée de la végétation primaire de l'île, seuls 10 % subsistent encore aujourd'hui. Selon Boiteau (1958), la quasi-totalité de l'île était forestière jusqu'au 12^{ème} siècle). Parmi les 12 000 espèces de plantes connues recensées sur toute l'île, un peu plus de 9 700 seraient endémiques. De même, sur les 987 espèces de vertébrés recensées, 771 le seraient (Myers, 2000).

Madagascar reste en proie à une forte pression sur ses milieux forestiers. Or, la grande majorité de la biodiversité malgache est confinée dans ces espaces menacés (Green et Sussman, 1990). Cependant, les études réalisées jusqu'à présent sur l'évolution de la couverture forestière malgache restent discutables et en contradiction, d'autant plus que parfois, les auteurs avancent des chiffres sans que l'on sache systématiquement comment ils les ont obtenus. Il faut donc prendre ces informations avec précaution. La démographie malgache (croissance de 3 % par an) semble persévérer puisque la transition démographique n'a pas encore été amorcée. Or, les 2/3 de la population malgache vit en milieu rural et dépendent du bois énergie au quotidien. La demande en terres agricoles s'accroît également afin de répondre aux besoins alimentaires de la population. Malgré la volonté du gouvernement malgache de préserver ses milieux forestiers, la mise en place de systèmes de protection de l'environnement reste relativement difficile du fait du manque de moyens financiers et humains permettant de maintenir un suivi régulier. La mise en place des Aires Protégées a induit le transfert de gestion des milieux de l'État aux populations locales. En effet, l'implication des riverains pour la gestion de leur environnement favorise la conscientisation de la nécessité de préserver les écosystèmes forestiers en limitant mais n'interdisant pas certaines pratiques (comme le *tavy*³) ou prélèvements de produits forestiers.

C'est dans le cadre de cette volonté de protection des milieux que le Parc de Ranomafana a été créé en 1991. Ce Parc (d'une superficie de 416 km²) appartient au corridor écologique⁴ Ranomafana-Andringitra et a été classé notamment grâce à la découverte au début des années 90 d'une espèce, le lémurien bambou doré (*Hapalemur Aureus*), spécifique à cette zone de Madagascar et à la redécouverte d'une autre espèce de lémurien, le Grand hapalémur (*Prolemur simus* - Wright *et al.*, 2012). Cet espace protégé se situe dans les forêts humides de l'est de l'île (fig. 4).

Les gestionnaires du Parc ont ainsi ciblé six cibles de conservation, faisant l'objet d'une attention particulière du fait de leur intérêt écologique (comm. pers., Direction du Parc de Ranomafana, 2013) :

- 1 et 2) les forêts humides de basse et de moyenne altitude,
- 3) les forêts de bambous,
- 4) les forêts de Pandanus,
- 5) les zones humides,

³ *Tavy* : mot en malgache pour désigner la culture sur brûlis (généralement du riz pluvial).

⁴ Les corridors sont « *des éléments linéaires du paysage dont la physionomie diffère de l'environnement adjacent. Ils ont plusieurs rôles dont celui de conduit, qui favorise le mouvement, ou de barrière qui le limite* » (Burel et Baudry, 1999).

6) l'espèce de lémurien *Varecia Variiegata*, dépendante des forêts primaires de basse altitude pour sa survie.

Même si le Parc est un milieu protégé, en son sein il est resté soumis à des destructions et prélèvements illégaux, notamment liés à l'orpaillage. De même, la zone tampon (espace compris entre les limites du Parc et 3 km autour dans lequel les prélèvements de bois sont réglementés) est vulnérable aux pressions anthropiques, car même si l'exploitation des bois y est réglementée, cette zone reste menacée. Les pratiques agricoles traditionnelles dans la région du Parc sont fonctions des deux principales ethnies occupant le territoire : à l'ouest, les *Betsileo* qui pratiquent essentiellement une riziculture de bas fond tandis qu'à l'est, les *Tanala* sont davantage tournés vers le *tavy* (Serpantié *et al.*, 2007).

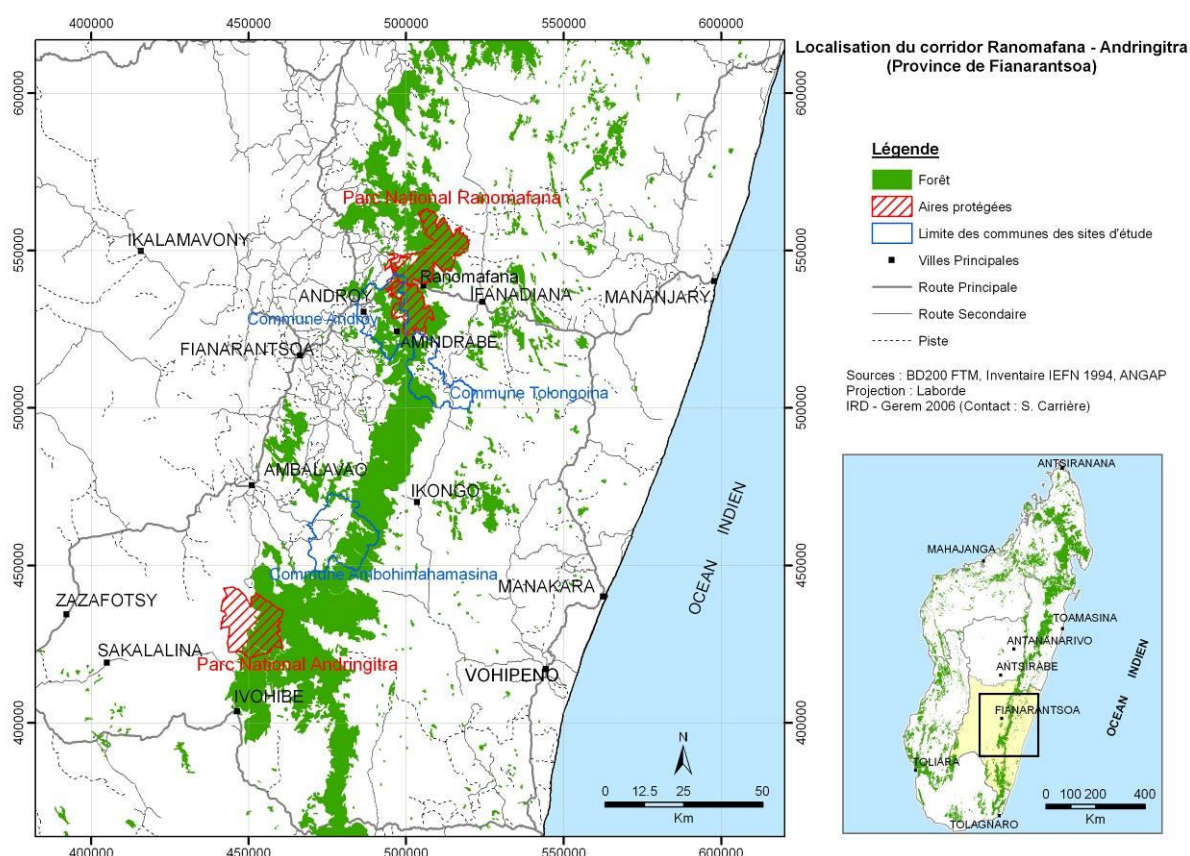


Figure 4 : Carte de localisation du Parc de Ranomafana dans le corridor Ranomafana-Andringitra. Source : Carrière *et al.*, 2008.

Afin de réaliser des suivis régionalisés des dynamiques d'occupation récentes des états de surface liés à la déforestation et à la dégradation des forêts tropicales, l'imagerie satellitaire apparaît comme un outil pertinent, malgré les contraintes liées à l'usage de ce type de données. Au vu de l'abondance des données disponibles et de leurs caractéristiques spécifiques en termes de résolutions spatiales, spectrales et temporelles, la télédétection satellitaire est fréquemment utilisée pour la cartographie et le suivi des dynamiques spatio-temporelles des différents types d'occupations du sol en milieu forestier tropical.

Il est donc proposé dans cette étude de réaliser un suivi par télédétection des dynamiques d'occupation du sol dans le contexte d'une aire protégée, le Parc de Ranomafana, afin d'améliorer la compréhension des différentes contraintes éco-climatiques ainsi que celle des pressions anthropiques pesant sur ce milieu.

Afin de pouvoir suivre et étudier les différentes contraintes et évolutions pesant sur le Parc de Ranomafana, plusieurs objectifs principaux sont visés.

Le premier objectif consiste à l'analyse, à l'aide de l'imagerie satellitaire à haute résolution (inférieure à 30 m), de l'évolution spatio-temporelle de la couverture forestière et de l'occupation du sol, depuis la fin des années 80 à nos jours, dans la région du Parc de Ranomafana. L'enjeu principal est de quantifier et spatialiser les impacts que les activités humaines (surtout agricoles) ont sur les milieux naturels.

Le second objectif cherche à étudier la variabilité interannuelle et intra-saisonnière de l'activité végétale en relation avec les variations pluvio-thermiques des différentes formations observées à partir de l'imagerie basse résolution spatiale (de 250 m à 1 km). À travers l'utilisation d'indices de végétation, il est possible de suivre l'activité photosynthétique des différentes formations végétales en place, et particulièrement leurs éventuels contrastes et différences.

Le troisième objectif vise à valider ces cartographies dynamiques régionales à partir d'observations et de mesures recueillies *in situ* (données éco-climatiques, parcellaires agricoles et forestiers...). Ces analyses doivent permettre de fournir aux gestionnaires du Parc de Ranomafana des documents de travail réalisés à l'échelle locale, pouvant ainsi leur permettre d'avoir une vision plus précise des changements d'usages des terres dans la région du Parc afin de mieux appréhender les trajectoires actuelles des relations Hommes/Milieux.

Ce travail de thèse est le fruit de la collaboration entre plusieurs laboratoires de recherches français (UMR 5564 LTHE, Grenoble / UMR 228 ESPACE DEV, La Réunion / UMR 5600 EVS, Lyon), le *Madagascar National Park* (MNP) ainsi que le Centre National de Recherche (CNR) malgache. Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet européen FEDER OBSAT (Observation par imagerie SATellitaire) lancé en 2012 dans le contexte de la mise en place d'une station d'acquisition d'images satellites de la Réunion (SEAS-OI – Surveillance de l'Environnement Assistée par Satellite pour l'Océan Indien, station portée par l'IRD, la Région Réunion, l'Université de la Réunion et par l'Etat). Ce programme a notamment permis de financer les trois missions de terrain réalisées à Madagascar en janvier 2013, mars-avril 2013 et avril 2014.

CHAPITRE 1 : Contexte et problématique de la zone d'étude

1. Le contexte environnemental et sociétal à Madagascar

L'île de Madagascar est située dans l'Océan Indien, séparée de l'Afrique par le canal du Mozambique. Elle est localisée entre les latitudes 11°57'S et 25°39'S et entre les longitudes 43°15'E et 50°27'E. Madagascar s'étend sur 1580 km du Nord au Sud, et dans sa plus grande largeur, sur 570 km, soit une superficie de 587 041 km². L'île a été séparée du Gondwana il y a près de 165 millions d'années et a atteint sa situation actuelle il y a environ 121 millions d'années.

1.1. Une hétérogénéité altitudinale est-ouest

Madagascar offre un relief varié. Sur la côte Est, le pays est traversé du Nord au Sud par une chaîne de Hautes Terres dont le point culminant est le Maromokotro, dans le massif montagneux de Tsaratanana au Nord de l'île, qui s'élève à 2876 m d'altitude. Au centre de l'île, l'Ankaratra atteint 2 642 m, et au sud, le Pic Boby, dans le massif de l'Andringitra, culmine à 2 658 m. Le versant oriental descend rapidement vers l'Océan Indien tandis que le versant occidental présente des pentes plus douces avant de rejoindre le canal du Mozambique (fig. 5).

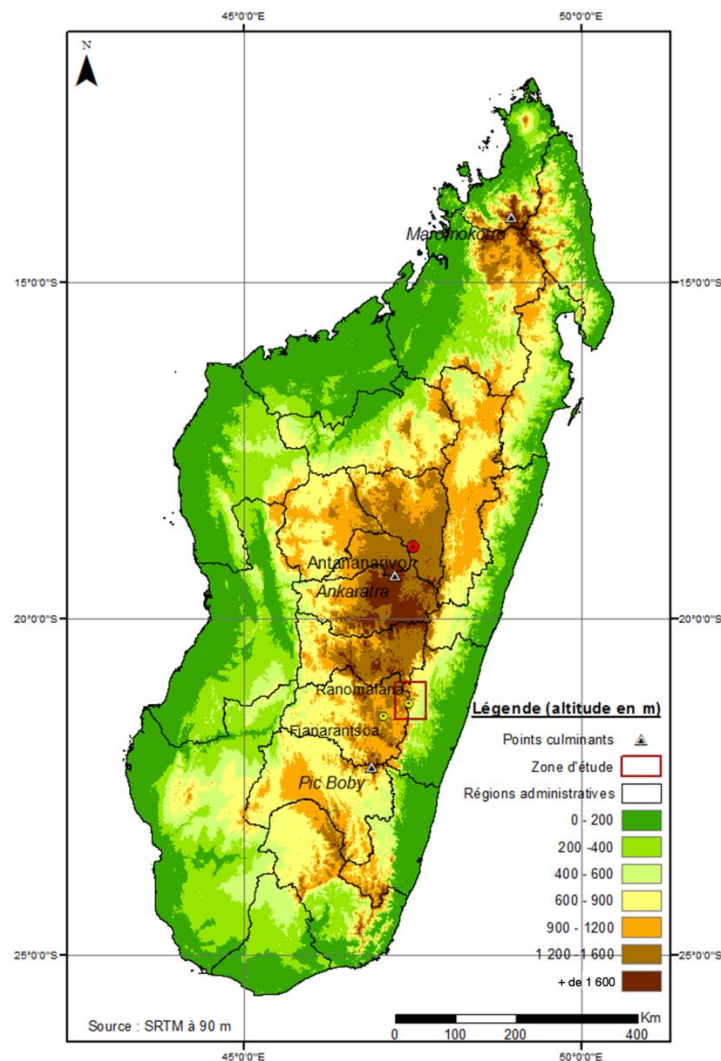


Figure 5 : Altitude moyenne à Madagascar, avec une cartographie réalisée à partir du SRTM à 90 m de résolution spatiale.

1.2. Le climat moyen malgache

1.2.1. Les conditions pluvio-thermiques moyennes

Selon Donque (1975), trois éléments essentiels concourent à conditionner les climats malgaches. Le premier correspond au « support géographique local ». En effet, Madagascar reste une île montagneuse tropicale, marquée par une très forte dissymétrie topographique est/ouest. Le second facteur correspond à « l'environnement maritime », et le troisième à la proximité du continent africain (fig. 6). Madagascar présente donc des climats variés, liés à sa position en milieu tropical mais également du fait de l'influence du relief, de l'exposition et de la latitude (Chaperon *et al.*, 1993).

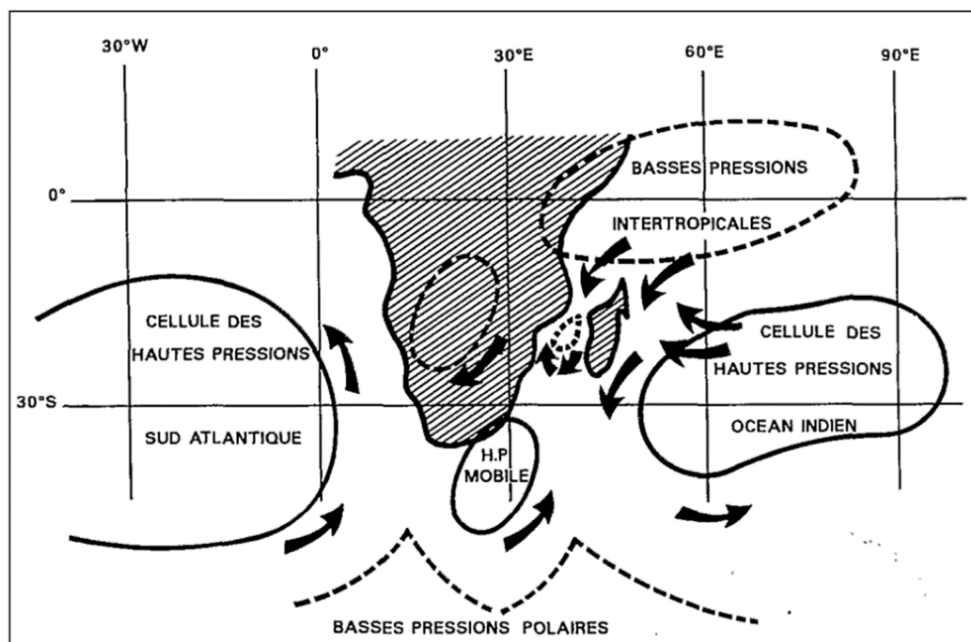


Figure 6 : Schéma des principaux centres d'action régulant le climat en saison chaude (d'octobre à avril) à Madagascar. Source : Chaperon *et al.*, 1993.

Deux centres d'actions régulent les mouvements des masses d'air à Madagascar, la zone des basses pressions intertropicales et la cellule océanique semi-permanente de hautes pressions centrée sur le sud de l'Archipel des Mascareignes. La zone de haute pression évolue dans le temps, sous l'influence notamment des basses pressions polaires. Ces centres d'action, essentiellement l'anticyclone centré sur l'Océan Indien, dirigent des alizés de secteur est/sud-est qui, en se heurtant au relief malgache, apportent des précipitations abondantes sur cette façade de l'île (Chaperon *et al.*, 1993).

Il est possible de distinguer principalement deux saisons : une saison sèche, de mai à octobre et une saison pluvieuse, de novembre à avril. Durant la première saison, un anticyclone localisé dans l'Océan Indien, au sud des Mascareignes, et dirigeant un régime de vent d'alizé du sud-est conditionne le climat et induit un climat humide dans la partie est de l'île (« au vent ») tandis que la face occidentale est très peu arrosée. Durant la saison chaude (de novembre à avril), l'anticyclone s'affaiblit ; le régime d'alizé reste actif sur la partie est de l'île mais s'amointrit à l'ouest (Direction Générale de la Météorologie, 2008). Entre ces deux grandes saisons, il existe des périodes de transition progressives ou intersaisons durant lesquelles il est possible de retrouver des caractéristiques propres à la saison sèche ou à la saison pluvieuse.

Les précipitations moyennes annuelles à Madagascar varient entre 350 mm sur la côte ouest de l'île à plus de 4 000 mm dans la baie d'Antongil et sur le massif de Tsaratanana. A l'est de l'île, il n'existe pas réellement de saison sèche, juste une diminution des précipitations entre septembre et octobre, à l'intersaison. Sur la côte ouest et les plateaux, la majorité des précipitations a lieu entre octobre et avril (Direction Générale de la Météorologie, 2008). A l'ouest de l'île, les régions sont soumises à des mois secs de mai à octobre et des précipitations modérées. Les températures annuelles moyennes oscillent entre 24 et 28°C. Le sud/sud-ouest est une région semi-aride voire aride, soumise à une longue saison sèche et qui reçoit très peu de précipitations. Les températures y sont très variables durant l'année avec une moyenne annuelle de 23-24°C. Enfin, les plateaux du centre sont soumis à des précipitations variables et une saison sèche modérée. Il est également possible occasionnellement qu'il y gèle ou qu'il y ait des précipitations neigeuses. Les températures y sont les plus froides de l'île avec une moyenne annuelle variant entre 14 et 22°C (Irwin *et al.*, 2010).

A partir des données pluviothermiques WORLDCLIM (moyennes mensuelles calculées entre 1950 et 2000 à 1 km de résolution spatiale), le mois le moins humide (octobre - fig. 7a), le plus humide (mars - fig. 7b) ainsi que le mois le moins chaud (août - fig. 7c) et le plus chaud (décembre - fig. 7d) sont cartographiés afin d'observer la variabilité saisonnière des conditions pluvio-thermiques sur l'ensemble de l'île. En octobre (mois le moins arrosé), l'amplitude de variation des précipitations est limitée puisque la pluviométrie varie de 8 à 130 mm selon la région de l'île, tandis que pour le mois le plus arrosé (mars), cette amplitude va de près de 20 mm à 520 mm en un mois. Le sud de l'île reste, dans les deux cas, la zone la moins arrosée, tandis que la partie est de l'île, où les reliquats forestiers se situent, les précipitations sont les plus importantes. Pour les températures minimales, le mois le plus frais enregistre 7°C tandis que le mois le plus chaud monte à 12°C. Les températures les plus chaudes se retrouvent sur la côte ouest de l'île.

La localisation ainsi que la topographie de Madagascar explique en grande partie la répartition de la pluviométrie et des températures. **Ce « zonage » climatique va impliquer la mise en place de formations végétales spécifiques et donc de grandes zones bioclimatiques.**

Si l'on observe les précipitations à l'échelle de 4 stations (Tuléar au sud-ouest, Ivato au centre, Mahajanga au nord-ouest et Fianarantsoa dans la partie est de Madagascar – fig. 8), il est possible de noter que les deux villes à l'ouest de l'île sont soumises à une saison sèche marquée, pour Tuléar à partir de juin jusque décembre, pour Mahajanga entre mai et août, tandis que pour les stations situées à l'est et au centre de l'île, la saisonnalité est toujours marquée mais les précipitations sont possibles toute l'année.

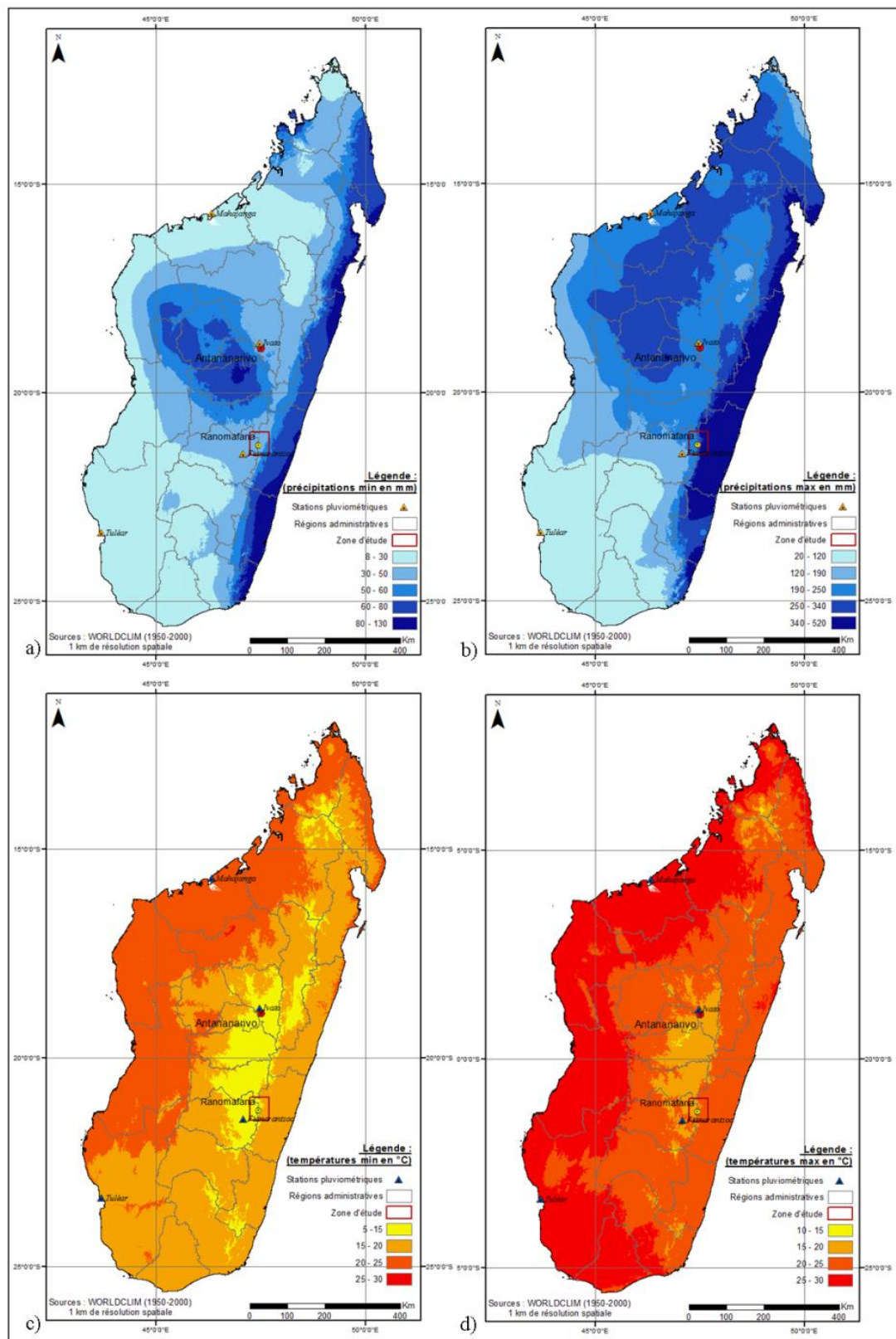


Figure 7 : Précipitations moyennes (en mm) pour le mois le moins arrosé (octobre – a) et le plus arrosé (mars – b), et températures moyennes (en °C) pour le mois le moins chaud (août – c) et le plus chaud (décembre – d) sur l’île de Madagascar, à 1 km de résolution spatiale (période 1950-2000). Source : données WORLDCLIM.

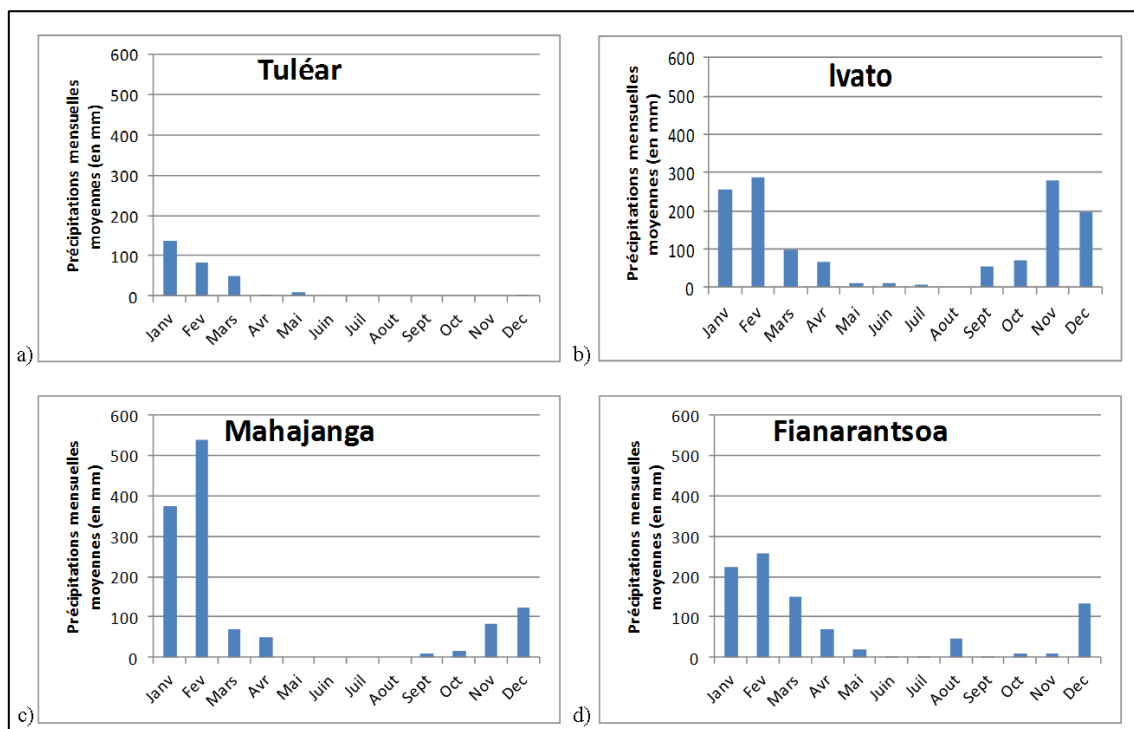


Figure 8 : Précipitations mensuelles en 2008 (sauf à Fianorantsoa en 2011) pour quatre stations situées dans les aéroports de : a) Tuléar, b) Ivato près d'Antananarivo, c) Mahajanga et d) Fianarantsoa. Source : Service de climatologie malgache, 2013.

La répartition des conditions climatiques joue un rôle sur la répartition des grandes unités végétales. La variabilité saisonnière et interannuelle des précipitations mais également des températures va conditionner certains comportements végétaux. **Les forêts sont sensibles aux modifications des conditions pluvio-thermiques et leur activité végétale est liée à cette variabilité.** La production primaire des forêts humides est en effet corrélée négativement avec les précipitations, c'est-à-dire qu'**au-dessus d'une certaine quantité d'eau précipitée, la production primaire des forêts va diminuer** (Schuur, 2003). D'autres études ont également montré **une corrélation négative entre des températures plus élevées et la production primaire de forêts tropicales** (Braswell *et al.*, 1997 ; Asner *et al.*, 2000 ; Clark *et al.*, 2003). Une modification des conditions climatiques moyennes est également susceptible de modifier durablement la capacité de stockage de CO₂ des forêts tropicales (Grace *et al.*, 1996).

1.2.2. Evolutions climatiques interannuelles

Il est unanimement reconnu qu'une augmentation des températures est amorcée depuis les 50 dernières années, cette évolution ne pouvant être appréhendée sans tenir compte de l'impact des activités humaines (IPCC, 2001 ; Tadross *et al.*, 2008).

A l'échelle du continent africain (fig. 9), les anomalies de températures entre 1950 et 2013 ont évolué vers une tendance positive très significative. Jusqu'à la fin des années 70, on retrouve une alternance relativement régulière de périodes aux anomalies positives et négatives ; par la suite, les anomalies négatives de température sont plus espacées dans le temps et deviennent plus rares. Le réchauffement de températures amorcé devient ainsi plus effectif au début des années 80 avec une tendance à l'augmentation des anomalies thermiques.

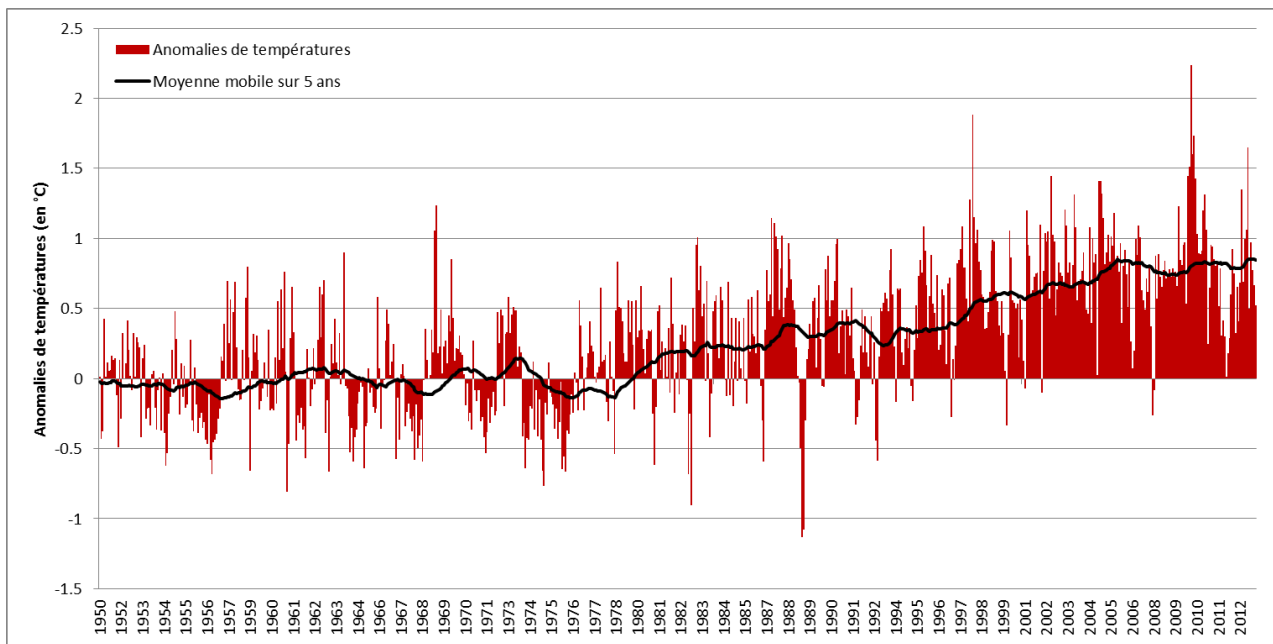


Figure 9 : Anomalies des températures mensuelles atmosphériques à l'échelle du continent africain entre 1950 et 2013 par rapport à la moyenne des températures entre janvier 1951 et décembre 1980. Source : <http://berkeleyearth.lbl.gov/>.

Les tendances observées en Afrique depuis les 60 dernières années montrent une augmentation des températures de surface d'au moins 0,5°C, avec des températures minimales se réchauffant plus rapidement que les températures maximales (IPCC, 2014).

L'île de Madagascar est également clairement confrontée à un réchauffement (fig. 10). Entre 1950 et le milieu des années 70, les anomalies de températures oscillent entre -1,5 et +1,5°C ; entre le milieu des années 70 et la fin des années 80, les anomalies de températures oscillent moins et ont tendance à être positives. A partir de la fin des années 80 (1987), les anomalies deviennent, à de rares exceptions, positives. Le réchauffement de températures amorcé dans les années 70 devient effectif.

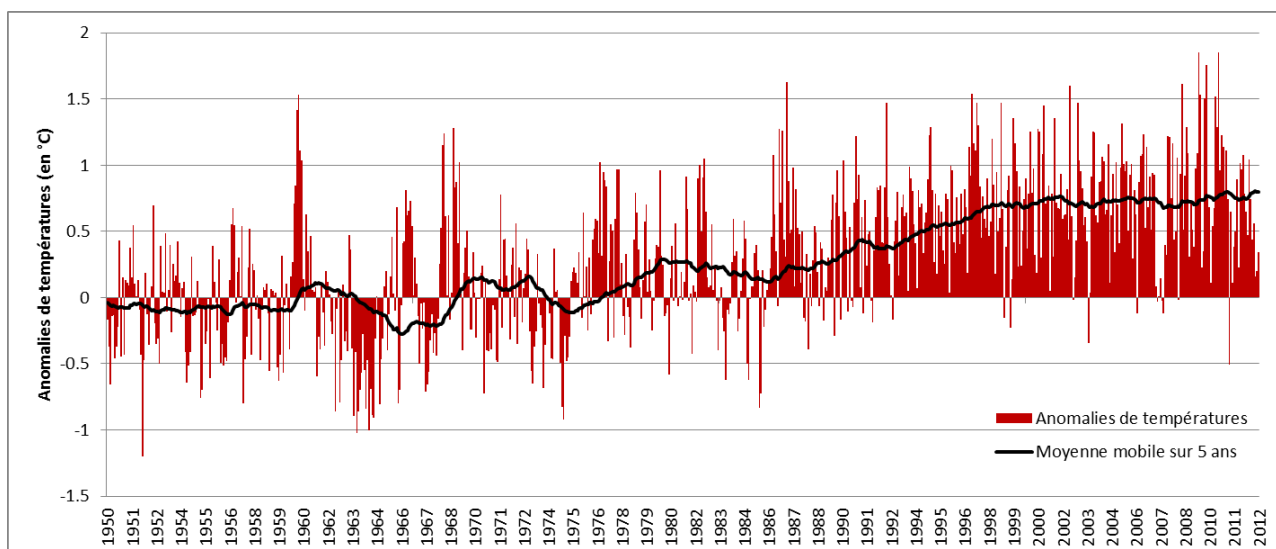


Figure 10 : Anomalies des températures mensuelles atmosphériques à l'échelle de Madagascar entre 1950 et 2013 par rapport à la moyenne des températures entre janvier 1951 et décembre 1980. Source : <http://berkeleyearth.lbl.gov/>.

Les projections concernant les tendances des températures estiment que les températures africaines augmenteront plus vite que la moyenne globale au 21^{ème} siècle (Sanderson *et al.*, 2011 ; James et

Washington, 2013). Les changements de températures annuelles moyennes devraient atteindre +4°C à la fin du 21^{ème} siècle (IPCC, 2014). Pour les précipitations, l'observation des tendances durant le siècle dernier est plus complexe du fait d'un manque de stations de mesures. Cependant, une tendance à la diminution des précipitations annuelles ces cent dernières années a pu être dégagée pour les régions autour du Sahel, tandis que d'autres régions du continent (Afrique australe et de l'est) ont une tendance à une légère augmentation des précipitations annuelles moyennes (IPCC, 2014).

Des évolutions des conditions climatiques ont déjà été observées à Madagascar (Direction Générale de la Météorologie, 2008 ; Hannah *et al.*, 2008). La température moyenne atmosphérique du sud de Madagascar a commencé à augmenter dès les années 50, tandis qu'au nord de l'île, cette tendance s'est amorcée dans les années 70 (fig. 11). L'augmentation est devenue rapide à partir de 1975 et elle est plus prononcée dans le sud (Direction Générale de la Météorologie, 2008). Le suivi des tendances des précipitations est plus complexe étant donné la dissymétrie zonale et il n'y a pas de tendance marquée (fig. 11). Cependant, en comparant les données de température et de précipitations, il semble que dans la partie nord de Madagascar, depuis 1950, les précipitations ont tendance à diminuer tandis que les températures moyennes augmentent alors que dans le sud, les deux variables ont tendance à augmenter. Les régions des Hautes Terres centrales ainsi que de la côte ouest apparaissent plus sensibles à l'évolution des précipitations, avec un allongement de la saison la plus sèche et une diminution des précipitations entre juin et novembre, dans la partie ouest, mais la tendance est à l'augmentation des précipitations (Direction Générale de la Météorologie, 2008).

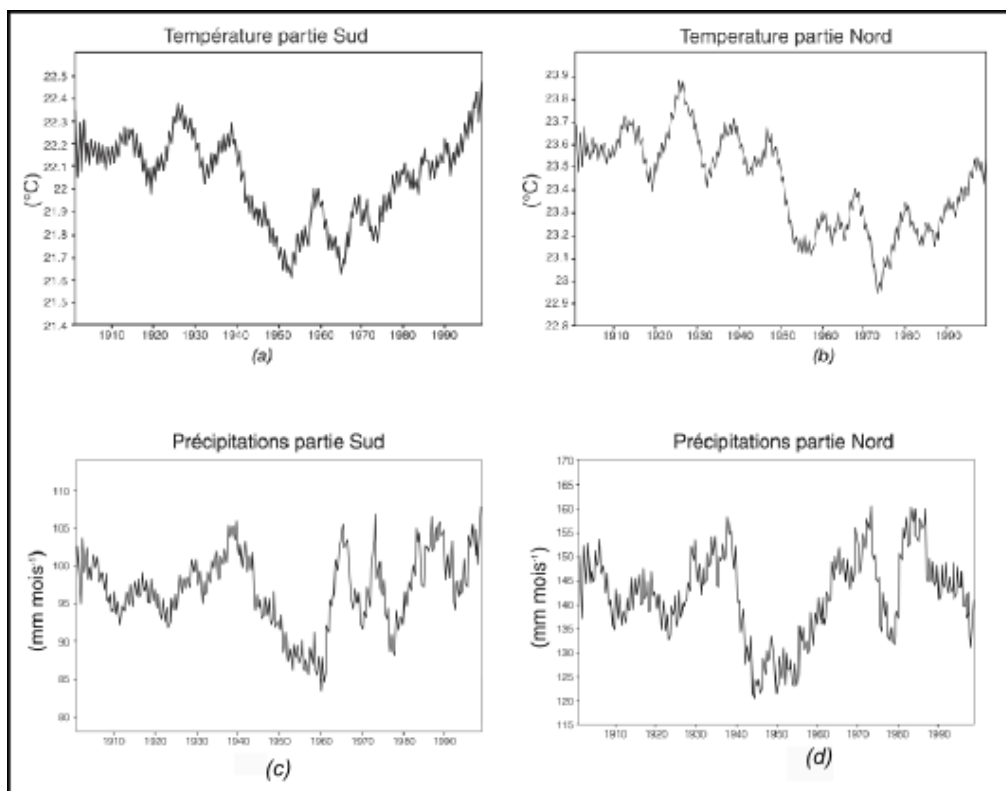


Figure 11 : Moyennes mobiles calculées sur 6 ans des températures de l'air en surface sur la période 1901-2000, au Sud de Madagascar (a) et au Nord (b), ainsi que pour les moyennes mensuelles des précipitations au Sud de Madagascar (c) et au Nord (d). Sources : Mitchell *et al.*, 2004 ; Tadross *et al.*, 2008.

Pour les projections de l'évolution des précipitations en 2055, il apparaît que les quantités de précipitations auront tendance à augmenter en janvier (fig. 12b) sur l'ensemble de l'île, de même en

avril mais avec une augmentation plus marquée sur l'ouest de l'île ; les précipitations auront également tendance à augmenter en juillet et septembre dans la partie nord-ouest et à diminuer dans la partie est, alors même que ces espaces possèdent les forêts tropicales humides restantes.

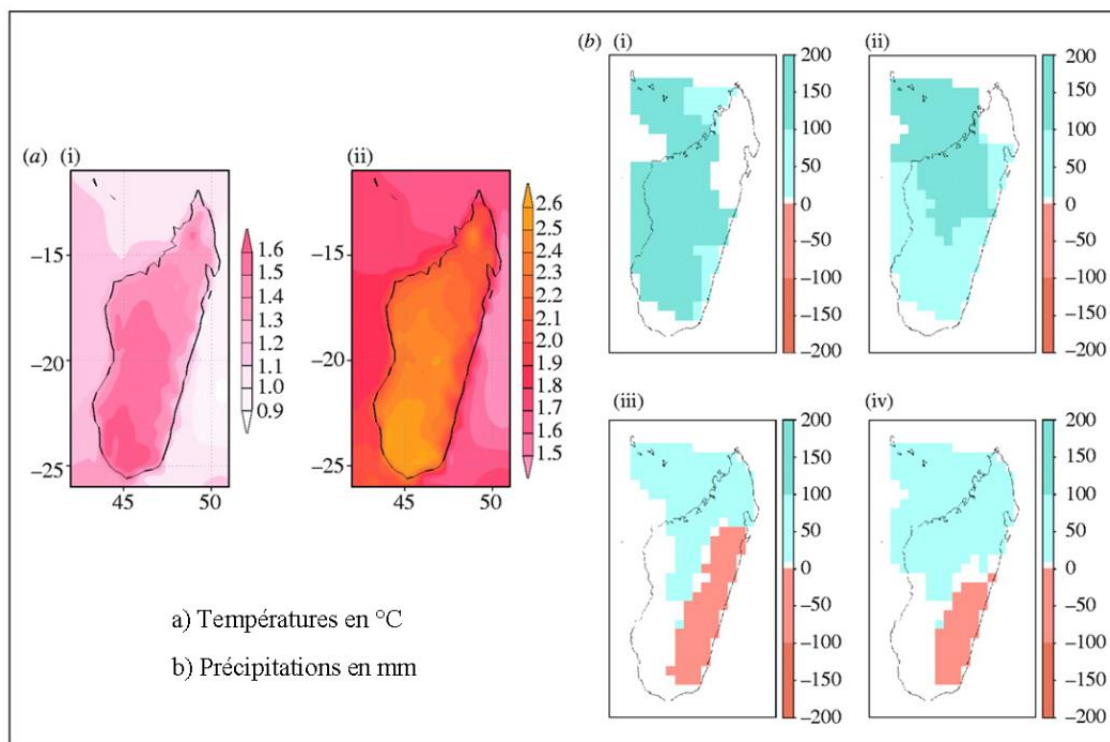


Figure 12 : Scénarios d'évolutions, pour une période centrée sur 2055, des températures et des précipitations minimum et maximum à Madagascar : (a) évolution des températures minimales (i) et maximales (ii), (b) évolution médiane de la pluviométrie mensuelle totale (mm/mois) pour janvier (i), avril (ii), juillet (iii) et septembre (iv). Source : Hannah *et al.*, 2008.

D'après différents modèles numériques du climat (HadCM2, CSIRO-TR, ECHAM4), d'ici 2100, Madagascar devrait voir ses températures augmenter de 2,5 à 3°C, avec une diminution des précipitations annuelles moyennes plus marquée durant la saison sèche (avril-mai) et une intensification durant la saison des pluies (décembre à février) sauf dans le sud de l'île (Ministère de l'Environnement, des eaux et des forêts, 2006). D'autres auteurs ont estimé que l'augmentation des températures sur l'ensemble du pays varierait entre +1,1 et +2,6°C (fig. 12a – Hannah *et al.*, 2008). Les températures moyennes annuelles minimales augmenteront davantage au sud qu'au nord de l'île (fig. 12a i), de même pour les températures moyennes annuelles maximales (fig. 12a ii). **Cette évolution des conditions pluvio-thermiques va modifier la biodiversité malgache, d'une part en augmentant la vulnérabilité du sud de l'île, déjà soumis à des sécheresses, mais d'autre part, en présentant une menace pour les corridors forestiers de l'est, vulnérables à une augmentation des températures** (Hannah *et al.*, 2008).

1.2.3. Le risque cyclonique

Les cyclones et l'augmentation de leur intensité présentent une réelle menace pour les populations mais également pour les milieux. Les conséquences des fortes tempêtes tropicales et des cyclones sont multiples : cela implique de nombreux dégâts matériels (destruction d'habitats, d'infrastructures), un risque sanitaire plus élevé (risque d'épidémie de choléra, malaria, fièvre typhoïde), des déplacements de population, des inondations à l'origine de la destruction des cultures (inondation des rizières) et vectrices de maladies, des glissements de terrain, une érosion des terres, destruction des forêts et profondes modifications de leur écologie (Xi, 2015).

Madagascar est soumise au risque cyclonique principalement durant la saison chaude (d'octobre à avril). Ces cyclones correspondent à des tempêtes dépressionnaires amenant un type de temps caractéristique, avec de fortes précipitations (de 500 à 600 mm en 24 h) ainsi que des inondations, le vent pouvant être très violent (>250 km/h) et les cyclones avoir un diamètre allant de quelques centaines à des milliers de kilomètres (Wang et Wu, 2004).

Les cyclones touchant Madagascar se forment principalement dans la partie de l'Océan Indien située au nord-est de l'île ou bien dans le canal du Mozambique. Les cyclones dans cette zone sont alors plus petits et moins violents.

Durant les saisons chaudes des années 1911 à 1960, l'île a subi plus de 201 perturbations tropicales, le pic de perturbations étant entre novembre et mars (Chaperon *et al.*, 1993). Donque (1975) répertorie près de 694 cyclones entre 1849 et 1972 formés sur l'Océan Indien et dont près de 22 % ont touché les côtes malgaches. La saison cyclonique 2014/2015 a vu la formation d'une quinzaine de perturbations (fig. 13) dont deux sont entrées sur le territoire malgache et ont causé des dégâts matériels mais également des pertes humaines.

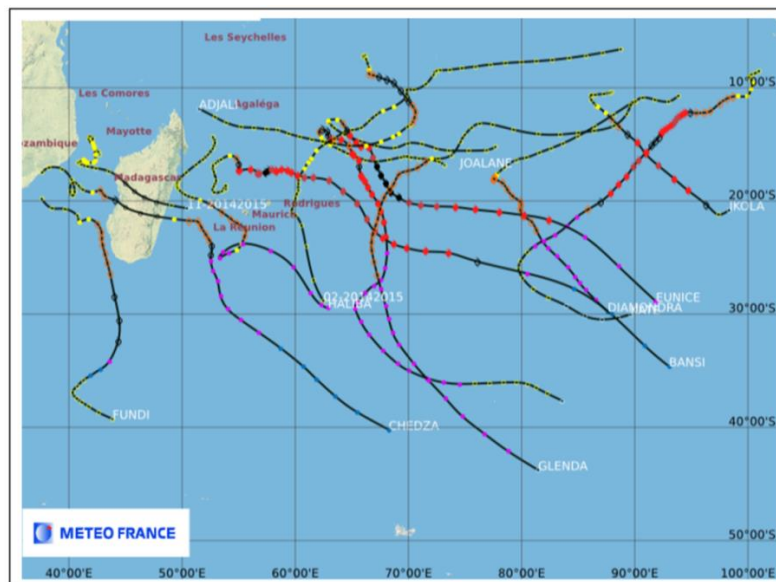


Figure 13 : Exemple des trajectoires des cyclones observés dans l'Océan Indien pour la saison cyclonique 2014-2015. Source : Météo France, 2015.

Dans un rapport publié par la Commission de l'Océan Indien (2011), il apparaît que depuis 1994, le nombre de cyclones (tab. 3) n'a pas évolué (entre 3 et 4 par saison) mais c'est leur intensité qui s'est accentuée. Le risque d'accroissement de l'intensité des cyclones est un réel problème car cela peut engendrer l'aggravation de phénomènes : la destruction des récoltes par inondation, la destruction de la biodiversité, l'intensification des processus d'érosion des sols au vu des grandes quantités d'eau tombant sur un temps relativement court, la destruction des infrastructures de base (Ministère de l'Environnement des Eaux et des forêts, 2006).

Tableau 3 : Nombre total de cyclones de catégorie 4-5 formés dans le sud de l'Océan Indien sud. Source : Webster *et al.*, 2005.

	1975-1989		1990-2004	
	Nombre de cyclones de catégorie 4-5	% du nombre total de cyclones formés	Nombre de cyclones de catégorie 4-5	% du nombre total de cyclones formés
Océan Indien	23	18	50	34

Entre 1975 et 1989, il y a eu 18 cyclones de catégorie 4-5 (vents dépassant 150 km/h) contre 50 entre 1990 et 2004. L'aire d'extension des zones touchées par les cyclones s'est également élargie. La tendance moyenne est de 9,5 cyclones par an dans la partie sud-ouest de l'Océan Indien (tab. 4).

Tableau 4 : Nombre de phénomènes baptisés supérieur à 34 nœuds dans le sud-ouest de l'Océan Indien. Source : Hirsch, 2012.

Année	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	2009-2010	2010-2011
Nombre	11	13	10	10	6	10	12	10	10	3

Le cyclone Hudah (2 avril 2000) a par exemple détruit 3 % de la forêt humide dans le nord de la péninsule de Masoala et 22 % ont été sévèrement endommagés. Il a causé la mort de 13 personnes, faisant également 50 000 sans-abris et 100 000 personnes sans accès à l'eau potable ou à la nourriture (Birkinshaw et Randrianjanahary, 2007). En 2004, le cyclone Gafilo a causé la mort à Madagascar de 363 personnes, laissant 200 000 sans-abris (Mechler et Hochrainer, 2008). Le cyclone Haruna (entré par le sud-ouest de l'île dans le secteur de Morombe), en février 2011, a causé la mort de 26 personnes et a fait plus de 40 000 sinistrés. Au niveau du secteur agricole, il a causé la perte de 50 à 75 % des cultures de maïs et de manioc, et de 25 % des cultures de riz (WFP – Programme alimentaire mondial, 2013).

Les Nations Unies (2007) ont dressé un bilan de la saison cyclonique à Madagascar en 2006-2007 et de ses conséquences (tab. 5). Le bilan s'élève à 1 million de personnes sinistrées durant cette saison et les dommages agricoles sont élevés.

Tableau 5 : Conséquences des cyclones survenus à Madagascar durant la saison 2006-2007. Source : Nations Unies, 2007.

Cyclone	Catégorie du cyclone	Date d'entrée sur les terres	Dommages majeurs
Anita	1	N'est pas entré sur les terres – 30/11/2006	Dommages pour l'ensemble de la période comprise entre novembre 2006 et Février 2007 : 7 morts 293 000 personnes affectées (estimation) 7 845 sans abris 90 000 ha de terres agricoles endommagées 124 778 Mt de riz perdu
Bondo	4	25/12/2006	
Clovis	1	31/12/2006	
Favio	3	N'est pas entré sur les terres – 20/02/2007	
Gamede	5	N'est pas entré sur les terres – 23/02/2007	
Indlala	3	15/03/2007	8 morts 126 017 personnes touchées 30 856 sans abris 47 000 ha de terres agricoles endommagées Dommages significatifs d'infrastructures (routes, ponts, écoles, structures d'irrigation)
Jaya	3	2/04/2007	3 morts (évaluation des dommages non finalisée au moment du rapport)
			Estimation du nombre de personnes nécessitant de l'aide humanitaire : 450 000 + nombre de personnes touchées : 1 million

Le dernier cyclone ayant touché Madagascar en janvier 2015 (Chedza) a traversé l'île d'est en ouest en entrant sur le territoire malgache par Morondava, en faisant plus de 180 000 sinistrés, de nombreux dégâts matériels et en détruisant une bonne partie des récoltes de riz et de maïs sur sa trajectoire.

1.3. Les régions bioclimatiques malgaches

L'île malgache est découpée en 4 zones bioclimatiques distinctes (fig. 14). Cette cartographie est basée sur le travail de Cornet (1974), qui a établi ces zones en fonction du déficit hydrique cumulé et de la moyenne des minimums du mois le plus froid. L'île est ainsi divisée en un étage dit « humide », comprenant tout le versant oriental de l'île caractérisé par un déficit hydrique inférieur à 100 mm, un étage « subhumide », comprenant les plateaux du centre de l'île, un étage « sec » impliquant toutes les plaines et plateaux de l'ouest ainsi qu'un étage « subaride » englobant tout le sud-ouest de l'île. A cela peut se rajouter un étage montagnard (comprenant les massifs au-dessus de 1800 m) qui n'a pas été représenté sur la carte.

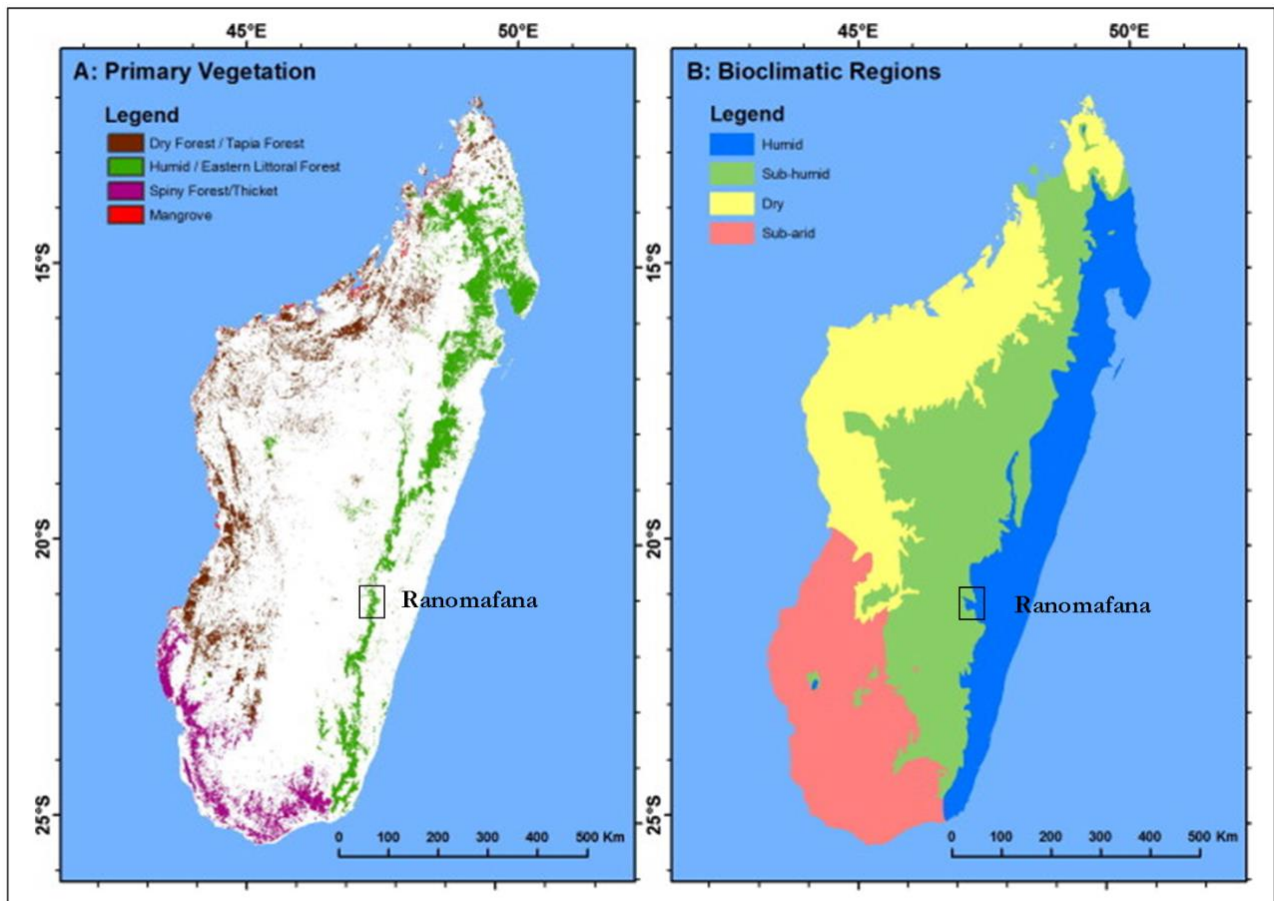


Figure 14 : Cartes de la végétation primaire à Madagascar (A) et des grandes zones bioclimatiques (B). Source : Irwin *et al*, 2010.

Grâce à sa position géographique, sa topographie, ses climats variés et son relatif isolement insulaire, l'île de Madagascar offre une diversité de formations végétales. Le Ministère de l'Environnement et des Forêts (2012) a brossé un tableau des écosystèmes terrestres de l'île (tab. 6). Il ressort que 60 % de la surface de l'île est couverte d'écosystèmes savannicoles alors que les forêts naturelles ne représentent que 28 % de la superficie.

Plusieurs essais de cartographie de la végétation à l'échelle de Madagascar ont été réalisés. Un des premiers fut réalisé par Humbert (1955) qui a déterminé les principales formations végétales malgaches. Ce travail a servi de base à la mise en place d'une seconde cartographie basée sur le traitement d'images LANDSAT datant de 1972 à 1979 (Faramalala, 1988, 1995). C'est sur la base de ces travaux antérieurs que Du Puy et Moat (2003) ont proposé une cartographie des types de végétations primaires malgaches (fig. 15).

Tableau 6 : Les différents types d'écosystèmes terrestres à Madagascar. Source : Ministère de l'Environnement et des forêts, 2012.

Type d'écosystème terrestre	Superficie totale en 2005 (km ²)	Pourcentage de surface de chaque type d'écosystème
Mosaïque formation herbeuse – formation herbeuse boisée des plateaux	246 687	41,67
Mosaïque formation herbeuse boisée –formation buissonnante	135 739	22,93
Forêt humide dégradée	58 058	9,81
Forêt humide	47 737	8,06
Forêt sèche de l'ouest	31 970	5,4
Cultures	23 522	3,97
Forêt sèche épineuse du sud-ouest	18 355	3,1
Zones humides	5 539	0,94
Forêt sèche épineuse dégradée du sud-ouest	5 427	0,92
Forêt subhumide de l'ouest	4 010	0,68
Mangroves	2 433	0,41
Formation buissonnante côtière du sud-ouest	1 761	0,3
Forêt de <i>Tapia</i>	1 319	0,22
Forêt littorale	274	0,05
Forêt humide de l'ouest	72	0,01

La carte de Du Puy et Moat (1996) basée sur la carte de Faramalala (1988) a longtemps été la plus utilisée par les chercheurs et organismes de Madagascar, mais ne concerne que les types de végétations primaires restantes. Ces auteurs ont ainsi estimé que 18 % de la surface de l'île était couverte de végétation primaire et que seules 6 % de ces formations étaient incluses dans un système de protection. Il en ressort que la protection des formations végétales s'est davantage portée sur les forêts humides sempervirentes de moyenne et de basse altitude, et beaucoup moins sur les forêts sèches (Du Puy et Moat, 2003).

En terme de surface (tab. 7), les forêts humides occupent plus de 67 300 km² des formations végétales reliques tandis que les forêts sèches occupent près de 33 480 km². Cette carte ne prend en considération que les espaces de végétation dits « primaires » et non pas les types de formations résultants des dynamiques d'occupation du sol.

Tableau 7 : Superficie (en km²) des différentes formations végétales cartographiées sur l'île de Madagascar par Du Puy et Moat (1997).

Type d'occupation du sol	Superficie (en km ²)
Forêt humide de haute altitude	1 582
Forêt humide de moyenne altitude	32 480
Forêt humide de basse altitude	33 260
Forêt de sclérophylles	1469
Forêt côtière de l'ouest	1 147
Forêt côtière de l'est	561,3
Forêt sèche saisonnière	18 990
Forêt sèche et brousse	14 490
Brousse de montagne	218,5
Mangroves	3 378
Marécages	2 121

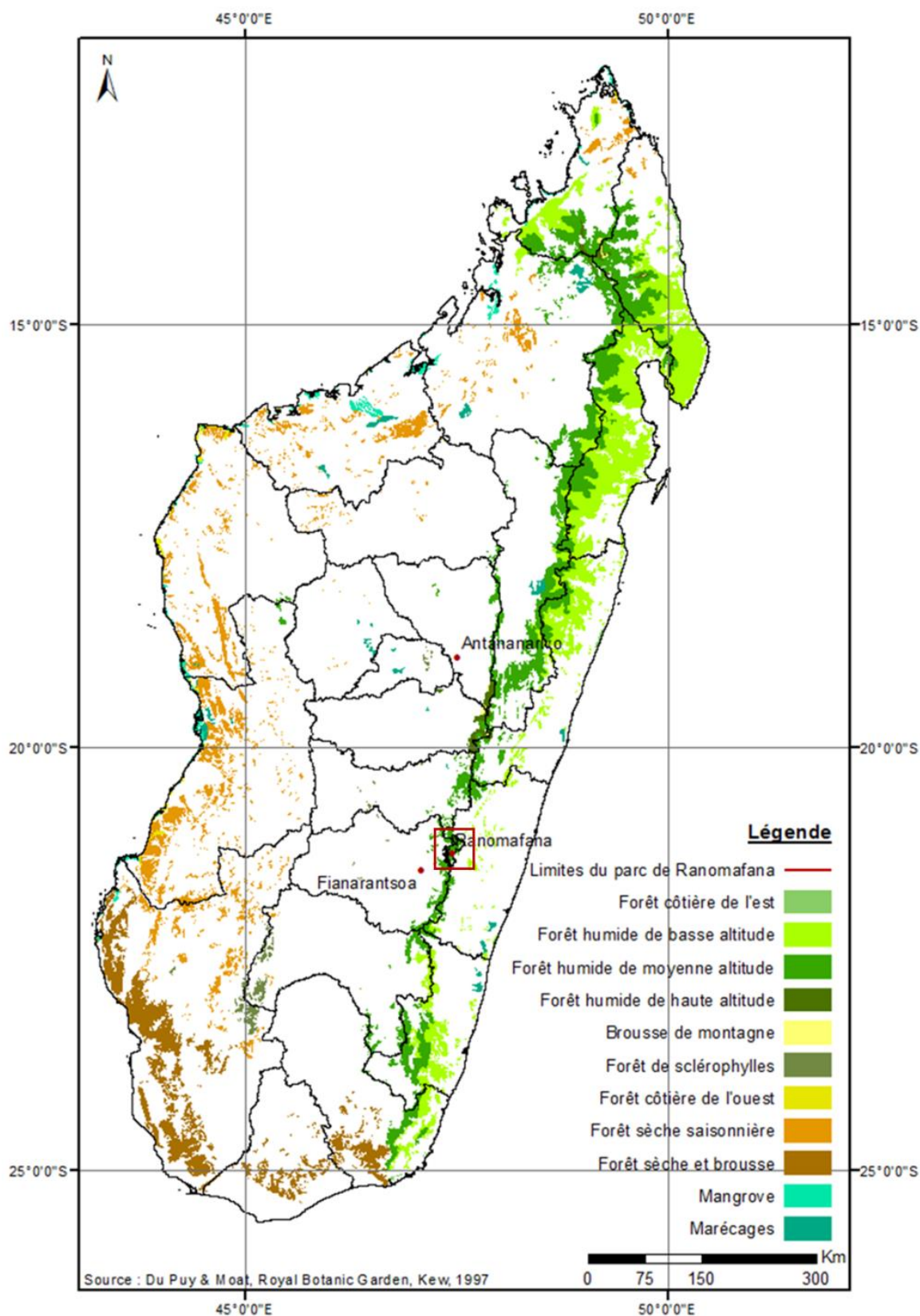


Figure 15 : Carte de la végétation primaire à Madagascar basée sur le travail de Faramalala (1988, 1995). Source : Du Puy et Moat, 1997.

Mayaux *et al.* (2000 – fig. 16) ont également proposé une cartographie de la végétation à Madagascar, réalisée à partir des données SPOT-VGT à 1 km de résolution spatiale. L'objectif de ce travail était de démontrer la possibilité de mettre à jour rapidement les dynamiques d'évolution des milieux forestiers dans un contexte de pression anthropique importante. Cependant, même si

l'utilisation de données basse résolution permet de réaliser plus rapidement une cartographie de la végétation, trois images sont nécessaires pour couvrir l'ensemble de Madagascar avec des données MODIS, contre plus de 35 pour LANDSAT. Même s'il est important de pouvoir suivre rapidement l'évolution des écosystèmes malgaches, cette échelle d'analyse ne permet pas de réaliser un suivi précis des dynamiques paysagères. Il est donc nécessaire de mettre en place des suivis à l'échelle régionale des dynamiques paysagères, car pour suivre le morcellement des paysages, la basse résolution (par exemple kilométrique) n'apporte pas la précision nécessaire à la détection des changements d'occupation du sol. Une approche régionale est donc opportune, à de plus hautes résolutions spatiales, permettant de raffiner les cartographies. Car en travaillant à l'échelle d'un pays, il est plus difficile de discriminer les types d'occupations du sol spécifique à une région (Woodcock et Strahler, 1987 ; Moody et Woodcock, 1995). De même, la mise en place d'une cartographie évolutive est plus pertinente à l'échelle régionale pour l'étude des dynamiques en milieu protégé et pour évaluer l'impact de la mise en place de ces protections sur la conservation des milieux.

D'après la carte de Mayaux *et al.* (2000), la forêt humide représente 55 440 km² de la superficie du territoire malgache tandis que les forêts sèches occupent 37 090 km² (tab. 8). Ici, les milieux forestiers dégradés ne sont pas pris en compte. La partie centrale de Madagascar apparaît en milieu de savane tandis que dans la carte du CEPF (*Critical Ecosystem Partnership Fund*) plusieurs types de forêts sèches ou de formations herbacées sont distingués.

Tableau 8 : Surface (en km²) des différents types d'occupation du sol cartographiés à Madagascar sur la carte de Mayaux *et al.* (2000).

Type d'occupation du sol	Surface (en km ²)
Forêt dense humide	55 440
Forêt dense sèche	37 090
Forêt secondaire complexe	72 390
Savanes	424 800
Mangroves	4 456
Marécages	556,3

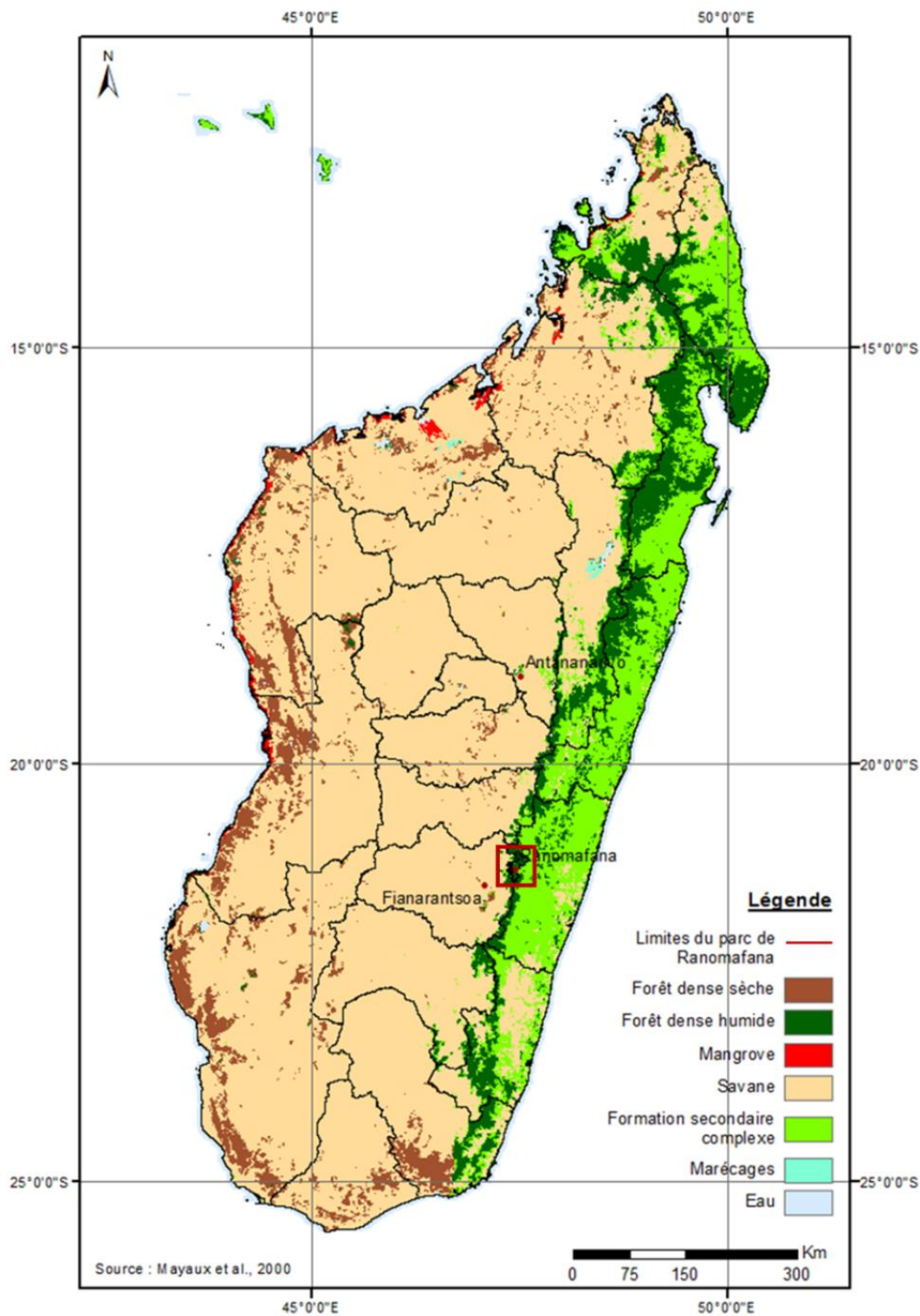


Figure 16 : Carte de la végétation à Madagascar, réalisée à partir de données SPOT-VGT par Mayaux *et al.*, 2000.

Le Global Land Cover Project (2000) a été mis en place en Europe par le JRC dans le but de réaliser des cartographies harmonisées à l'échelle globale de l'occupation du sol. Ces cartes ont été réalisées à partir de données SPOT-VEGETATION à 1 km de résolution spatiale. La zone de Madagascar a été extraite de la base de données globale (Bartholomé et Belward, 2000 ; Mayaux *et al.*, 2006 – fig. 17). Cette carte ne prend pas en considération les forêts sèches, alors qu'elles sont au cœur des enjeux de préservation des milieux naturels à Madagascar, car vulnérables à la dégradation.

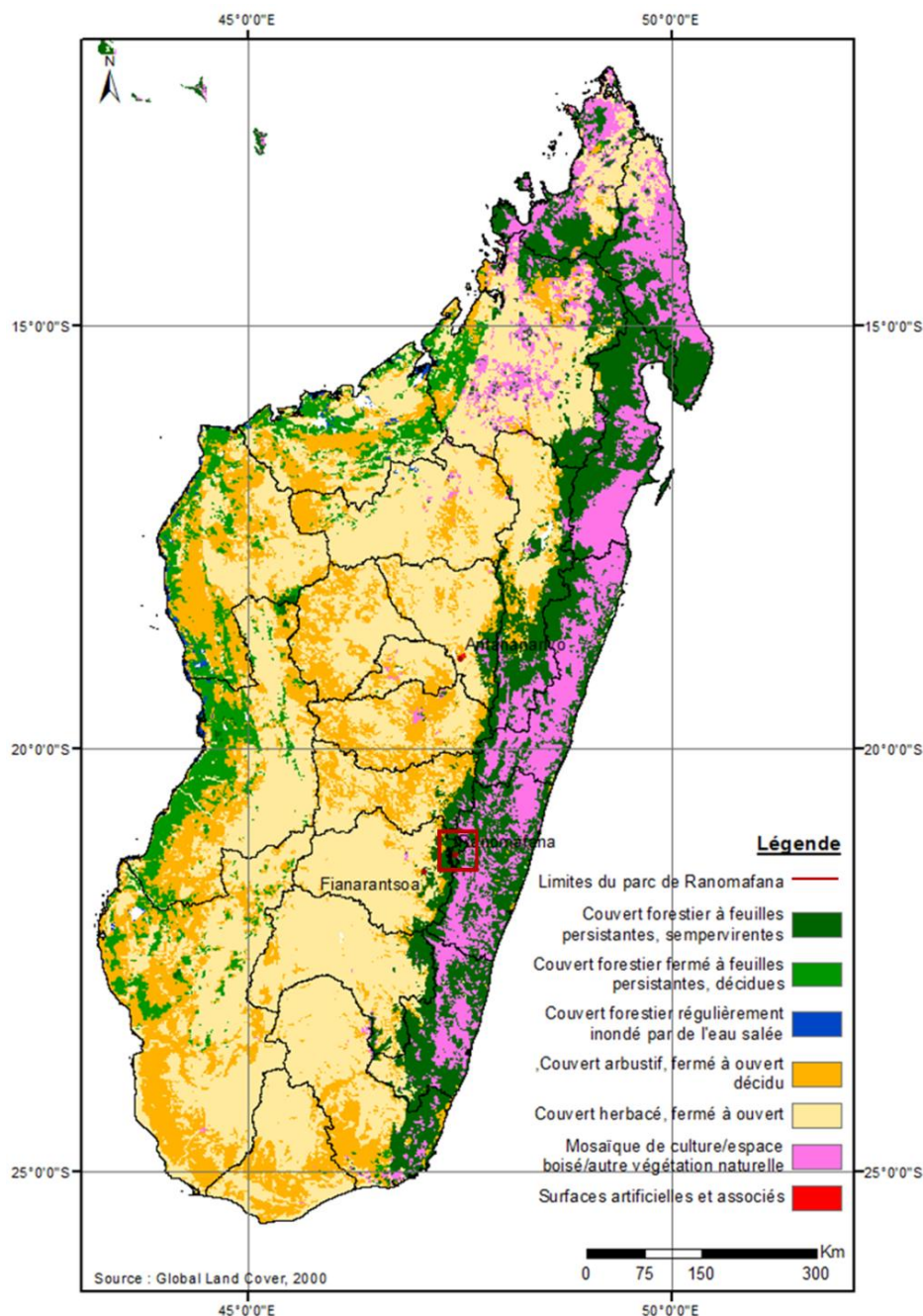


Figure 17 : Carte de la végétation à Madagascar réalisée par le projet Global Land Cover (GLC) en 2000.

La carte du GLC 2000 estime le couvert forestier sempervirent malgache à 93 150 km² (tab. 9) et celui décidu à 36 720 km², chiffres supérieurs aux estimations des surfaces de forêts provenant des autres cartographies.

Tableau 9 : Surface (en km²) des différents types d'occupation du sol cartographiés à Madagascar sur la carte du GLC 2000.

Classe d'occupation du sol GLC 2000	Surface (en km ²)
Couvert forestier à feuilles persistantes, sempervirentes	93 150
Couvert forestier à feuilles persistantes, décidues	36 720
Couvert forestier régulièrement inondé par de l'eau salée	3 149
Couvert arbustif, fermé à ouvert, décidu	125 500
Couvert herbacé, fermé à ouvert	265 800
Mosaïque de culture / espace boisé / autre végétation naturelle	66 180
Surfaces artificielles et associées	37

Entre 2003 et 2006, le projet « *Mapping the vegetation of Madagascar* » a été mis en place par différents partenaires et a été porté par le Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF). Le but de ce travail était de mettre à jour la cartographie des types de végétation à Madagascar, car les productions précédentes étaient basées sur des données des années 70. Cette mise à jour était d'autant plus importante pour la mise en place des politiques de protection et de conservation des milieux naturels (<http://www.vegmad.org/>). La carte issue de ce projet (fig. 18) se base sur le traitement de données MODIS, conjointement à des données LANDSAT. Une première cartographie a été réalisée à basse résolution spatiale (1 km) puis affinée (30 m). Cette carte s'avère plus complète et détaillée que les versions précédentes puisqu'elle ne considère pas uniquement les types de végétations primaires. Dix-huit classes ont ainsi été discriminées dont neuf classes correspondant à des formations forestières sèches, littorales ou humides. Le projet a été pensé en terme de support pour le Plan d'Action Environnementale du Gouvernement malgache, notamment pour la mise en place du Plan Environnemental 2, et il s'avère être un outil pertinent pour le suivi et le management de la biodiversité malgache (<http://www.vegmad.org/>).

Dans le cadre d'un suivi des dynamiques paysagères à une échelle locale, ce type de carte n'est pourtant pas adapté car il ne prend pas en compte les spécificités de chaque milieu. Les milieux agricoles sont également relativement peu représentés sur cette carte, alors que ce sont les dynamiques liées à ce type d'occupation du sol qui impactent le plus les milieux naturels.

La carte issue du *Madagascar Vegetation Mapping Project* offre une classification plus détaillée comparée aux autres documents cartographiques existants. La forêt humide recouvre 47 737 km² de la surface de l'île (tab. 10) tandis que la surface occupée par la forêt humide dégradée est de 58 058 km².

Tableau 10 : Superficie (en km²) des différentes formations végétales cartographiées à Madagascar par le CEPF (2002).

CEPF	Surface (en km ²)
Forêt humide	47 737
Forêt humide dégradée	58 058
Forêt humide de l'ouest	72
Forêt subhumide de l'ouest	4 010
Forêt sèche de l'ouest	31 970
Forêt sèche à épineux dégradée du sud-ouest	5 427
Forêt sèche à épineux et fourrés du sud-ouest	18 355
Forêt de Tapia	1 319
Mosaïque de prairie de plateau et milieu boisé	246 687
Prairie boisée / bush	135 739
Bush côtier du sud-ouest	1 761
Forêt littorale	274
Zone humide	5 539
Eau	3 397
Cultures	23 522
Sol nu/roches	5 697
Nuages / non classés	8

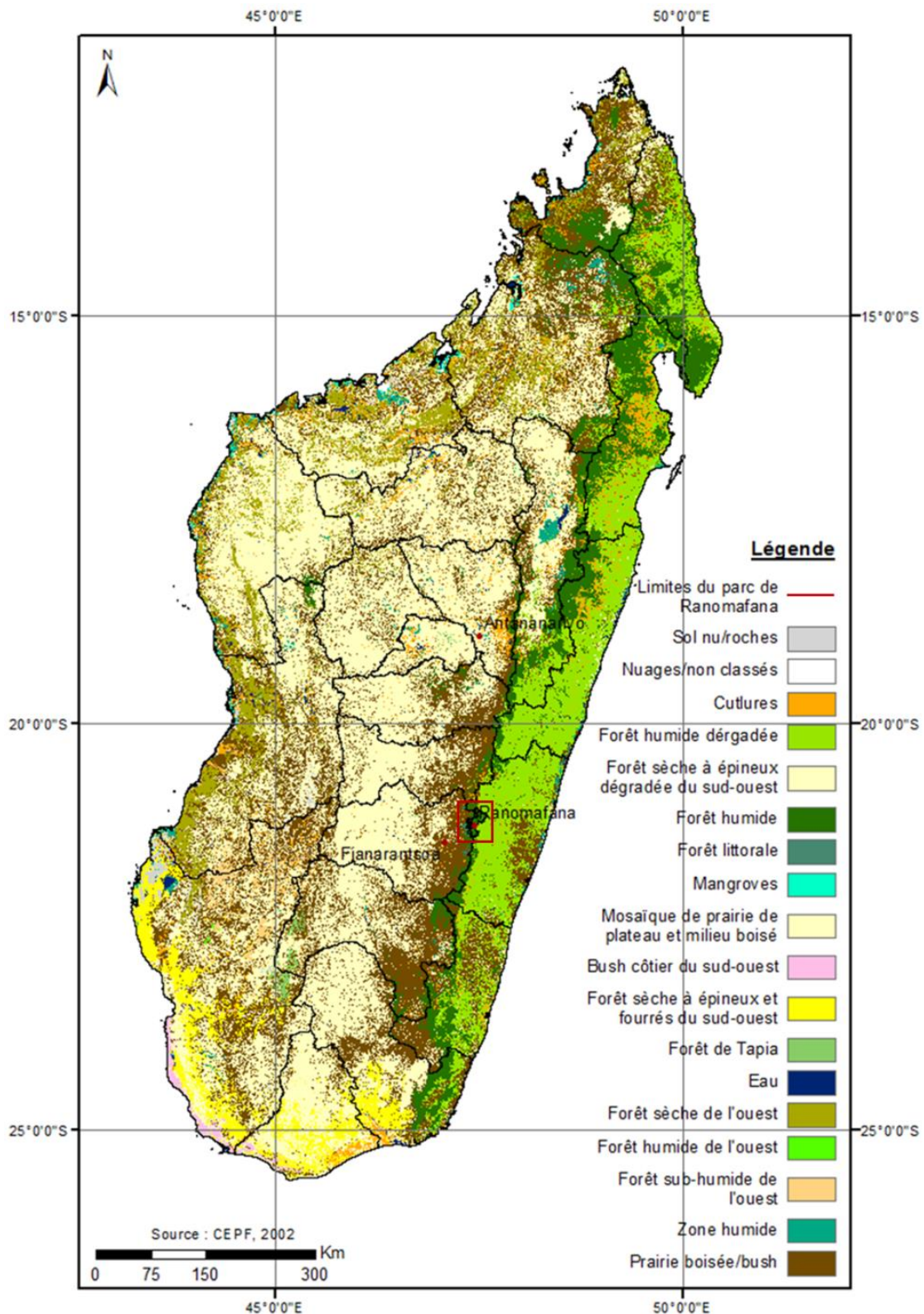


Figure 18 : Carte des différents types de végétation à Madagascar en 2002, réalisée à partir de données MODIS et LANDSAT 7 par le CEPF (*Critical Ecosystem Partnership Fund*) Madagascar Vegetation Mapping Project. Source : <http://www.vegmad.org/>.

Si l'on compare les principales classes d'intérêt, à savoir la forêt humide, la forêt sèche, les milieux de savanes ou assimilés ainsi que les milieux agricoles, les résultats entre ces quatre classifications sont très disparates (tab. 11).

Tableau 11 : Comparaison des surfaces de forêt humide, forêt sèche, milieux de savanes et milieux agricoles (en km²) pour 4 classifications de l'occupation du sol réalisées à Madagascar. Sources : Du Puy et Moat, 1997 ; Mayaux *et al.*, 2000 ; GLC, 2000 ; CEPF, 2002

Formation	Du Puy et Moat 1997	Mayaux <i>et al.</i> 2000	GLC 2000	CEPF 2002
Forêt humide	67 300	55 440	93 150	47 809
Forêt sèche	33 480	37 090	36 720	55 752
Savane ou assimilé	no data	424 800	265 800	135 739
Mosaïque de cultures	no data	no data	66 180	23 522

La zone d'étude du Parc de Ranomafana a été extraite de chacune de ces quatre cartes (fig. 19). Sur la carte de Du Puy et Moat (1997 – fig. 19a), seules les forêts humides de moyenne et de basse altitude sont représentées. Cette carte ne reflète pas la diversité paysagère dans la région du Parc. Sur la carte de Mayaux *et al.* (2000 – fig. 19b), le Parc est réparti entre trois classes : la forêt humide au sein du Parc, un environnement de savane à l'ouest et des formations secondaires complexes à l'est. La carte extraite du GLC 2000 (fig. 19c) a tendance à surestimer, dans la région du Parc, la couverture forestière. La carte du CEPF (fig. 19d) sous-estime la proportion de terres agricoles et rizicoles, surestime les milieux humides et considère comme forêt humide dégradée ce qui est en réalité une mosaïque paysagère composée de reliquats forestiers, de jachères et de cultures.

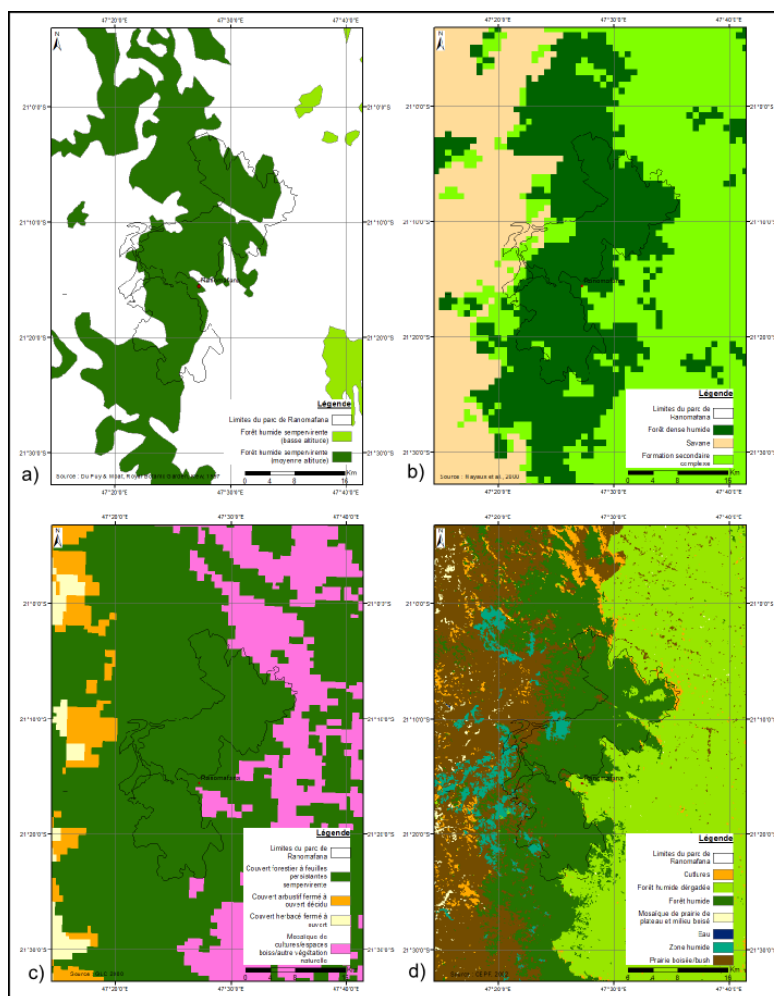


Figure 19 : Extraits, à l'échelle du Parc de Ranomafana, des quatre différentes cartes des formations végétales recensées à Madagascar et basées sur la télédétection : Du Puy et Moat (a), Mayaux *et al.* (b), GLC 2000 (c), CEPF (d).

Ces cartes d'occupation du sol sont certes intéressantes pour une première approche des formations végétales en place sur le territoire malgache, mais elles ne sont pas adaptées pour des études régionales car elles ne permettent pas de discriminer les spécificités et surtout, les évolutions, de chaque sous-région.

1.4. Les évolutions socio-environnementales en cours sur le territoire malgache

1.4.1. Une démographie croissante

Madagascar est souvent considérée comme un pays ayant une démographie « galopante » (fig. 20), cette dernière étant perçue comme une des causes de la pauvreté et de la dégradation de l'environnement (Gastineau et Sandron, 2006).

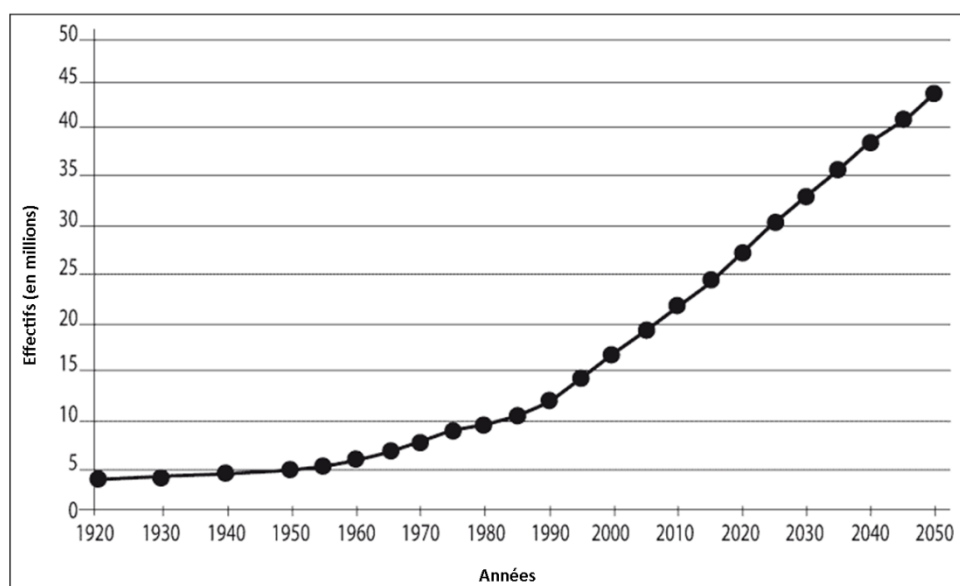


Figure 20 : Evolution observée et prévue de la population à Madagascar de 1921 à 2050 (d'après Gastineau et Sandron, 2006).

Entre 1920 et 2011, la population est passée de moins de 5 millions d'habitants (Commissariat général au Plan, 1962) à près de 20,7 millions (INSTAT, 2011). Aujourd'hui, elle est estimée par l'INSTAT en 2014 à 22,4 millions d'habitants. Une grande incertitude demeure quant à son estimation avant le protectorat et la colonisation française au 19^{ème} siècle. Cependant, Campbell (1991) a cherché à en reconstituer l'évolution entre le début du 19^{ème} et le 20^{ème} siècle : en 1818, Madagascar serait peuplée de 2 millions de personnes, tandis que ce chiffre n'avoisinerait que 2,5 millions en 1900 (Gastineau et Sandron, 2006). L'estimation démographique datant de 1975 faisait état de 7,58 millions d'habitants. Le recensement de la population malgache de 1993 fait état de 12 239 000 habitants, répartis inégalement sur le territoire (Razafimanjato *et al.*, 2001).

Le taux d'accroissement naturel n'a cessé d'augmenter depuis la fin de la colonisation. Durant cette période, ce taux était à peine de 1 %. Il est aujourd'hui estimé à 3,6 %. La population malgache se caractérise par sa jeunesse et sa ruralité. Ainsi, 50 % de cette dernière a moins de 20 ans et 70% est localisée en milieu rural. Seulement 30 % des malgaches vivent en milieu urbain. La pauvreté affecte plus de 70 % des habitants de l'île, dont 48 % en milieu urbain et plus de 77 % en milieu rural (INSTATS, 2012 : <http://instat.mg/>).

La densité moyenne de population à Madagascar est de 21 hab/km². La plus forte concentration d'habitants se situe dans les Hautes Terres Centrales (fig. 21), dans la région d'Antananarivo et sa

densité est supérieure à 100 hab/km². La seconde région la plus dense est celle de Fianarantsoa au sein duquel se trouve le Parc de Ranomafana. Selon les districts de la région, les densités sont comprises entre 20 et 99 hab/km². Les taux de concentration humaine de la partie est de l'île sont plus fort qu'à l'ouest. En effet, si à l'est ils s'élèvent à plus de 20 hab/km², ceux de l'ouest sont inférieurs à ce taux, à l'exception de quelques localités comme Tuléar dont la densité est de plus de 100 hab/km². Les districts ayant les densités de population les plus importantes du pays se trouvent donc proches des milieux forestiers humides de l'est de l'île.

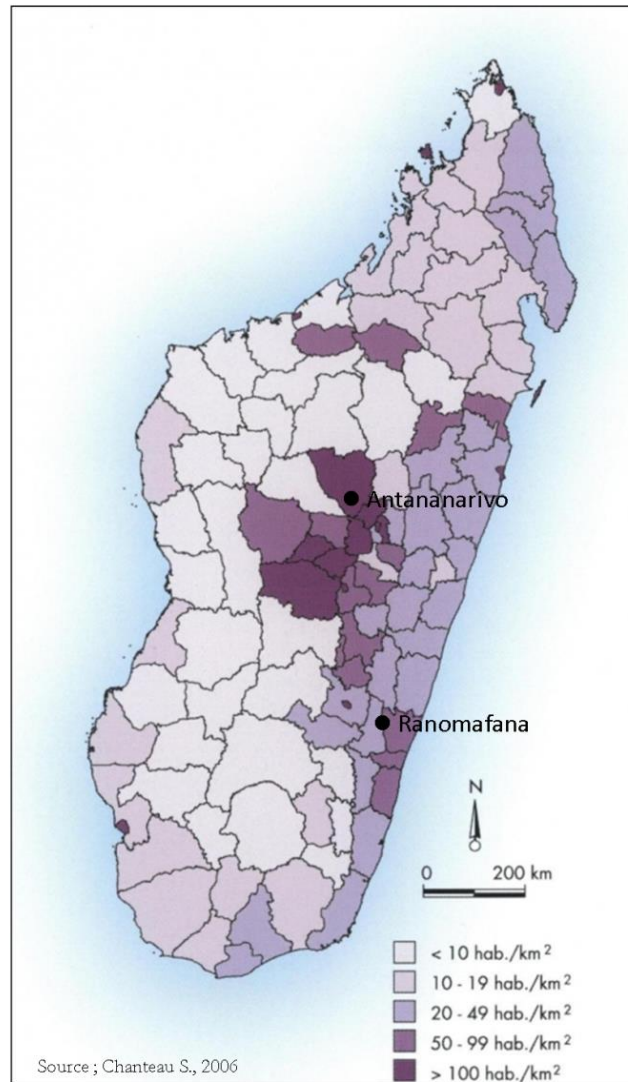


Figure 21 : Densité de population (hab/km²) par district à Madagascar. Source : Chanteau, 2006.

1.4.2. Les changements dans l'usage des terres

La demande en terres agricoles n'a cessé de croître depuis les années 60 à Madagascar (fig. 22), le secteur agricole représentant 27 % du PIB malgache et employant près de 82 % de la population (Minten *et al*, 2006). D'après les données de la FAO, une croissance plus rapide de 2 % /an des terres agricoles s'est opérée à la fin des années 1990. L'agriculture y est essentiellement une agriculture de subsistance, dont les principales cultures sont le riz paddy, le manioc, les haricots secs, le maïs et les pommes de terre. En termes de superficie de terres cultivables, 36 millions d'hectares sont potentiellement exploitables en agriculture mais seuls 10 % le sont effectivement (Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, 2009).

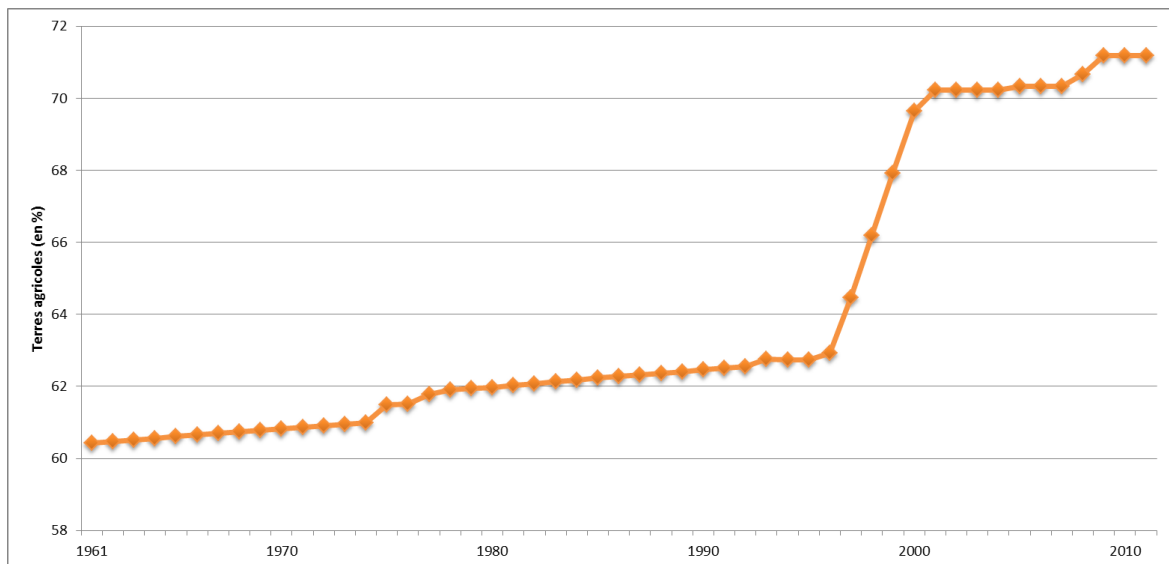


Figure 22 : Evolution de la superficie des terres agricoles (en %) à Madagascar entre 1961 et 2012. Source : données FAOSTATS, 2015.

Entre 1990 et 2012, la superficie agricole à Madagascar a augmenté de près de 14 %, passant de 36 325 milliers d’ha à plus de 41 400 ha. Sur la même période, la superficie forestière a diminué d’un peu plus de 9 % (fig. 23 – FAO, 2015).

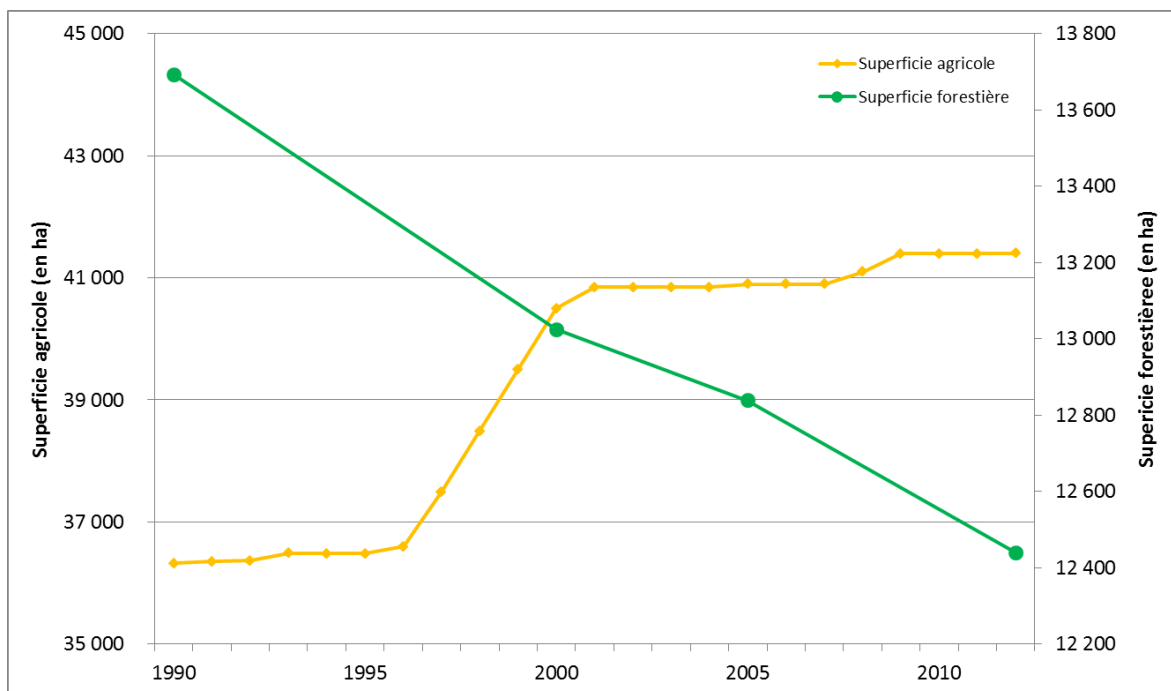


Figure 23 : Comparaison de l'évolution des superficies agricoles et forestières à Madagascar entre 1990 et 2012. Source : données FAOSTATS, 2015.

L'évolution de la superficie agricole se fait au détriment des écosystèmes naturels. Les milieux forestiers de l'est comme les mangroves (FAO, 2005), et certaines forêts sèches de l'ouest sont affectées par ces mutations des usages des sols. Selon la FAO (2015), entre 1997 et 2002 (fig. 24), la superficie des forêts a diminué de -0,42 % par an, puis de -0,45 % entre 2002 et 2007 et de -0,44 % entre 2007 et 2012. Les superficies des terres arables et celle des terres agricoles n'ont que très peu évolué.

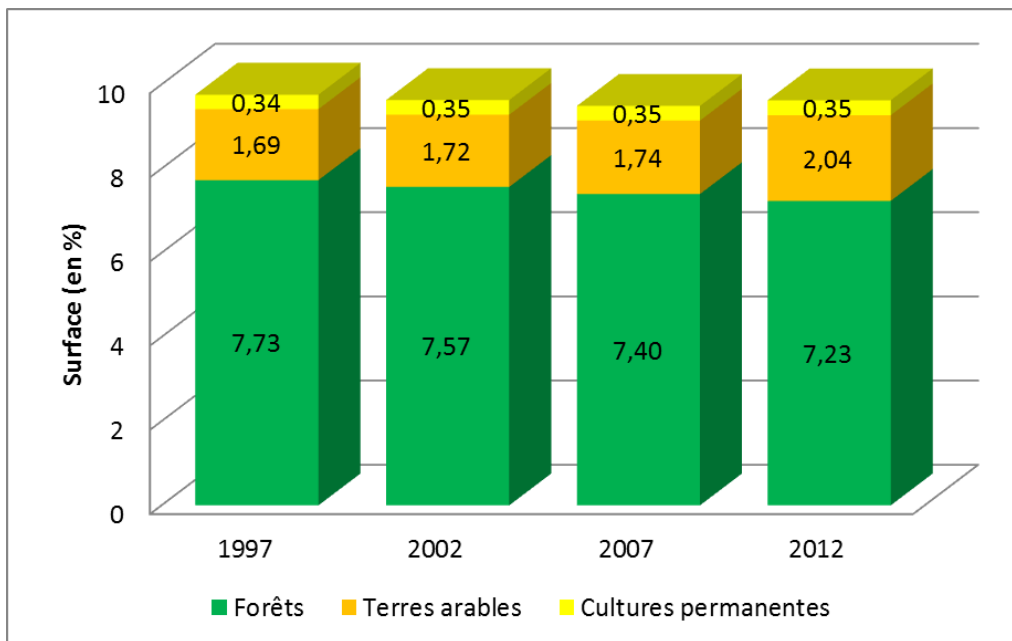


Figure 24 : Evolution des superficies (en %) à Madagascar entre 1997 et 2012 pour les forêts, les terres arables et les cultures. Source : FAO, 2015.

Depuis 1961, les deux principales cultures à Madagascar, le riz paddy et le manioc sont en progression constante (fig. 25). Le rendement des rizicultures est bas avec environ 2 t/ha depuis 40 ans et un taux annuel moyen d'augmentation de 1,6 % depuis les années 1960 (Minten *et al.*, 2006). La production agricole ne répond pas aux besoins de la population malgache, d'où la nécessité d'importer une partie du riz consommé (5 à 10 %).

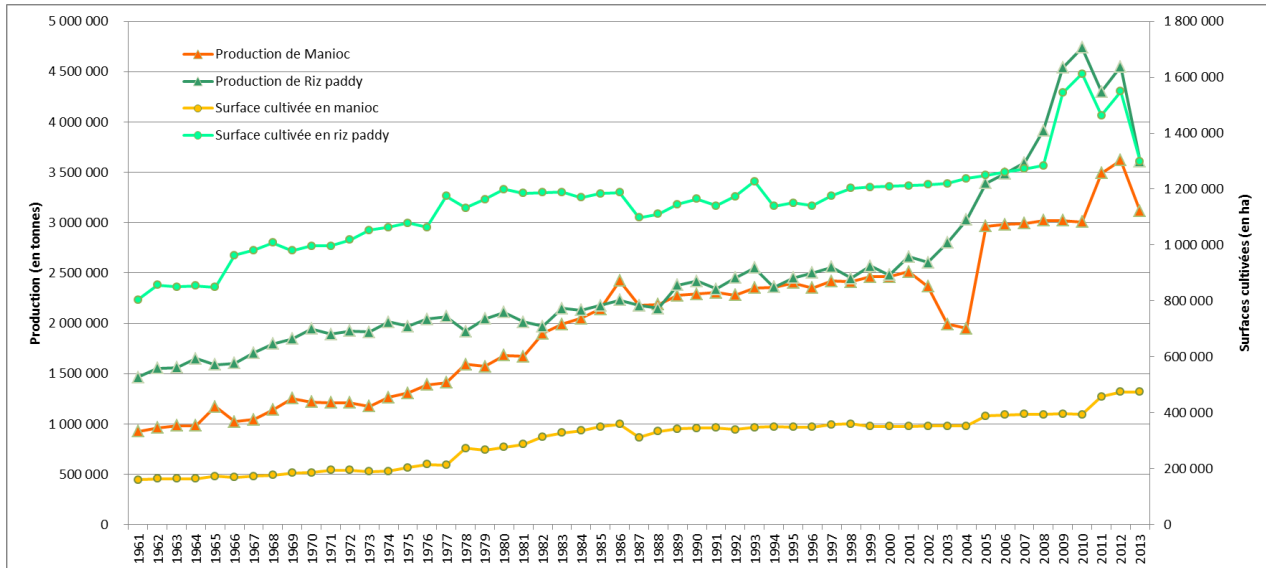


Figure 25 : L'évolution de la production (en t) de riz paddy et de manioc, ainsi que des surfaces cultivées de ces deux cultures (en ha) de 1961 à 2013 à Madagascar. Source : FAOSTATS, 2015.

2. Les enjeux liés à la conservation des forêts tropicales face à la déforestation

2.1. Définitions dans le contexte malgache

Donner une définition du terme *forêt* reste encore aujourd'hui assez malaisée, de par la diversité des définitions existantes. Lund (1999) en recense plus de 130 différentes dans 30 pays. Selon la FAO (2000), « la forêt tropicale est définie comme une formation végétale comportant au moins 10 % de

couvert en arbres (dont la hauteur minimale est de 5 mètres) et/ou bambous, associée à une flore sauvage, une faune et des sols naturels non sujets à des pratiques agricoles ».

Selon, l'UNFCCC (2001), la déforestation correspond à la conversion directement induite par les hommes, de terres forestières en espaces de non forêt. Toujours selon la FAO (2001), la déforestation correspond à « *la conversion de forêts en d'autres types d'occupation du sol ou à la réduction à long terme de la couverture de la canopée en dessous d'un minimum de 10 % de couverture* ». La FAO indique que la déforestation implique une perte permanente de couverture forestière sur le long terme et des transformations de l'utilisation des terres. Cela inclut les forêts converties en agricultures, en pâturages, en réservoirs d'eau ou en aires urbaines.

D'après la loi forestière malgache de 1997, la forêt est constituée par « *toutes surfaces répondant aux qualifications ci-après : les surfaces couvertes d'arbres ou de végétation ligneuse, autres que plantées à des fins exclusives de production fruitière, de production de fourrage et d'ornementation ; les surfaces occupées par les arbres et les buissons situées sur les berges des cours d'eau et lacs et sur des terrains érodés ; les terrains dont les fruits exclusifs ou principaux sont des produits forestiers (...)*» (article premier de la loi n° 97-017 du 8 août 1997 portant révision de la législation forestière). En plus de cela, d'autres éléments sont assimilés aux forêts, à savoir « *les surfaces non boisées d'un bien forestier telles que les clairières ou surfaces occupées par des routes forestières, constructions et installations nécessaires à la gestion forestière ; les terrains non boisés à vocation forestière, notamment pour la conservation et la restauration des sols, la conservation de la biodiversité, la régulation des systèmes hydriques ou l'accroissement de la production forestière (...)* ; les terrains déboisés depuis moins de cinq ans et n'ayant pas fait l'objet d'une autorisation de défrichement ; les marais, les peuplements d'aloès ; les peuplements naturels et purs d'arbres produisant des fruits, tels que les manguiers et anacardiés ; les mangroves, les bois sacrés, les raphières (cœur de palmiers Ravinala) » (article 2 de la loi n° 97-017 du 8 août 1997 portant révision de la législation forestière).

2.2. Impacts potentiels des changements climatiques sur les milieux forestiers

Les modifications climatiques en cours ne sont pas sans conséquences sur les milieux forestiers. Climat et végétation sont en interaction puisque d'une part le climat conditionne la répartition des différents biomes (Prentice, 1990), et d'autre part, la distribution ainsi que la structure de la végétation influencent le climat (Nobre, *et al.*, 2005 ; Grimm *et al.*, 2013). Les forêts peuvent directement affecter le climat à toutes les échelles spatiales, du local au global en influençant les températures au sol, l'évapotranspiration, la rugosité des surfaces, l'albédo, la formation des nuages ainsi que les précipitations (Gash et Shuttleworth, 1991 ; Kirschbaum *et al.*, 1995). Les milieux forestiers sont extrêmement dépendants du climat et leur distribution est limitée tant par la disponibilité en eau que par les températures (Kirschbaum *et al.*, 1995).

Les changements concernent aussi bien la répartition géographique des climats que la distribution des précipitations ou des températures, impliquant un bouleversement du fonctionnement de ce type d'écosystème, les forêts étant vulnérables aux extrêmes de la disponibilité en eau, que ce soit sécheresse ou engorgement (Kirschbaum *et al.*, 1995). En ce qui concerne Madagascar, les travaux d'Hannah *et al.* (2008) à partir de la modélisation climatique ont constaté des changements importants. Ils ont avancé une diminution des précipitations en saison sèche et une intensification en saison humide. Dans ce contexte, l'augmentation du CO² présent dans l'atmosphère pourrait également engendrer un déplacement des aires de répartition des espèces (IPCC, 2014)

Les modifications climatiques peuvent également influencer la répartition actuelle des grands biomes. Salazar *et al.* (2007) ont étudié, à l'aide d'un modèle impliquant végétation et scénarios

climatiques, l'évolution des couverts forestiers et de savanes en fonction de différents scénarios d'évolution du climat en Amérique du Sud. Il en résulte, selon les prédictions du modèle, une diminution du couvert forestier au profit des milieux savanicoles, de manière croissante dans le temps. Ainsi, on estime par exemple, une perte de 3 % de la surface entre 2020 et 2029, et jusque 18 % entre 2090 et 2099. Selon des résultats issus de modèles numériques recensés par l'IPCC (Kirschbaum *et al.*, 1995), plus d'un tiers des forêts tropicales sèches seraient affectées par des changements majeurs de répartition, et une perte nette de surface forestière est attendue, mise à part au niveau des forêts tempérées.

Les modifications climatiques peuvent affecter la biodiversité en altérant directement les réponses physiologiques des espèces ou indirectement les relations entre espèces (Peters et Lovejoy, 1992). Toutefois la biodiversité n'est pas affectée uniquement à cause des modifications climatiques car la déforestation et les changements d'usages des sols sont également responsables de la destruction et de la fragmentation d'habitats (Daily, 1995 ; Pimm *et al.*, 1995). L'ensemble de ces perturbations peuvent induire une diminution de la diversité des espèces (Rind, 1995) et favoriser l'installation d'espèces pionnières ou invasives qui limitent l'implantation d'espèces locales à l'instar du goyavier à Madagascar. Dans ce contexte, ces mutations peuvent amener à l'extinction d'espèces très spécifiques.

En ce qui concerne les projections de la disponibilité des habitats pour les espèces, les modèles estiment que Madagascar perdrait de 11 à 27 % de ses habitats actuels (Malcolm *et al.*, 2006). Le changement climatique peut en effet diminuer la disponibilité des habitats d'espèces forestières en accélérant la modification de la répartition de ces habitats à un rythme ne permettant pas aux espèces de migrer assez rapidement (Kirschbaum *et al.*, 1995).

2.3. Situations et évolutions des forêts à travers le globe

La question de la déforestation est devenue un enjeu planétaire étant donné l'ampleur de ses conséquences environnementales et sociétales (Fearnside, 2005 ; Clark, 2012 ; Keppler et Gomes, 2012 ; Alesina *et al.*, 2014 ; Lawrence et Vandecar, 2015 ; Urech *et al.*, 2015).

Williams (2002) avance que la perte cumulée de forêts sur les 5 000 dernières années s'élève à près de 1,8 milliards d'ha soit environ 360 000 ha perdus en moyenne chaque année. Si ce phénomène est relativement ancien, son intensité au cours du 20^{ème} et du début du 21^{ème} siècle est inédite et est liée aux nouveaux modes de déforestation utilisés. Le défrichement des forêts est principalement voué à la conversion en parcelles agricoles pour nourrir les populations et répondre à leurs besoins en produits forestiers. L'évolution démographique a connu une forte hausse après les années 50 (fig. 26), passant d'environ 2,5 milliards de personnes à cette époque à près de 7 milliards en 2010. La population mondiale a quasiment triplé en 60 ans. Si l'on observe la courbe relative à l'évolution de la déforestation, on remarque que son évolution est positive et que cette croissance ne s'intensifie pas après 1950. Toutefois, ramenée à un indicateur comparable, on note que la courbe de croissance de la population est passée, dès les années 1990, au-dessus de celle de la déforestation.

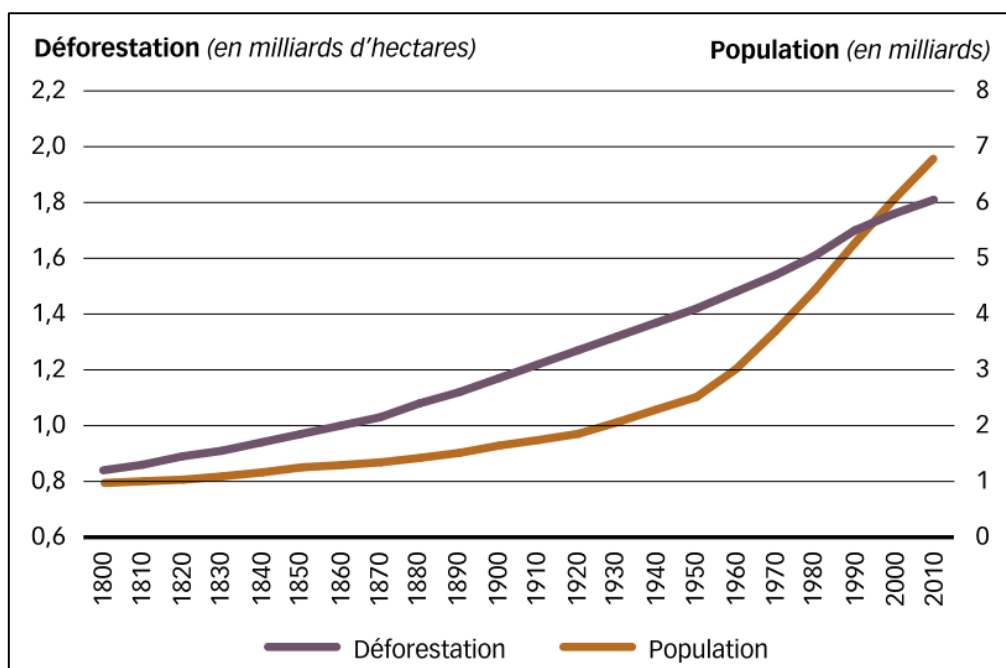


Figure 26 : Evolution de la population mondiale et de la déforestation globale entre 1800 et 2010. Source : FAO, 2012.

La superficie couverte par les forêts dans le monde a été estimée en 2010 à plus de 4,03 millions d'ha par la FAO (FAO, 2011), soit 31 % de la surface des terres émergées. En 1990, cette superficie s'élevait à 4,16 millions d'ha et en 2000, à 4,08 millions d'ha, ce qui représente une variation annuelle de -0,2 % (tab. 12) de la surface forestière entre 1990 et 2000 et une variation annuelle de -0,13 % entre 2000 et 2010 (FAO, 2011).

Tableau 12 : Evolution de la surface forestière (en % par année) à l'échelle continentale et à celle de Madagascar entre 1990 et 2010. Source : FAO, 2010.

	1990-2000 %	2000-2005 %	2005-2010 %
Afrique	-0,56	-0,49	-0,5
Asie	-0,1	0,48	0,29
Europe	0,09	0,06	0,08
Amérique centrale	-1,56	-1,15	-1,23
Amérique du Nord	-	0,02	0,03
Océanie	-0,02	-0,17	-0,55
Amérique du Sud	-0,45	-0,49	-0,41
Madagascar	-0,42	-0,44	-0,45
Monde	-0,2	-0,12	-0,14

Si l'on se focalise sur les trois bassins forestiers tropicaux (amazonien, du Congo et d'Asie du Sud-Est), 57 % de la surface des terres émergées sont recouverts de forêt, ce qui représente plus d'1,343 milliards d'ha de forêt. Selon Myers (1992), au début des années 90, les forêts tropicales ont couvert presque 800 millions d'ha. Actuellement, les bassins forestiers tropicaux accusent un recul de la surface forestière (fig. 27), mais il est possible d'observer une diminution du taux de déforestation durant les quinze dernières années (FAO, 2015).

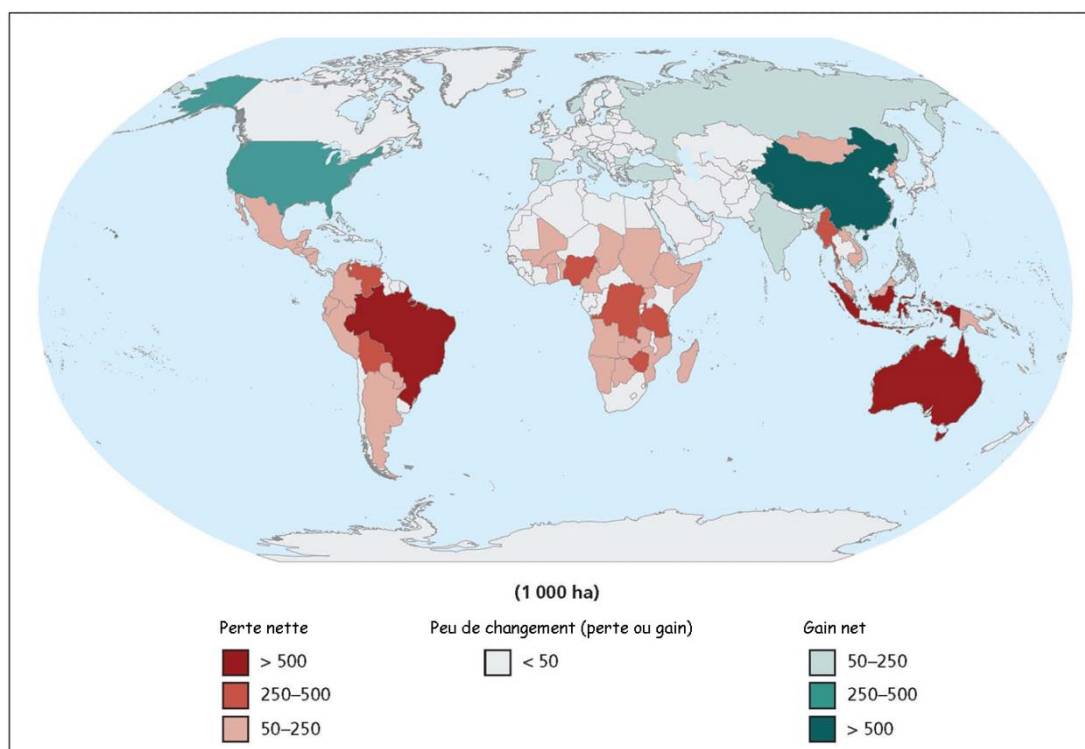


Figure 27 : Changement annuel moyen des milieux forestiers (en millier d'ha) par pays entre 2005 et 2010. Source : FAO, 2010.

Entre 1990 et 2000, 7,1 millions d'ha de forêt par an ont été perdus, contre 5,4 entre 2000 et 2010. La diminution de la surface forestière n'est pas également répartie entre les trois bassins forestiers, puisque le bassin amazonien a connu la baisse la plus forte avec 3,6 millions d'ha/an entre 2000 et 2010, contre 1 million ha/an pour l'Asie du Sud-Est et 700 000 ha/an pour le bassin du Congo (FAO et OIBT, 2011).

A l'échelle de l'ensemble des bassins forestiers tropicaux, peu d'études ont été réalisées pour suivre le changement d'usage des terres, la majeure partie de ces recherches étant menées à des échelles régionales (Eva *et al.*, 2012 ; Bodart *et al.* 2013 ; Ernst *et al.*, 2013 ; Stibig *et al.*, 2014). Une étude d'Achard *et al.* en 2002 a tenté de déterminer les taux de déforestation en forêt tropicale humide entre 1990 et 1997 dans le cadre du projet TREES. Une nette différence entre les bassins forestiers est observée : 0,38 % de déforestation annuelle pour l'Amérique Latine, 0,43 % pour l'Afrique et 0,91 % pour l'Asie du Sud-Est. Le taux global pour les forêts tropicales est de 0,52 %. Ces dégradations forestières se font principalement au profit de l'agriculture ou de mosaïques de végétation. Ce même travail a par la suite été repris pour la période 1990-2010 (Achard *et al.*, 2014) afin d'estimer les pertes de carbone dues au changement d'usage des terres. Les auteurs estiment qu'en 1990, il restait 1 635 millions d'ha de forêts tropicales contre 1 514 millions en 2010 dont 599 millions d'ha en Amérique du Sud, 210 millions d'ha en Afrique et 163 millions en Asie du Sud-Est. Le taux de déforestation dans les années 90 a été estimé par ces auteurs à -0,377 % par an contre -0,384 % par an dans les années 2000.

2.4. Causes et conséquences de la déforestation à Madagascar

A Madagascar, les prémices de la déforestation sont apparues vers 1600 dans les Hautes Terres Centrales avec l'utilisation du feu pour faire pâturer les zébus ainsi qu'avec la pratique agricole sur abattis-brûlis (Gade, 1996). Au 21^{ème} siècle, le gouvernement a tenté de promulguer des lois afin de limiter le *tavy* mais sans que cela n'ait beaucoup d'effet (Jarosz, 1993). Les causes de la

déforestation à Madagascar varient localement (Gorenflo, 2011). Elle reste difficile à ralentir, au vu de la croissance démographique et de la dépendance des populations à l'agriculture de subsistance et au bois énergie (Harper *et al.*, 2007). Green et Sussman (1990) ont observé que la mise en aire protégée de certains milieux forestiers ne garantit pas efficacement la protection de ces milieux qui restent en proie à une pression liée à l'exploitation de la forêt. Ils mettent également en avant le fait que ce sont les espaces ayant des pentes faibles et des densités de population importante qui sont les plus vulnérables à la dégradation forestière. Le sol, privé de la protection du couvert forestier est rapidement balayé par une érosion importante pouvant atteindre un taux d'érosion de 250 t/ha (Helfert et Wood, 1986).

Casse *et al.* (2004) ont passé en revue les causes de la déforestation dans le sud-ouest de Madagascar aux abords de Tuléar. D'après eux, **deux catégories de causes entrent en jeu** : les causes directes, liées à l'agriculture, à l'exploitation des produits ligneux et aux pâturages, ainsi que les causes indirectes, liées aux migrations, aux politiques gouvernementales, au prix des exportations ainsi qu'au droit de propriété. L'instabilité politique a également un rôle dans la dégradation des milieux naturels. Par exemple, Allnut *et al.* (2013) ont montré que suite au coup d'état de 2009 à Madagascar, le taux de déforestation à l'intérieur du Parc de Masoala a augmenté. Selon eux, la perte de forêt est davantage liée à des perturbations d'origine anthropique qu'à des processus naturels. Brinkmann *et al.* (2014) ont mené une étude portant sur les processus de la déforestation dans le sud-ouest de Madagascar. Il apparaît que 45 % de la surface forestière a disparu en 40 ans, conduisant à une savanisation des milieux et à une fragmentation forestière, les zones les plus touchées étant proches de petits villages peu connectés au réseau d'infrastructures. A l'ouest de Madagascar, la principale cause de la dégradation forestière est le *hatsake*⁵. Cette forme d'agriculture sur brûlis permet la conversion des forêts en espaces agricoles dédiés à la subsistance et au marché intérieur (Scales, 2012). La région du Menabe central est également concernée, la dégradation forestière à des fins agricoles y présentant de sérieuses menaces sur la conservation d'espèces endémiques de vertébrés (Zinner *et al.*, 2014). La faible fertilité des sols latéritiques et calcaires obligent les agriculteurs à changer de parcelle de culture sur brûlis tous les deux ans environ (Gorenflo *et al.*, 2011). Par le passé, l'agriculture sur brûlis pouvait être considérée comme durable si un temps de jachère suffisamment long était mis en place afin de laisser le temps au sol de se régénérer (Rakotomanana, 1989). Cependant, la croissance démographique a eu pour impact de réduire le temps de jachère des cultures sur brûlis et ne laisse plus le temps au sol de se régénérer. Cela pousse les agriculteurs à étendre leurs terres agricoles au détriment des habitats naturels (Jolly, 1989 ; Brand et Zurbuchen, 1997 ; Laub-Fischer *et al.*, 1997 ; Gorenflo *et al.*, 2011). A l'heure actuelle, l'agriculture sur brûlis est considérée comme préjudiciable car ses effets sont de longue durée et difficiles à restaurer. Toutefois cette technique agricole traditionnelle nécessite peu de savoir technique et d'outil et reste fortement ancrée parmi les fermiers alors même qu'elle génère des conflits entre les paysans et le gouvernement (Klein, 2002 ; Clark, 2012).

Le bois énergie représente plus de 80 % de la consommation domestique énergétique des malgaches, que ce soit pour se chauffer ou se nourrir, ce qui fait que la quasi-totalité des ménages ruraux et urbains l'utilise au quotidien (Razafindrabe, 2004). De même, neuf emplois sur dix sont directement liés aux ressources naturelles (Karpe *et al.*, 2012). La production de bois-énergie n'est

⁵ *Hatsake* (ou *tavy* dans l'est de Madagascar) : agriculture sur brûlis.

pas le seul service vital fournit par les forêts car les malgaches utilisent de nombreux autres produits issus des ressources biologiques (huile essentielle, pharmacopée). De même l'écotourisme est une activité contribuant fortement à l'économie malgache (Karpe *et al.*, 2012).

Les causes de la déforestation à Madagascar sont multiples et varient localement (Brooks *et al.*, 2009 ; Zinner *et al.*, 2014). Certes, la conversion des milieux forestiers en terres agricoles est une des principales causes de la dégradation, c'est pourquoi les populations locales sont souvent accusées d'être les principales responsables de la déforestation (Kull, 2000). Selon Horning (2012), ces trente dernières années, trois mythes sont restés ancrés concernant les raisons de l'échec à réduire la déforestation à Madagascar :

- considérer les fermiers comme les principaux responsables de la déforestation ;
- croire que l'Etat malgache a la volonté et la capacité à résoudre le problème ;
- penser que Madagascar se distingue clairement du reste de l'Afrique.

Ce n'est pas tant la démographie la principale cause de la déforestation que la pauvreté, or Madagascar est considérée comme l'un des pays les plus pauvres au monde alors que son taux de déforestation n'est pas le plus élevé (Horning, 2012).

La déforestation n'est pas sans conséquence sur les milieux (Langrand et Wilme, 1997 ; Vallan, 2000 ; Watson *et al.* 2004). La fragmentation des milieux forestiers les rend davantage vulnérables au risque incendie et perturbe leur fonctionnement écologique. Ainsi, selon Laurance *et al.* (2000), la perte de diversité, le changement des processus écologiques comme la pollinisation, le cycle des nutriments ou encore le stockage du carbone sont les conséquences de cette fragmentation. La déforestation induit également une érosion de la biodiversité (Laurence *et al.*, 2006 ; Harris *et al.*, 2012 ; Budiharta *et al.*, 2014) à travers trois processus : la destruction d'habitats, l'isolement de fragments d'habitat continu et l'effet de lisière (Broadbent *et al.*, 2008) avec une zone de frontière entre la forêt et l'espace défriché (Skole et Tucker, 1993). La destruction des milieux forestiers impacte également le régime de précipitations. En Asie du Sud-Est, la déforestation induit une diminution mensuelle des précipitations (Werth et Avissar, 2005a). En Amazonie, il est observé une réduction des précipitations au niveau local (-220 à -640 mm/an), ainsi qu'une augmentation des températures de surface (de 0 à 3°C) (Werth et Avissar, 2002). Tandis qu'en Afrique, l'impact de la déforestation sur le régime des précipitations se fait essentiellement ressentir durant la saison sèche, avec une diminution des cumuls pluviométriques (Werth et Avissar, 2005b).

A Madagascar, le déboisement, le surpâturage et les feux de brousses favorisent le ruissellement de surface et donc la formation des *lavaka* qui sont des « *excavations en forme de cirque, creusées dans les flancs d'une colline et provenant d'une exagération du processus d'érosion* » (Riquier, 1954). Les ravines des hautes terres malgaches ont des taux d'érosion sept fois plus importants que la moyenne du pays (Klein, 2002 ; Clark, 2012). Dans les zones déforestées, l'eau n'est plus captée par les racines des arbres, mais entraîne avec elle des sédiments jusque dans les cours d'eau pouvant mener aux débordements des cours d'eau dans les parcelles agricoles. Ces derniers contaminent les terres et réduisent la qualité des cultures (Clark, 2012). La mise à nu des sols favorise le ruissellement de surface et diminue la fertilité des sols suite à l'évacuation de l'humus et de la matière organique (Segalen, 1948). La biodiversité malgache est également mise à mal par la destruction des milieux forestiers alors que 90 % des espèces animales endémiques vivent dans les milieux boisés (Harper *et al.*, 2007). La pratique traditionnelle du *tavy* n'est pas adaptée à une démographie croissante, ni à la diminution de la fertilité des sols (Aubert *et al.*, 2008). Or cette pratique reste usitée alors même que le rendement rizicole dû au *tavy* ne représente que 7,6 % de la production d'après les statistiques agricoles de 1989-1990 (Aubert *et al.*, 2008).

2.5. L'évolution de la déforestation à Madagascar à partir du XX^{ème} siècle

Les chiffres avancés sur les taux de déforestation à Madagascar restent toujours actuellement controversés, tout comme l'estimation de la surface « originelle » couverte par la forêt (Agarwal *et al.*, 2005). Si l'on reprend les différentes estimations réalisées depuis le début du 20^{ème} siècle, Pelet (1902) estime que les surfaces forestières occupent 20 % du territoire malgache ; en 1921, Perrier de la Bâthie estime que la forêt occupe 21 % de la surface du Madagascar (à partir de reconnaissances terrain réalisées entre 1901 et 1915) mais que parmi ces 21 %, seuls 6 à 12 % sont composés de forêts fermées. En 1934, Grandidier estime quant à lui que la forêt ne couvre que 10 % de la surface de l'île. Ces trois estimations sont contradictoires avec des estimations plus récentes. Dans les années 60, Humbert et Cours-Darne (1965) évaluent la couverture forestière à 33 % de la surface malgache, tandis que Le Bourdieu (1969) l'estime à 21 %. Les cartes des années 90 (Faramalala, 1995 ; Du Puy et Moat, 1999) se basent essentiellement sur les données des cartes publiées en 1965, même si leur réalisation est faite à partir de données satellitaires (Argawal, 2005).

Si l'on reprend les estimations du taux de déforestation à Madagascar en fonction des différents auteurs (tab. 13), il y a une forte incertitude du taux avant les années 1970. Par exemple, entre 1950 et 1997, Dufils (2008) indique un taux de déforestation de 9,5 % tandis qu'entre 1950 et 1970, Harper *et al.* (2007) l'estiment à 0,3 % pour une période plus courte. Par contre, pour la période 1970-1990, les estimations de Green et Sussman (1990) et celles de Harper *et al.* (2007) sont identiques. De même, entre 1990 et 2000, les estimations de Harper *et al.* (2007) et de l'ONE (2013) sont quasiment similaires (0,9 % pour les premiers et 0,8 % pour le second).

Tableau 13 : Tableau comparatif de différentes estimations du taux annuel de déforestation à Madagascar basées sur cinq références bibliographiques.

Auteurs	Périodes	Taux de déforestation annuel (en %)
Green et Sussman (1990)	entre 1970 et 1990	1,70
Achard <i>et al.</i> (2002)	entre 1990 et 1997	1,4 à 1,7
Conservation Internationale (2002)	Années 90	0,9
Harper <i>et al.</i> (2007)	entre 1950 et 1970	0,3
	entre 1970 et 1990	1,7
	entre 1990 et 2000	0,9
Dufils (2008)	entre 1950 et 1993	9,5
	entre 1993 et 1999	1,6
Office National pour l'Environnement (2013)	entre 1990 et 2000	0,8
	entre 2000 et 2005	0,5
	entre 2005 et 2010	0,4

Selon un rapport portant sur l'environnement à Madagascar publié en 1995, la surface couverte par les espaces forestiers étaient d'environ 14 à 16 millions d'hectares soit 24 à 28 % du territoire (ONE, 1995 ; ONE, 2012). Ce même rapport indique qu'actuellement la couverture forestière est estimée à 12 millions d'ha dont 9 à 10 millions de forêts naturelles.

Les surfaces boisées à Madagascar (fig. 28) ont connu une évolution relativement disparate. La couverture forestière aurait diminué de près de 40 % entre les années 1950 et 2000 (Harper *et al.*, 2007). Le taux de déforestation annuelle pour l'Afrique s'élève à 0,43 % par an, alors qu'à Madagascar, ce taux varie entre 1,4 et 4,7 % par an (Achard *et al.*, 2002).

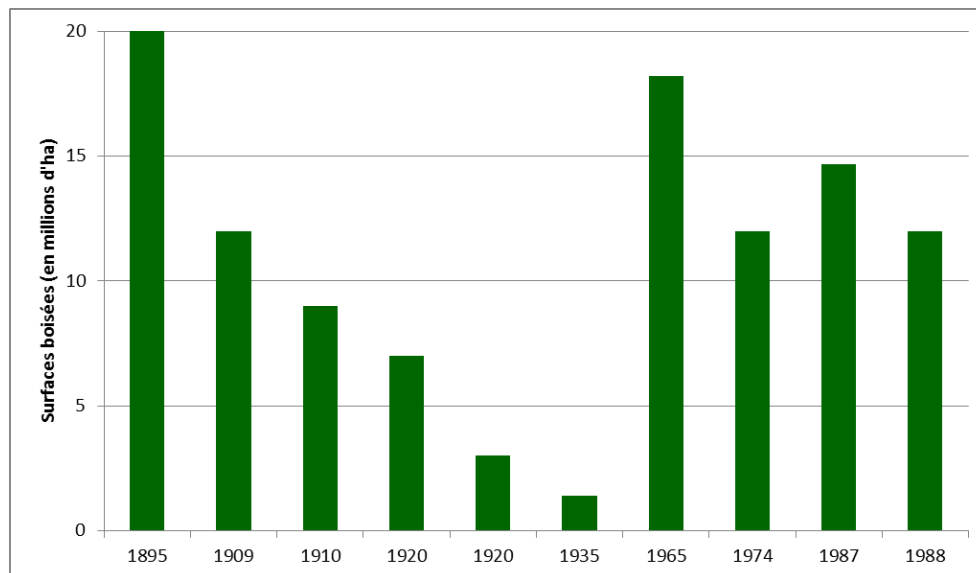


Figure 28 : Evolution de la surface boisée à Madagascar entre 1895 et 1988 (mode d'estimation non précisé). Source : Pierre (1993), repris dans Bertrand *et al.* (2009).

D'autres auteurs ont estimé que le taux de déforestation moyen à Madagascar s'élevait entre 1990 et 2000 à 0,9 % par an (Harper *et al.*, 2007). Selon ces mêmes auteurs, la période durant laquelle le taux serait le plus élevé se situerait entre 1970 et 1990 avec 1,7 % par an. Green et Sussman (1990) estiment quant à eux que, sur la côte malgache orientale, près de 111 000 ha par an auraient disparu entre 1950 et 1985. Cependant, les auteurs n'ont pas été en mesure de distinguer forêts secondaires et forêts primaires. Si l'on suivait ces chiffres, il ne resterait plus de forêts à Madagascar à l'heure actuelle (Bertrand et Randrianaivo, 2003).

L'ONE (Office National de l'Environnement) à Madagascar a lui aussi réalisé des études afin d'estimer l'évolution de la déforestation. Dans son dernier rapport (2013), portant sur la période 2005-2010, le taux annuel de déforestation s'élève à 0,4 % par an (tab. 10). Ce taux serait donc en baisse en comparaison des estimations précédentes pour les périodes 1990-2000 (0,8 % par an) et 2000-2005 (0,5 % par an).

Tsayem Demaze (2014), reprend une cartographie de la déforestation à Madagascar entre 1990, 2000 et 2005 (fig. 29). Sur l'ensemble de l'île, le taux de dégradation forestière a diminué de manière conséquente entre 1990 et 2005, passant de 0,83 % (pour la période 1990-2000) à 0,53 % (pour la période 2000-2005). Ces chiffres sont à relativiser étant donné que la période couverte passe de 10 à 5 ans. La zone où la déforestation semble la plus marquée, et ce, quelles que soient les années, se trouve au sud-est de l'île, vers la ville de Tuléar. Cependant, si l'on observe les taux de déforestation entre 1990 et 2000, et entre 2000 et 2005, la région la plus impactée apparaît être l'*Itasy* (ville principale *Marinarivo*), au centre de l'île, mais les surfaces forestières sont toutefois minimales comparées aux autres régions. Pour les régions proches du Parc de Ranomafana, le taux de déforestation atteint, pour la période 1990-2000, 2,22 % pour la Haute-Matsiatra et 1,5 % pour la région de Vatovavy-Fitovinany, tandis qu'entre 2000 et 2005, ces chiffres ont diminué à 0,07 % pour la Haute Matsiatra et à 0,24 % pour Vatovavy-Fitovinany.

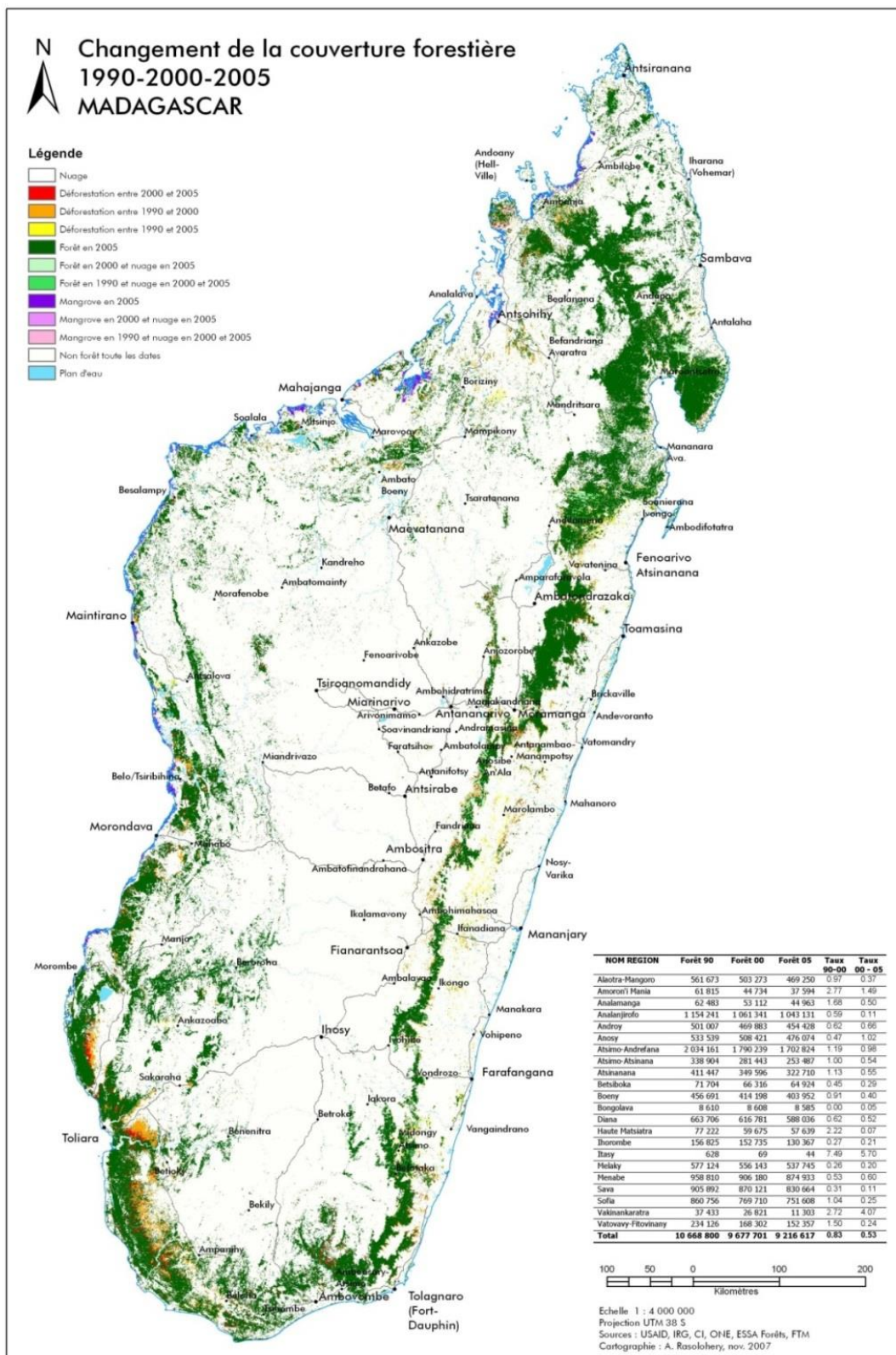


Figure 29 : Carte de l'évolution de la couverture forestière à Madagascar entre 1990-2000 et 2005. Source : Tsayem Demaze, 2014.

L'estimation du taux de déforestation reste d'autant plus incertaine qu'il n'y a pas de certitude quant à l'extension originelle de la forêt à Madagascar. Des chiffres ont été avancés, par exemple dans Green et Sussman (1990), sans vraiment de justification. Dufils (2003) a réalisé un tableau récapitulatif des estimations de la couverture forestière à Madagascar de 1895 à 1999 (tab. 14).

Tableau 14 : Comparaison d'estimations de la couverture forestière (en ha) à Madagascar selon différents auteurs et méthodes de traitement. Source : Dufils, 2003.

Source	Date de récolte des données	Couverture sempervirente	Autre couverture	Total	Source des données
Lavauden (1934)	1895	-	-	20 000 000	Estimation de l'auteur
Girod-Genet (1899)	1899	-	-	12 000 000	Estimation de l'auteur
Perrier de la Bâthie (1921)	1921	-	-	7 000 000	Estimation de l'auteur
Lavauden (1934)	1931	-	-	10 000 000	Estimation de l'auteur
Perrier de la Bâthie (1936)	1936	-	-	17 000 000	Estimation de l'auteur
Guichon (1960)	1949-1957	9 717 000	6 978 000	16 695 000	Photos aériennes 1/50 000 (incomplet)
Humbert et Cours Darne (1965)	1949-1957	10 745 000	8 405 000	19 148 000	Photos 1/50 000 (cartes complètes/1 000 000)
Eaux et Forêts (1953-1957)	1949-1957	4 062 000	8 316 000	12 378 000	Photos 1/50 000 et cartes 1/100 000 (381 sur 460)
Faramalala (1995)	1972-1979	10 676 000	5 136 000	15 812 000	Interprété par MSS (couverture incomplète)
Green et Sussman (1990)	1984-1985	3 800 000	-	-	Estimation des forêts du centre et de l'est
Nelson et Horning (1993)	1990	3 417 000	2 392 000	5 809 000	NOAA-AVHRR-LAC
IEFN (1996)	1990-1994	6 062 000	7 198 000	13 260 000	LTMS-Interprétation visuelle et contrôle sur le terrain
JCR (2000)	1998-1999	5 532 800	11 770 400	17 303 200	Végétation SPOT 4 (composite 10-jour)

Sur ce tableau, on peut observer l'incertitude quant à la couverture forestière totale. En effet, des chiffres variant de près de 6 millions d'ha à plus de 19 millions sont avancés. De même, de nombreuses sources des données et différentes méthodes sont utilisées, à des échelles spatiales variées (de celles propres à la photographie aérienne à celles liées aux données NOAA). Plusieurs chiffres sont avancés selon « l'estimation de l'auteur » sans pour autant préciser les données et méthodes employées. L'estimation de la couverture forestière sempervirente reste donc problématique avec une grande amplitude dans les estimations avancées. Une estimation plus récente de l'ONE (2013) avance le chiffre de 9 220 040 ha de forêt naturelle restante en 2010. Aussi, si l'on suivait l'idée avancée par Grandidier (1928) puis reprise par d'autres (Perrier de La Bâthie, 1936 ; Humbert et Cours Darne, 1965), selon laquelle près de 200 000 hectares de forêts auraient disparu chaque année à Madagascar depuis le début du 20^{ème} siècle, cela représenterait 20 millions d'hectares soit bien plus que la surface forestière estimée au début du siècle (Kull, 2000). Il faut donc prendre avec précaution les estimations de la couverture forestière mais également ceux de la déforestation, car les chiffres avancés sont la plupart du temps issus de sources de données différentes, traitées avec des méthodes et à une échelle qui leur sont spécifiques et peuvent rendre ces données difficilement comparables entre elles. D'autant plus que ce chiffre de 200 000 ha est souvent repris et majoré, avant la saison des feux. Ce serait un moyen de légitimer l'accusation faite à l'encontre des populations locales afin de les exclure de la gestion des ressources naturelles (Kull, 2002). La plupart du temps, le *tavy*, ou agriculture sur brûlis, est considéré comme la cause majeure

de la déforestation à Madagascar (Aubert *et al.*, 2008). Cette pratique agricole traditionnelle est rendue responsable de la perte de 200 000 à 300 000 hectares de forêts naturelles pour sa mise en place (ONE *et al.*, 1995).

2.6. L'évolution des politiques forestières à Madagascar à partir de la fin du XX^{ème} siècle

A Madagascar, la question de la préservation et de la conservation des ressources naturelles était déjà prépondérante dès le début du 19^{ème} siècle, sous la royauté et bien avant l'arrivée des colons. Sous ce régime, même si les populations locales gardaient une grande marge de manœuvre, les milieux forestiers étaient considérés comme un « domaine inaliénable » de la royauté et les feux y étaient interdits (Montagne et Ramamonjisoa, 2006). A l'opposé, la politique coloniale excluait complètement les populations de la gestion des ressources, notamment par l'interdiction des feux (Aubert *et al.*, 2008). Entre 1904 et 1913, les politiques coloniales concernant la pratique des feux ont évolué du laxisme à la réglementation pour aboutir en 1937 à une interdiction des feux sur l'ensemble du territoire (Bertrand, 1994 ; Aubert *et al.*, 2008). Après la période coloniale, de 1960 à 1990, les politiques forestières n'ont pas connu d'évolution majeure et le rôle de l'état dans la gestion des forêts classées s'est affirmé davantage à partir des années 70 (Montagne et Ramamonjisoa, 2006 – fig. 30).

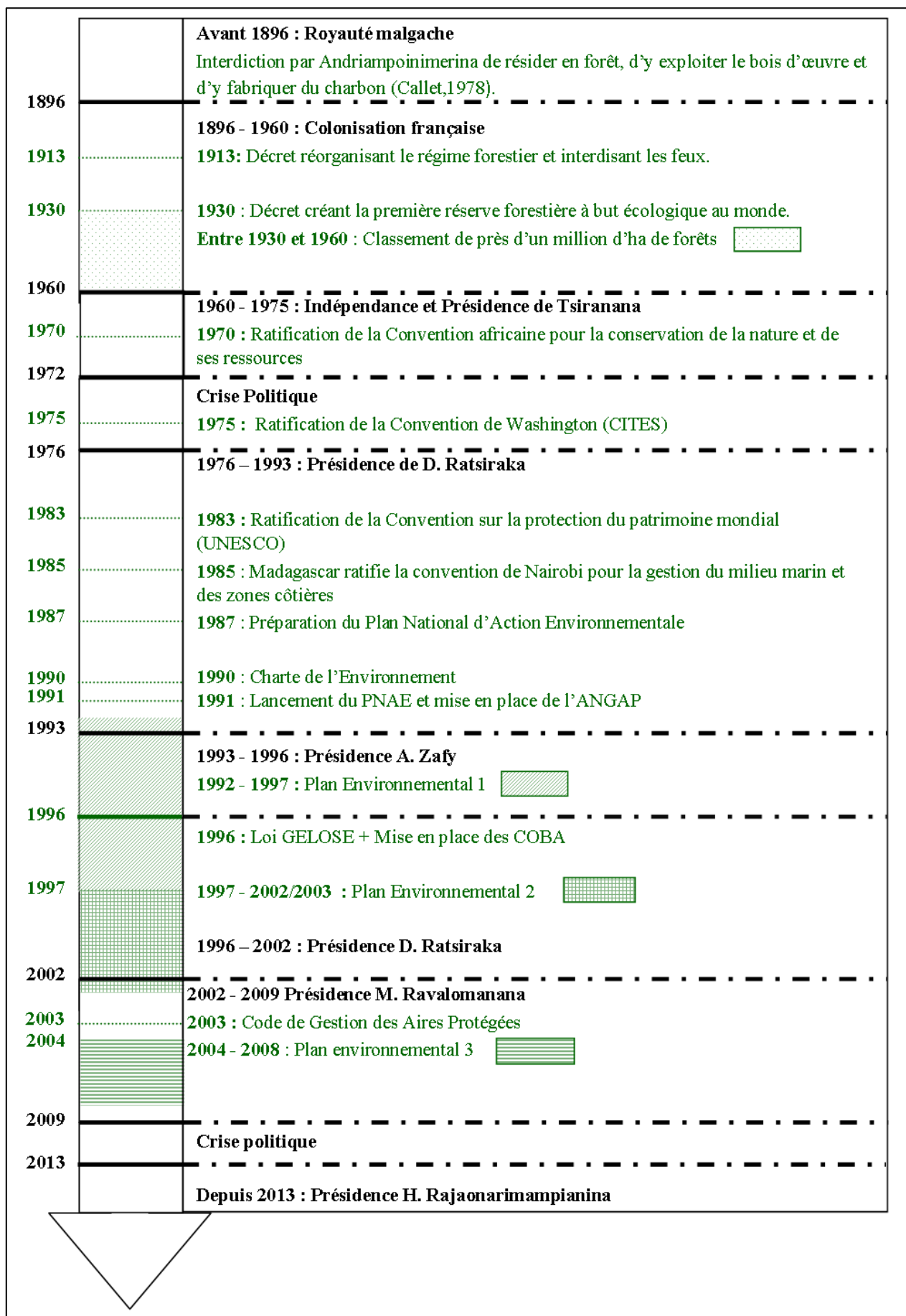


Figure 30 : Chronogramme simplifié des politiques forestières à Madagascar depuis l'époque coloniale. Sources : Montagne et Ramamonjisoa, 2006 ; Bertrand *et al.*, 2009.

2.6.1. La mise en place du Plan National d'Action Environnementale

Dès 1987, Madagascar a entrepris de préparer son Plan National d'Action Environnementale (PNAE). A partir de 1990, le pays a initié une réorientation de la politique forestière afin de redonner aux populations locales un rôle dans la gestion des ressources naturelles renouvelables et par là même, dans la protection de celles-ci (Montagne et Ramamonjisoa, 2006). LE PNAE ne s'est réellement mis en place qu'à partir du moment où la Charte de l'Environnement Malagasy a été adoptée, avec la loi n° 90-033 du 21 octobre 1990, et qui constitue la base juridique du PNAE. Ce dernier est donc instauré à partir de 1990 avec comme objectifs principaux de « *lutter contre la dégradation de l'environnement, de promouvoir des modes durables de gestions des ressources naturelles renouvelables et d'intégrer les préoccupations environnementales dans les planifications économiques et sectorielles des gouvernements* » (Andriantsilavo *et al.*, 2008).

Le PNAE se divise en 3 phases de 5 ans :

- 1) **De 1992 à 1996**, le Programme Environnemental 1 (PE1) a eu pour objectif de poser les bases institutionnelles du PNAE, notamment avec la création de l'Office National de l'Environnement (ONE), de l'Association Nationale pour la Gestion des Aires Protégées (ANGAP) ou MNP, ainsi que l'Agence Nationale d'Actions Environnementales (ANAE).
- 2) **De 1997 à 2002/2003**, le PE2 avait pour objectif d'intensifier les démarches amorcées lors du PE1 et de permettre la décentralisation de la gestion des ressources naturelles, notamment par le biais de la mise en place de la loi GELOSE. La décentralisation permet de donner du poids à la participation de la population dans la gestion de l'environnement et de ne pas uniquement se reposer sur la volonté de l'Etat.
- 3) **De 2004 à 2008**, le PE3 visait l'automatisation de la gestion durable de l'environnement et des ressources. Cependant, la politique de décentralisation de la gestion des ressources a peu ou prou était mise de côté suite à l'engagement fait par le pouvoir en place d'augmenter la superficie des aires protégées (6 millions d'ha d'AP visés, mais l'objectif n'a pas été atteint – Randrianarison, 2010).

Le bilan de la mise en place du PNAE reste assez mitigé. Même si la mise en place du Plan environnemental a eu un impact sur la déforestation, avec un taux annuel de 0,53 % par an entre 2000 et 2005, contre 0,83 % entre 1990 et 2000 (MEFT *et al.*, 2009), le PNAE n'a pas tenu ses objectifs en terme du transfert de gestion des ressources avec un nombre inférieur de contrats passés en 2005 par rapport à ce qui était initialement prévu (Maldidier, 2001). Les moyens humains étaient limités, avec un agent pour 26 000 ha de forêt alors qu'en moyenne en Afrique, le ratio est plutôt d'un agent pour 10 000 ha de forêts, ce qui se traduit en terme administratif par le fait que seul un quart des décrets d'application de la loi forestière a été promulgué (Bertrand *et al.*, 2014).

2.6.2. La Loi GELOSE

Le 30 septembre 1996 la loi 96-025 dite loi GELOSE (Gestion Locale Sécurisée) est promulguée. Elle vise à organiser le transfert de gestion des ressources de l'Etat aux communautés locales riveraines des massifs forestiers. Cette loi est issue du PNAE phase 1 (Ramamonjisoa *et al.*, 2012). Elle part du constat que la préservation par exclusion n'apporte pas la garantie de conserver la biodiversité. En effet, deux éléments principaux conditionnent cette conservation : « *la réalité de l'Etat et sa capacité à faire respecter les règles édictées ainsi que la réaction des populations vivant dans les zones concernées* » (Bertrand, 2006). La loi GELOSE vise à mettre en avant une gestion des ressources naturelles de proximité, en attribuant aux communautés locales de base la gestion durable ainsi que la valorisation des ressources incluses dans leur territoire.

2.6.3. Le Code de Gestion des Aires Protégées (AP)

Une autre des applications de la Charte de l'Environnement est la création du Code de gestion des Aires Protégées, par la loi n° 2001-005 du 11 février 2003. Ce code définit une aire protégée comme « *un territoire délimité, terrestre, côtier ou marin, eaux larges saumâtres et continentales, aquatiques, dont les composantes présentent une valeur particulière et notamment biologique, naturelle, esthétique, morphologique, historique, archéologique, culturelle ou culturelle, et qui, de ce fait, dans l'intérêt général, nécessite une préservation contre tout effet de dégradation naturelle et contre toute intervention artificielle susceptible d'en altérer l'aspect, la composition et l'évolution* ». Selon l'article 11 de la loi n°2001-005, les aires protégées ont de nombreux objectifs : « *la conservation, la recherche, la mise en valeur du patrimoine naturel et culturel, l'éducation et la récréation des citoyens la promotion de l'écotourisme et la contribution au développement économique et social durable* ». Il existe trois types d'AP : **1) la Réserve Naturelle Intégrale (RNI), 2) le Parc National (PN) et 3) la Réserve Spéciale (RS).**

1. **Une RNI** « *désigne une aire représentative d'un écosystème particulier dont le but est de protéger la flore et la faune dans un certain périmètre. Elle est placée sous le contrôle de l'Etat et ses limites ne peuvent être changées, ni aucune de sa partie aliénée, sauf par l'autorité compétente* ».
2. **Un PN** désigne « *une aire dont le but est de protéger et de conserver un patrimoine naturel ou culturel original tout en présentant un cadre récréatif et éducatif. Elle est placée sous le contrôle de l'Etat et ses limites ne peuvent être changées, ni aucune de sa partie aliénée, sauf par l'autorité compétente*».
3. **Une RS** « *est une aire créée principalement dans le but de protéger un écosystème ou un site spécifique ou une espèce animale ou végétale particulière. Elle peut désigner certaines autres aires protégées telles que la réserve de faune ou de flore, la réserve partielle, la réserve sanctuaire, la réserve des sols, des eaux, et des forêts. Elle est placée sous le contrôle de l'Etat et ses limites ne peuvent être changées, ni aucune de sa partie aliénée, sauf par l'autorité compétente* ».

L'île de Madagascar compte en 2012, 5 RNI, 18 PN et 23 RS (fig. 31).

Lors du congrès de l'*International Union for Conservation of Nature (IUCN)* à Durban en 2003, le gouvernement malgache avait annoncé vouloir tripler la superficie des aires protégées en passant de 1,7 millions d'ha à 6 millions d'hectares en 5 ans. L'objectif n'a pas été atteint dans ces temps et il reste encore à l'heure actuelle près de 1,3 millions d'ha d'AP à identifier (fig. 31).

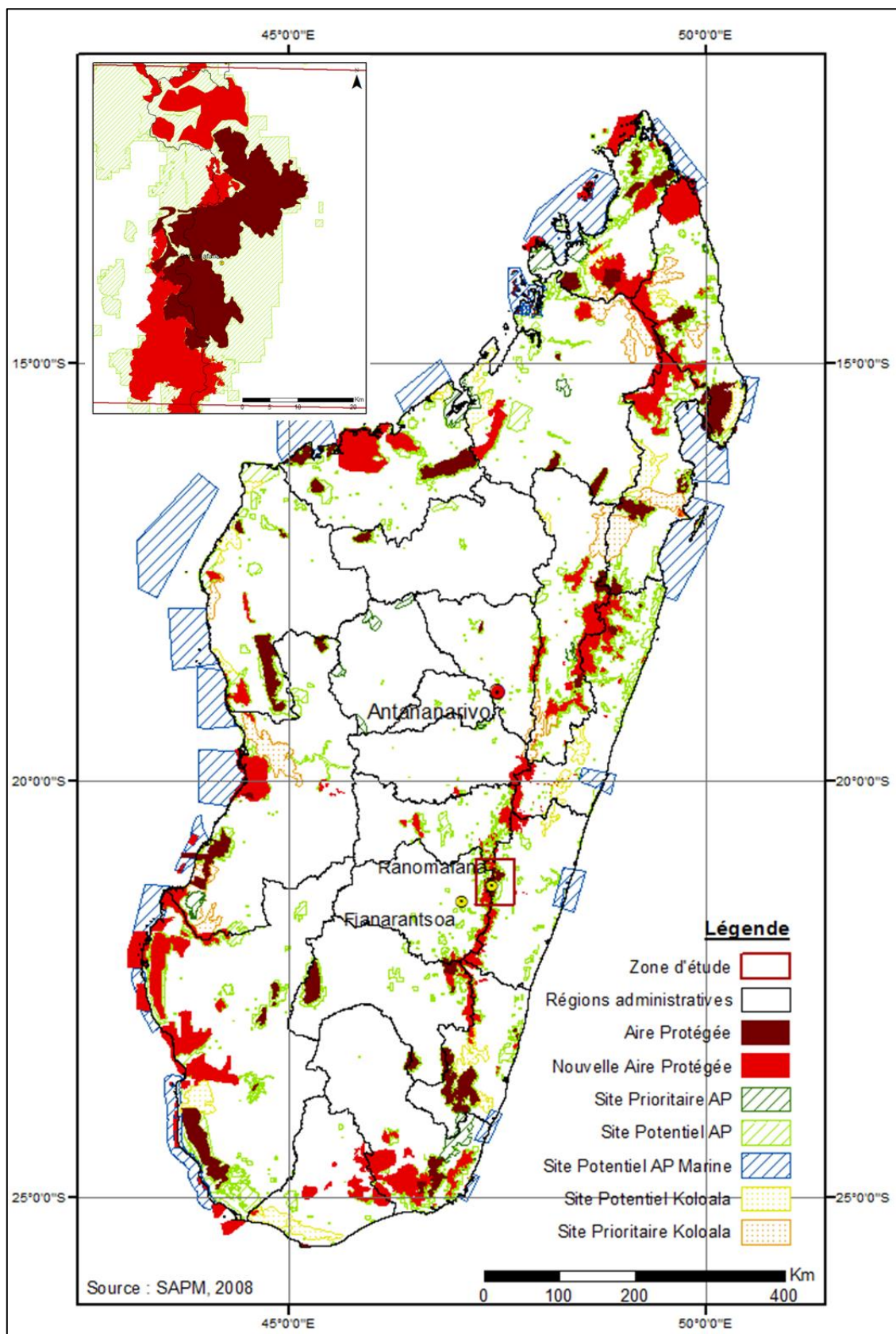


Figure 31 : Localisation des différents types d'aires protégées à Madagascar et zoom sur le Parc de Ranomafana (encadré). Source : SAPM, 2008.

Au total, cela représente près de 191 600 km² d'aires protégées effectives ou potentielles sur l'ensemble du territoire malgache (tab. 15), que ce soit en milieu terrestre ou en milieu maritime.

Tableau 15 : Surface totale (en km²) des différents types d'aires protégées à Madagascar. Source : SAPM, 2008.

Type d'Aire Protégée	Surface totale (en km ²)
Aire Protégée	21 370
Nouvelle Aire Protégée	47 770
Site Potentiel AP	39 300
Site Potentiel AP Marine	53 620
Site Potentiel Koalala	11 710
Site Prioritaire AP	5 769
Site Prioritaire Koalala	12 060

Les différents types d'aires protégées :

Aire protégée et site prioritaire : gérée par le Madagascar National Park (MNP) + les sites prioritaires correspondent aux sites prioritaires pour la création de futures Aires Protégées.

Nouvelle Aire Protégée : gérée par Biodiversity Conservation Madagascar (BCM)

Site Potentiel AP & AP Marine : Sites à forte probabilité pour la création de futures aires protégées.

Le Système de Gestion Forestière Durable (SGFD) ou Koalala comporte deux catégories de sites et contribue à la conservation des ressources forestières par la mise en place de zones de production utilisées pour la valorisation économique durable :

- **Site Potentiel Koalala** : sites à forte probabilité pour une gestion forestière durable ;
- **Site Prioritaire Koalala** : sites prioritaires pour la gestion forestière durable.

2.6.4. La réintégration de la population locale dans la gestion de l'environnement et des ressources

Un autre des objectifs de ces réformes consiste à réintégrer les populations locales dans la gestion de leurs ressources naturelles renouvelables. En effet, durant la période coloniale, les paysans ont été « diabolisés » et rendus responsables par les autorités des dégradations environnementales, notamment avec l'utilisation de l'agriculture sur brûlis (Kull, 2000), sans prendre en compte la pauvreté et la croissance démographique. Dans le dernier article de l'alinéa 6, de la loi 97-012 du 6 juin 1997, « *l'objectif essentiel est de réconcilier la population avec son environnement en vue d'un développement durable* ».

La notion de Communauté de Base (ou COBA) apparaît avec le transfert de gestion, liée à la décentralisation (Blanc-Pamard et Rakoto-Ramiarantsoa, 2008). Elle est constituée « *par tout groupement volontaire d'individus unis par les mêmes intérêts et obéissant à des règles de vie commune. Elle regroupe selon le cas, les habitants d'un hameau, d'un village ou d'un groupe de villages. La communauté de base est dotée de la personnalité morale et fonctionne comme une ONG selon les réglementations en vigueur* » (article 3, loi 96-025 du 30 septembre 1996). Le but de ces COBA est de transférer la gestion de ressources naturelles présentes sur leur territoire et l'impliquer dans le développement d'une gestion durable de ces ressources (Blanc-Pamard et Rakoto-Ramiarantsoa, 2008).

A l'échelle de Madagascar sur les 15 dernières années, un recensement a été réalisé au sein des 13 régions de l'île qui accueillent les communes concernées par le système d'Aire Protégée. Il a été dénombré 896 premiers contrats de transfert de gestion ainsi que 196 renouvellements. Cela laisse supposer que sur les 22 régions de l'île, il y a eu près de 1200 transferts de gestion aux communautés locales (Bertrand *et al.*, 2014).

2.7. Le suivi des dynamiques paysagères en milieu forestier tropical

Afin de mieux évaluer l'impact des activités anthropiques sur les dynamiques paysagères, il est important de pouvoir réaliser un suivi des changements de l'occupation du sol à des échelles temporelles et spatiales adéquates. Pour cela, l'utilisation de l'imagerie satellitaire s'avère un outil pertinent (van der Sanden et Hoekman, 1999 ; Aparecida Lima *et al.*, 2009 ; Servello *et al.*, 2010) pour des études à des échelles variées : locales et régionales (Mayaux *et al.*, 2000b ; Hansen *et al.*, 2009 ; INPE, 2008, 2013), continentales (Eva *et al.*, 2004) et même globales (Justice *et al.*, 1998 ; Friedl *et al.*, 2002 ; Huete *et al.*, 2002 ; Hansen *et al.*, 2003). En effet, les forêts tropicales denses ne sont pas toujours facilement accessibles. Au vu de l'étendue à couvrir, les images satellitaires, utilisées conjointement avec des mesures et observations *in situ* pour la validation, permettent de réaliser des cartographies basées sur une réalité terrain, en extrapolant des « parcelles d'entraînement observées » à l'ensemble d'une zone ou d'une région.

Les données photographiques aériennes disponibles remontent au milieu du 19^{ème} siècle mais prennent réellement leur essor lors des deux guerres mondiales (Lillesand *et al.*, 2008), à de très hautes résolutions spatiales. Les BD-ortho actuelles sont à 50 cm de résolution spatiale. Depuis quelques décennies maintenant, les données satellitaires se sont considérablement développées avec de nombreux types de données, tant dans le domaine optique que dans celui des hyperfréquences. Les images satellitaires optiques sont disponibles à différentes échelles spatiales et temporelles, qui permettent le suivi depuis les années 1970 des dynamiques d'occupation du sol. Par exemple, des données telles que celles issues de NOAA AVHRR, permettent de couvrir l'ensemble du globe (1 km de résolution spatiale) et ce, depuis le milieu des années 1980. D'autres capteurs ont par la suite été développés en basse résolution comme SPOT VEGETATION (depuis 1998, à 1 km de résolution spatiale), MODIS (de 1 km à 250 m de résolution spatiale, lancé début 2000) ou encore MERIS, à bord du satellite ENVISAT, avec 300 m de résolution. Cependant, s'ils sont efficaces à des échelles globales ou continentales, ces capteurs ne permettent pas de discriminer finement les états de surfaces. Des données à plus haute résolution spatiale ont ainsi également été obtenues par d'autres capteurs, tels que le satellite LANDSAT, lancé dans les années 70 (à 30 m de résolution spatiale et avec 15 jours de fréquence temporelle), le satellite européen SPOT (20 puis 10 m de résolution spatiale, le premier ayant été lancé en 1986) ou encore CBERS (20 m de résolution spatiale – fig. 32).

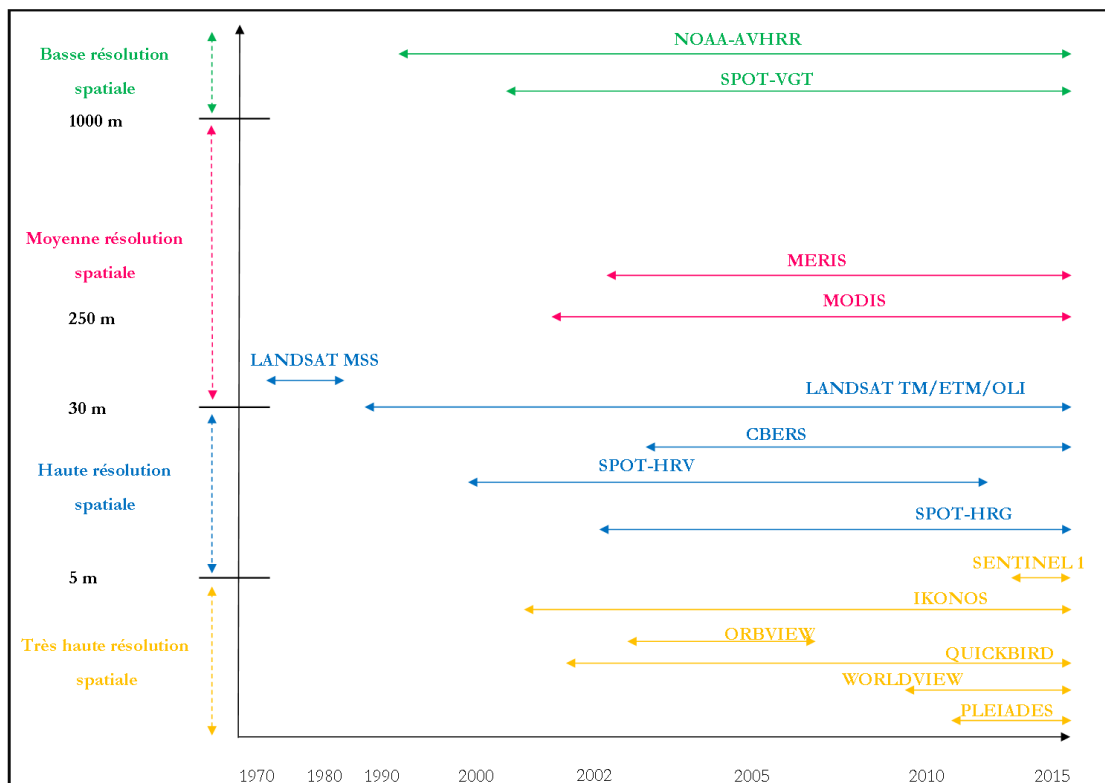


Figure 32 : Récapitulatif de différents capteurs satellitaires sur la période 1970-2015 en fonction de leur résolution spatiale et de leurs périodes d'activité.

Les données très haute résolution spatiale se sont également rapidement développées ces dernières années, et peuvent être principalement utilisées pour l'étude des milieux urbains ou bien l'agriculture de précision (Benediktsson *et al.*, 2013). Des capteurs, comme par exemple ORBVIEW ou PLEIADES, permettent de disposer de données avec des résolutions spatiales inférieures à 5 m dans le domaine multispectral et parfois, de l'ordre de la résolution centimétrique dans le panchromatique.

Les données satellitaires radar sont apparues à la fin des années 1970 (SEASAT lancé en 1978). Ces données permettent d'explorer un autre domaine de longueur d'onde : les micro-ondes, qui se situent dans le spectre de 0,5 à 75 cm. Contrairement aux données optiques, le radar est un système actif, c'est-à-dire qu'il fournit lui-même l'énergie requise. Cela permet ainsi d'acquérir des images de jour comme de nuit ainsi que sous couvert nuageux (CCT, 2003). Ce type de données est disponible également à différentes résolutions spatiales, en fonction du mode d'acquisition et de la bande radar choisie.

Une multitude de données est ainsi disponible, permettant de répondre à des problématiques diversifiées. La question de la pertinence du choix se pose alors en fonction de l'objet étudié. En effet l'usage des images satellitaires n'est pas sans inconvénients. Dans un premier temps, les données peuvent avoir un coût important à l'acquisition, notamment les données THRS ou HRS. De plus il y a également un coût financier pour les logiciels et le matériel informatique pour les traiter ou encore, pour réaliser les missions de terrain dans le cadre de validation; le coût en temps travail (traitement et analyses) est aussi élevé. L'utilisation de données satellitaires dans le domaine de l'optique a comme inconvénient majeur sa sensibilité à la nébulosité (Asner, 2001), qui limite les périodes d'acquisition et engendre une perte d'information, lorsque l'on souhaite par exemple réaliser un suivi saisonnier. La combinaison des données radar et optiques apparaît dans ce cas comme une alternative intéressante car elle permet de s'affranchir de la couverture nuageuse

(Haack *et al.*, 2000 ; Zhu *et al.*, 2012 ; Nordvkist *et al.*, 2012 ; Pereira *et al.*, 2013). Cependant, les données radar demeurent encore des données complexes à traiter et longues à analyser. Dans notre cas, le choix a été fait de ne pas les utiliser (même si des données RADARSAT-2 étaient disponibles) du fait du relief accidenté de la zone d'étude. En effet, et même si des méthodes permettent de corriger ces effets (Castagnas *et al.*, 1997), les terrains accidentés provoquent une perturbation du signal rétrodiffusé, de type géométrique, c'est-à-dire qu'il se produit un basculement du relief et des ombres, ainsi que de type radiométrique, qui entraîne une variation de la taille des pixels et de l'angle d'incidence local (Castel, 1998).

3. Le contexte géographique et environnemental du Parc de Ranomafana

3.1. Localisation du Parc

La forêt tropicale humide de Madagascar subsiste principalement à l'est de l'île sur les versants exposés aux alizées humides (Puig, 2001). Cet environnement forestier est menacé par la pression anthropique, alors même qu'une majeure partie de la biodiversité est concentrée dans cet espace (Rakotozafy *et al.*, 1987).

Le Parc National de Ranomafana (littéralement en français « *source d'eaux chaudes* ») est localisé à cheval sur les régions de la Haute Matsiatra et Vatovavy-Fitovinany, à environ 412 km au Sud-Est de la capitale Antananarivo et à 65 km au Nord-Est de Fianarantsoa. Il s'étend entre 47°18'E et 47°37'E et entre 21°02'S et 22°25'S, sur une surface de 416 km². Son périmètre total est de 254 km, pour une largeur allant de 7 et 15 km et une longueur d'environ 80 km du Nord au Sud. Le Parc est traversé par deux routes nationales (RN25 et RN45 – fig. 33).

Le Parc, créé en mai 1991, appartient au réseau national d'aires protégées suite à la découverte du lémur bambou doré (*Hapalemur aureus*) et de la redécouverte du Grand hapalémur (*Prolemursimus*), deux espèces endémiques à la région du Parc (Wright *et al.*, 2012). En juillet 2007, il est classé au patrimoine mondial de l'UNESCO. La zone d'intervention du Parc est assez large puisque 137 villages sont concernés, ainsi que 32 *fokontany* (village traditionnel à Madagascar) et 7 communes. Une zone tampon a été mise en place en partant des limites du Parc jusque 3 km autour, et à l'intérieur de cette marge, l'exploitation forestière n'est pas strictement interdite mais réglementée.

Le Parc de Ranomafana appartient au corridor forestier Ambositra-Vondrozo, classé Nouvelle Aire Protégée (NAP).

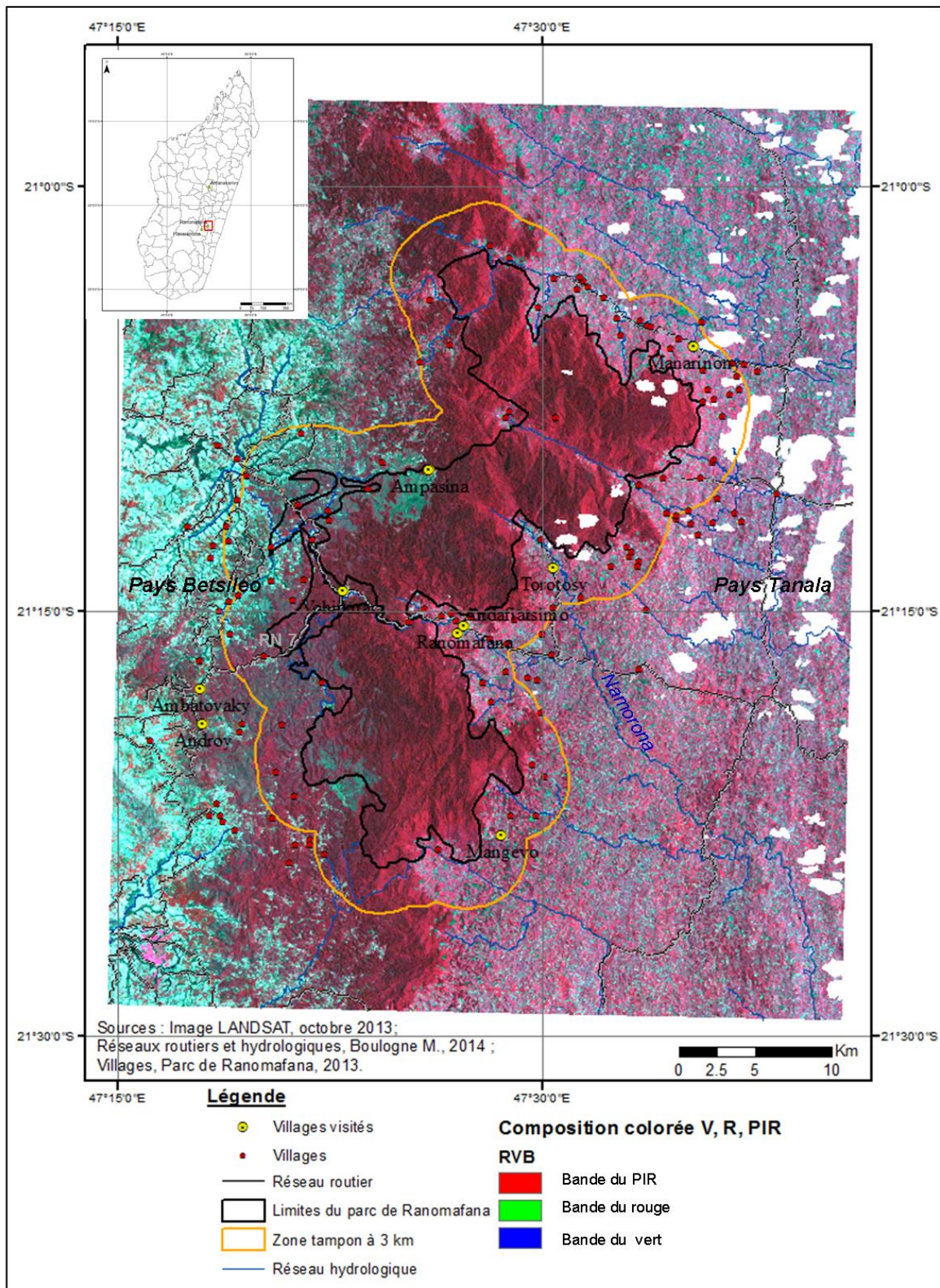


Figure 33 : Le Parc de Ranomafana (limite en noir), sa zone tampon (en orange) et l'ensemble de la zone d'étude, ainsi que la localisation des villages (en jaune et en rouge), du réseau routier (linéaire gris) et du réseau hydrologique (linéaire bleu) ainsi que les territoires *Betsileo* (à l'ouest du Parc) et *Tanala* (à l'est). Le fond de carte est l'image LANDSAT d'octobre 2013, avec la bande du PIR assignée au rouge, la bande du rouge assignée au vert et la bande du vert assignée au bleu, ce qui nous donne en rouge plus ou moins foncé les espaces végétalisés, en magenta les espaces avec une activité chlorophyllienne plus faible, et cyan, les sols nus à peu couverts.

3.2. Le contexte environnemental du parc

3.2.1. Profil altitudinal et réseau hydrologique

Le Parc de Ranomafana se trouve sur le versant exposé à l'est de l'île (fig. 34).

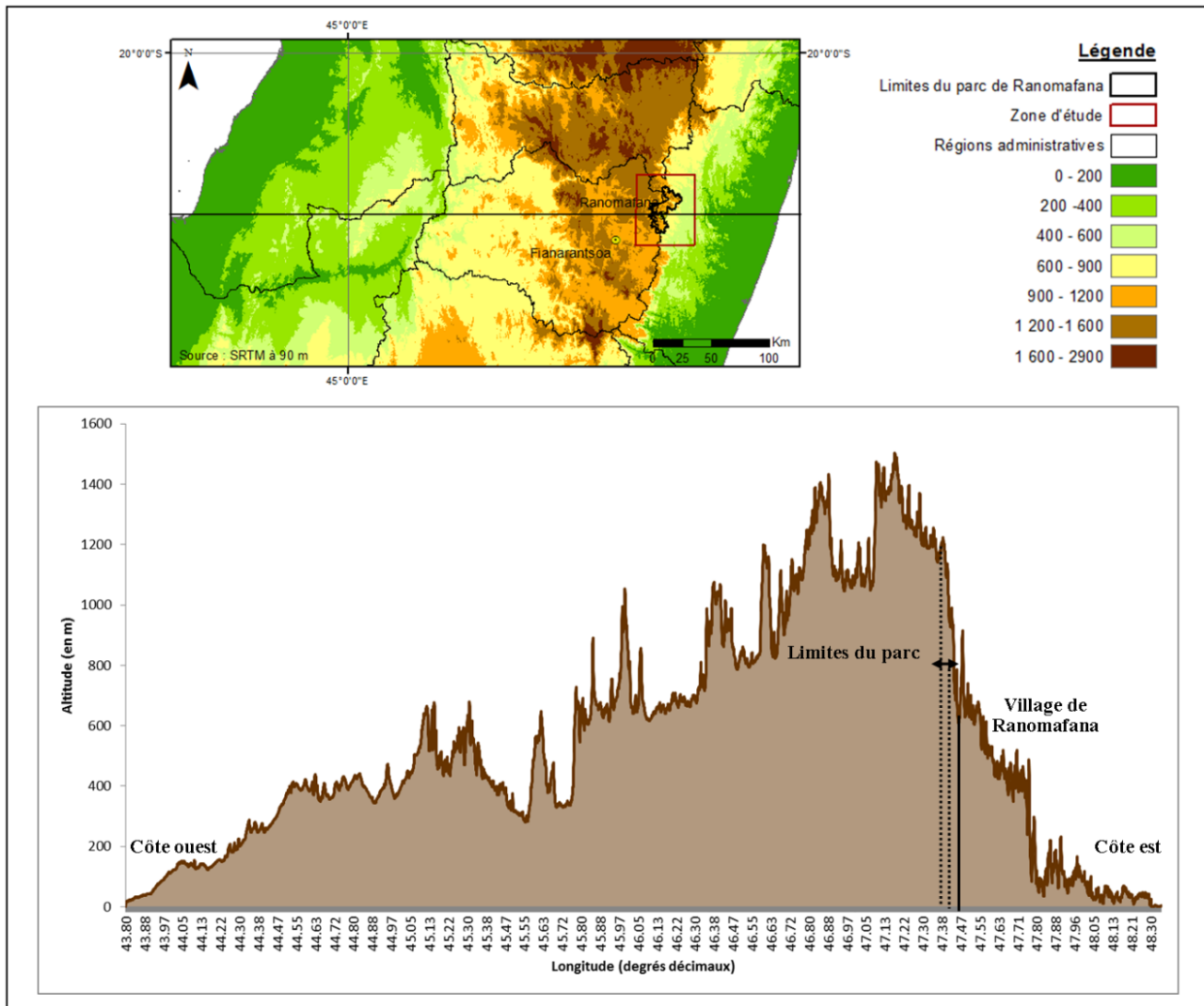


Figure 34 : Transect altitudinal est-ouest à la latitude moyenne de la région du Parc de Ranomafana (21°00 S). Source : SRTM 90 m.

Le Parc de Ranomafana est situé en zone montagneuse, l'altitude variant entre 400 et 1 417 m et présente une inclinaison des pentes de 10 à 50 %. Dans la partie ouest du Parc, en pays *Betsileo*, les altitudes sont supérieures à 800 m, tandis qu'à l'est, en pays *Tanala*, les altitudes ne dépassent pas les 600-800 m (fig. 35). Au niveau géologique, le Parc se situe sur un socle rocheux (annexe 1).

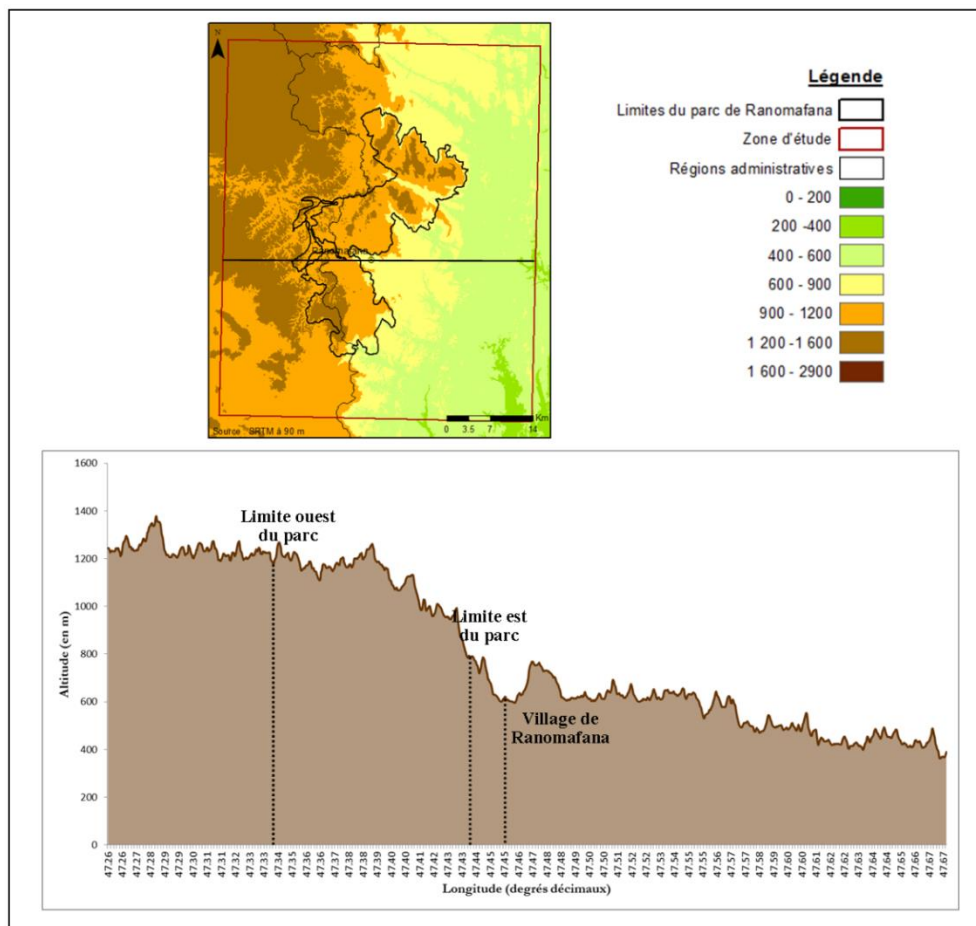


Figure 35 : Profil topographique à la latitude 21°15 S coupant le Parc de Ranomafana. Source : MNT ASTER à 30 m.

Le Parc apparaît comme le réservoir hydrologique de la région puisque les fleuves et rivières qui la drainent prennent leur source dans cette aire protégée. On dénombre au total 25 cours d'eau au sein du Parc dont la principale rivière, la Namorona (103 km de long), qui longe en partie le Parc. Le bassin versant de cette rivière occupe une superficie de 2 150 km². Une centrale hydroélectrique y a été installée, située au sein du Parc de Ranomafana, au niveau d'une chute de 250 m de haut, permettant de fournir en électricité essentiellement la région de Fianarantsoa avec une production annuelle de 18,7 Méga Watts (Madagascar National Parks).

La station de mesures hydrologiques sur la Namorona est située à Vohiparara (21°14'S – 47°23'E). Le régime hydrologique est de type pluvial, avec un maximum de débit durant la saison humide (en février avec près de 150 m³/s), le débit minimum intervenant en octobre-novembre avec un débit de base en saison sèche d'environ 15 m³/s (fig. 36).

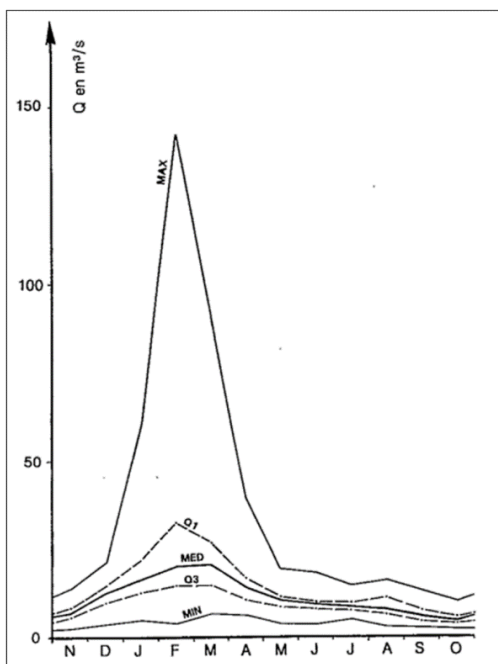


Figure 36 : Débits mensuels caractéristiques de la Namorona à la station de Vohiparara pour la période 1951-1980. Source : Chaperon *et al.*, 1993.

3.2.2. Les conditions pluvio-thermiques à Ranomafana

Les conditions climatiques moyennes dans la région du Parc de Ranomafana sont marquées par deux saisons : une dite humide, d’octobre à avril et une plus sèche de mai à septembre. En termes de précipitations (fig. 37), le Parc de Ranomafana subit une variation saisonnière très marquée, en concordance avec la saison des pluies. Ainsi, le maximum de précipitation a lieu entre janvier et mars, avec un maximum atteint en février. A contrario, le minimum de précipitations durant la saison sèche se déroule entre juin et août.

Il est également possible d’observer une bi-saisonnalité thermique marquée avec une température maximale atteinte en décembre ou janvier selon les années, et des minima en juillet, durant la saison « la plus sèche ». Les températures mensuelles moyennes varient entre 13°C et plus de 21°C.

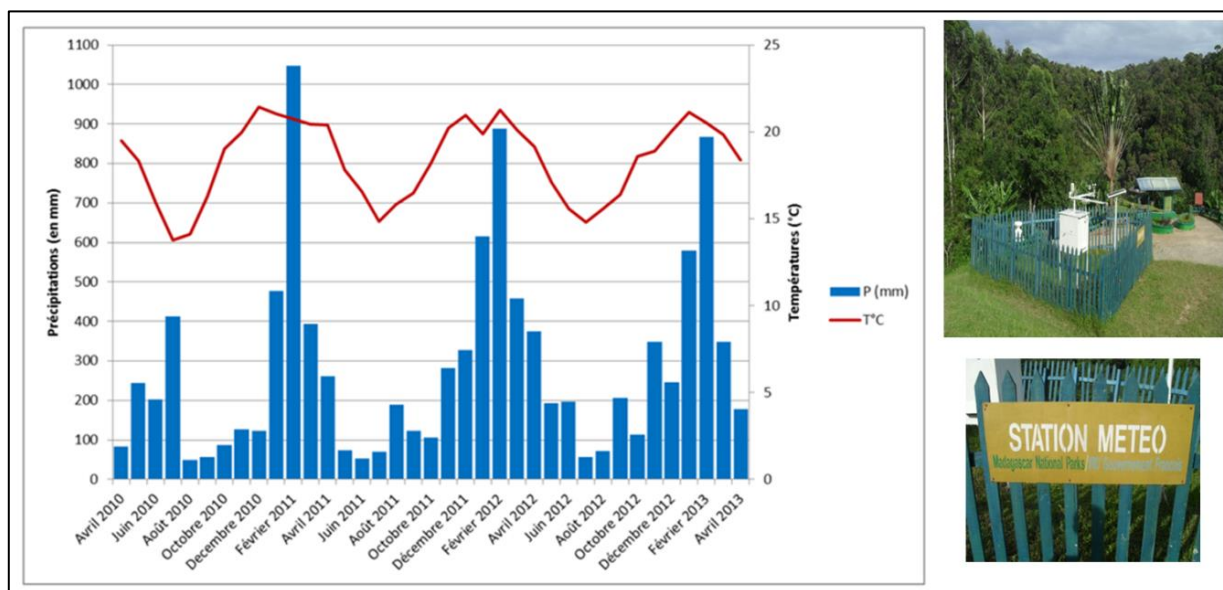


Figure 37 : Précipitations (en mm) et températures (en °C) moyennes mensuelles à la station météorologique (en photo, S. Bigot, 2013) située dans le Parc de Ranomafana, sur la période allant d’avril 2010 à avril 2013 (données communiquées par G. Serpantié).

3.2.3. *Les principaux éléments biogéographiques à Ranomafana*

Le Parc de Ranomafana a mis l'accent sur la préservation de certains milieux d'intérêt écologiques reconnu. Pour cela, plusieurs milieux/espèces ont été définis par la direction du Parc lors de sa mise en place en 1991 comme « cibles de conservation » (photographies 1).

La forêt de Pandanus (photo 1a) apparaît comme une priorité de conservation car soumise à une collecte par les populations locales pour la construction d'habitations mais également d'objets de vanneries (tapis, paniers, vêtements). Dans le Parc, cette espèce est dite sensible car c'est un bien de collecte traditionnelle qui peut apporter un revenu conséquent aux riverains. A l'heure actuelle, la récolte est interdite au sein du Parc.

Les forêts de bambous (photo 1b) constituent également une cible de conservation car soumise à des coupes sélectives, or la préservation de ces milieux au sein du Parc est primordiale puisque cette espèce constitue la première source d'alimentation pour les espèces d'*Hapalemur*. Or comme pour le Pandanus, ce type de végétation présente un intérêt économique et fait l'objet d'usages traditionnels, notamment pour la construction des habitations par les populations.

Les zones humides et marécageuses (photos 1c et d) sont également des espaces sur lesquels une attention particulière est portée car ont un intérêt écologique (biodiversité particulière). Ces milieux sont également menacés par l'orpaillage mais aussi par l'agriculture. Malgré les interdictions de prospection d'or, des riverains pénètrent dans le Parc et détruisent les milieux à la recherche de quelques grammes d'or. Le Parc a dû mettre en place des patrouilles, constituées de gendarmes, riverains et agents du Parc, afin de surveiller les intrusions illégales et, le cas échéant, de punir les responsables de la destruction d'habitats. Cependant, le terrain n'est pas toujours facilement accessible et les patrouilles sont ponctuelles, bien que les agents du Parc patrouillent quotidiennement. Malgré la mise en place de ces patrouilles et les risques de sanction, les intrusions illégales persistent, mues par un besoin immédiat d'argent (comm. pers., agents du Parc, 2013).

Les forêts primaires de basse et moyenne altitude (photo 1e) présentent également un fort intérêt écologique. Elles sont, elles aussi, soumises à des prélèvements, notamment la coupe illicite de bois précieux (comme le bois de rose), la collecte de produits forestiers secondaires (aliments, plantes, gibier, miel...) mais également par des défrichements à l'extérieur des limites du Parc. La pression la plus forte se fait sur la forêt de basse altitude, qui est très peu représentée dans le Parc, mais également dans la zone tampon de 3 km autour du Parc où l'exploitation est très réglementée (informations récoltées auprès de la direction du Parc).

La préservation de l'espèce de lémurien *Varecia variegata* (photo 1f) est également un enjeu pour le Parc, notamment à travers la protection des forêts primaires, qui est son habitat, et en essayant de limiter le braconnage.



Photographies 1 : Exemples des cibles de conservation privilégiées du Parc de Ranomafana : les forêts de Pandanus (a), les forêts de bambous (b), les zones humides (c et d), les forêts primaires de moyenne et basse altitude (e), l'espèce *Varecia variegata* (f). Clichés : Boulogne, 2013.

3.2.4. La variabilité bioclimatique à l'échelle de Ranomafana

Afin d'appréhender l'importance des contraintes géographiques et climatiques sur les formations végétales, il est possible d'utiliser des indices radiométriques de végétation, dont le calcul se fait à partir de la combinaison de différentes bandes spectrales. En fonction des bandes utilisées et de

l'état de surface visé, l'indice de végétation fournit des informations sur l'activité photosynthétique, donc chlorophyllienne, la teneur en eau des feuilles, l'humidité des sols, la qualité phytosanitaire, la productivité primaire, la biomasse..., et donc, la phénologie saisonnière et interannuelle.

Pour mettre en avant les spécificités bioclimatiques de la région du Parc de Ranomafana, l'indice NDVI (Indice de Végétation par Différence Normalisée), communément utilisé comme synthèse de l'activité végétale, ainsi que les précipitations mensuelles moyennes estimées par satellite, sont utilisées pour différentes fenêtres géographiques malgaches à l'échelle des deux régions administratives du Parc de Ranomafana, la Haute Matsiatra à l'ouest et Fitovany Ifanadina à l'est (fig. 38). Les données de précipitations estimées proviennent des données décennales RFE (*RainFall Estimate*) issues notamment de la base NOAA-CPC, avec une résolution spatiale de 8 km. Les données RFE utilisent des estimations dans l'infrarouge, des données pluviométriques stationnelles ainsi que la température des nuages (pour les estimations des précipitations convectives – Xie et Arkin, 1995 et 1997). Le NDVI moyen provient des données eMODIS, distribuées par le *U.S. Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation and Science (EROS) Center*. Ce sont des composites sur 10 jours à 250 m de résolution spatiale.

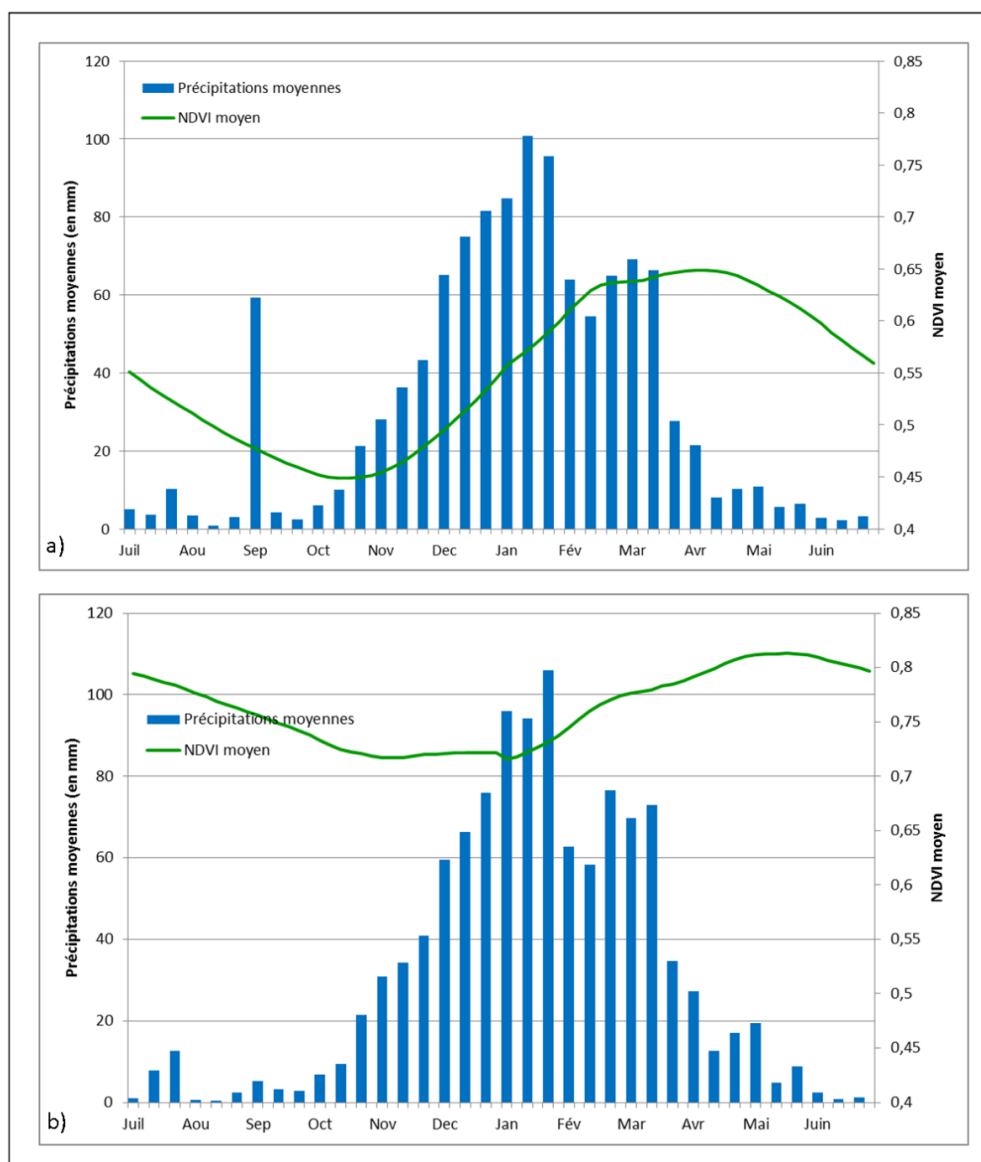


Figure 38 : NDVI moyen et précipitations moyennes calculés au pas de temps décennaire pour les régions malgaches de la Haute Matsiatra (a) et de Fitovany Ifanadina (b). Source : <http://earlywarning.usgs.gov/fews>.

Dans les deux régions, le maximum de précipitation a lieu vers janvier/février, mais la saison des pluies s'étire d'octobre à avril, et le minimum se déroule entre juin et août. Si les régimes de précipitations sont en apparence similaires, le comportement de l'indice de végétation NDVI moyen diffère d'une région à l'autre. Dans la Haute-Matsiatra, le NDVI moyen varie en fonction du régime pluviométrique, même s'il est possible d'observer un décalage dans le temps de réponse de la végétation. Par exemple, le NDVI moyen minimal (0,44) est observé en octobre, à la fin de la saison sèche alors que les précipitations ont déjà diminué à partir du mois de juin. De même pour le NDVI maximal (0,64) qui a lieu en avril, alors que les précipitations maximales sont enregistrées en janvier/février. Pour la région de Fiytovany Ifanadina, cette bi-saisonnalité n'est quasiment pas marquée ou dans une moindre mesure, la variabilité saisonnière du NDVI semble moins sensible aux variations des précipitations. Cependant, il est quand même possible d'observer une valeur de NDVI minimale de 0,71 (première décennie de janvier) et une maximale de 0,81 (à la mi-mai). A noter que l'indice NDVI sature au-delà d'une valeur d'environ 0,8 en forêt tropicale humide (Huete *et al.*, 2002). Dans cette région, l'activité chlorophyllienne traduite par le NDVI reste importante toute l'année malgré des variations dans le régime pluviométriques.

3.3. La démographie et les pratiques agricoles dans la région du Parc de Ranomafana

3.3.1. Evolution de la population

La région du Parc de Ranomafana est un espace majoritairement rural, avec 60 % de la population travaillant dans le secteur agricole et 40 % dans le secteur des services (ILO, 2001) et connaît comme pour l'ensemble du pays, une importante croissance démographique. Le tableau 16 illustre la croissance de quelques communes comprises dans la périphérie du Parc. Depuis 1993, la population ne cesse de croître, à des vitesses plus ou moins élevées selon les communes. Cette croissance démographique implique une nécessité de répondre aux besoins alimentaires des populations et donc, en terres arables. La croissance démographique dans les zones périphériques du Parc est d'environ 3,4 % par an.

Tableau 16 : Evolution démographique (en nombre d'habitants) pour six communes situées aux alentours de Ranomafana en 1993 et sur la période 2001-2007. Source : Haonaso, 2008.

Communes	1993	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ambatofotsy	18 648	24 943	25 861	26 720	22 555	24 415	23 873	24 560
Ambinanitromby	-	12 362	12 362	13 243	13 519	13 678	13 674	13 676
Androy	8 447	-	-	9 053	10 684	10 825	11 050	12 001
Lalamarina	13 860	-	-	-	24 597	24 960	25 176	26 456
Maromiandra	-	10 981	10 981	11 763	14 283	14 633	15 015	15 313
Tolongoina	15 927	17 084	17 681	18 300	24 780	20 555	-	30 575

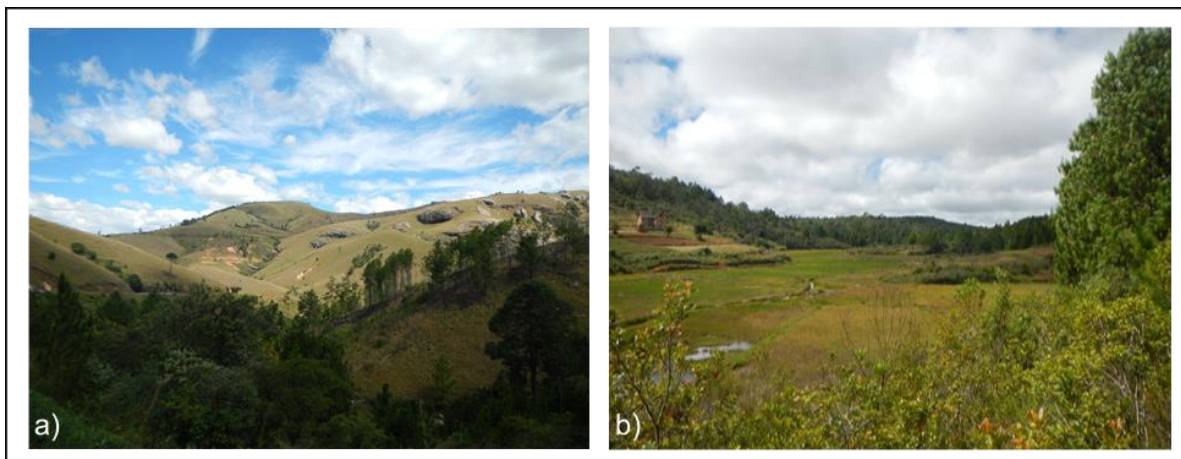
A Ranomafana, 50 % de la population est considérée comme « pauvres » et 39 % « complètement démunis » (données du recensement ILO, 2001).

3.3.2. Un territoire partagé entre deux ethnies

De chaque côté du couloir forestier Ranomafana-Andringitra, aux abords du Parc de Ranomafana, deux ethnies malgaches ont pris place : les *Betsileo* qui se sont installés au niveau du corridor, essentiellement durant la période coloniale, et les *Tanala*, ethnie originaire du sud-est de

Madagascar, et qui ont « sculpté » les paysages par le biais de leur pratiques agricoles (Serpantié *et al.*, 2007).

A l'ouest du Parc, l'ethnie *Betsileo* prédomine (à des altitudes variant entre 1000 et 1300 m). Les paysages sont principalement composés d'une mosaïque d'espaces boisés et non boisés (cultures, rizicultures de bas-fonds, savanes – photographies 2). Il reste très peu de couverture forestière à l'heure actuelle mis à part les plantations. Les *Betsileo* ont commencé à s'implanter avec la mise en place de chantiers coloniaux les ayant poussé à s'implanter le long du corridor forestier Ranomafana-Andrigitra. Cette migration a connu une phase d'expansion entre 1930 et 1960 avec le développement rural et les cultures de rentes. Ce sont essentiellement les milieux de bas-fonds qui ont été colonisés, mais les populations sont actuellement en proie à une difficulté d'accès à la terre, les obligeant à coloniser les thalwegs et pentes en lisière de forêt (Serpantié *et al.*, 2007).



Photographies 2 : Exemple de paysages en pays Betsileo sur la route entre Fianarantsoa et Ranomafana (a) et à Ambatovaky (b). Clichés : Boulogne, 2013.

Les espaces de rizicultures (photographies 2b) se trouvent principalement dans les fonds de vallées, les *Betsileo* pratiquant une riziculture intensive. Il reste peu de reliquats forestiers, mis à part les forêts plantées lors de la colonisation (photographie 3).

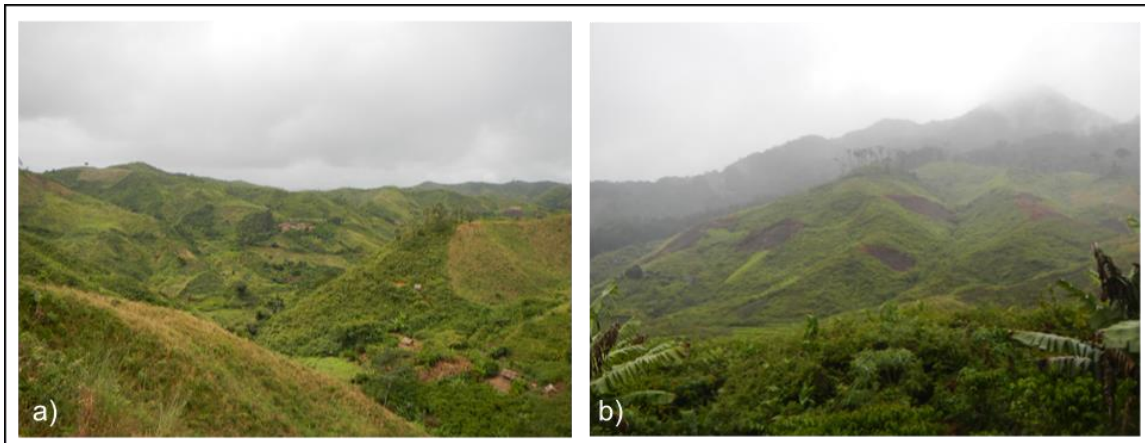


Photographie 3 : Paysage à Ambatovaky en pays Betsileo avec en premier plan des rizicultures dans les bas-fonds et au second plan, des forêts de pins/eucalyptus plantées lors de la colonisation. Cliché : Boulogne, 2014.

Les fragments de forêts naturelles ne se retrouvent qu'à des altitudes supérieures à 1300 m. Les bas-fonds sont occupés par de grandes parcelles rizicoles. De manière générale, l'étagement de la végétation en pays *Betsileo* se fait de la manière suivante : rizicultures dans les bas-fonds, terrasses et cultures permanentes en bas de pente, prairies pâturées, cultures temporaires (manioc, ananas) et plantations (pins, eucalyptus) en haut de pente (Serpantié *et al.*, 2007).

A l'est du couloir forestier se trouve le pays *Tanala* (littéralement '*homme de la forêt*'), un territoire constitué essentiellement d'une mosaïque de lambeaux forestiers pouvant être soit moyennement boisé (32 % de couverture forestière) à basse altitude (400 à 800 m), soit très peu

boisé (16 % de couverture à très basse altitude, *i.e.* inférieur à 400 m) constitué essentiellement de couverts arbustifs ou herbacés (Serpentié *et al.*, 2007 – photographies 4). Les *Tanala* ont plutôt une activité agricole basée sur le *tavy*. Le relief de cette zone est très vallonné avec de nombreuses collines d’au moins 100 m de dénivelé. Il y existe peu de bas-fonds, ce qui explique la pratique de la riziculture pluviale. Le paysage se structure également en différents « étages » d’occupation du sol : rizicultures dans les rares bas-fonds, plantations de canne à sucre et de bananeraies en bas de pente et thalwegs, cultures temporaires sur pentes (riz et manioc), forêts en haut des pentes. Il est également possible de retrouver, sur les pentes à fort dénivelé, de la riziculture en terrasse (Serpentié *et al.*, 2007).



Photographies 4 : Paysages en pays *Tanala* dans la région de Manarinony. Clichés : Boulogne, 2014.

4. Conclusion du premier chapitre

La préservation des milieux forestiers à Madagascar est devenue un enjeu majeur des nouvelles politiques forestières mises en place dans les années 1990 et a initié l’établissement d’aires protégées. Mais par manque de moyens humains et financiers, ces milieux ne peuvent bénéficier d’une surveillance optimale. L’estimation de la couverture forestière à Madagascar a fait l’objet de nombreuses études (Green et Sussman, 1990 ; Achard *et al.*, 2002 ; Mayaux *et al.*, 2000 ; Harper *et al.*, 2007 ; Grinand *et al.*, 2013) dont les résultats restent discutables du fait de la diversité des données utilisées et de l’absence, parfois, d’une méthodologie claire. De même, l’estimation du taux de déforestation n’est pas chose évidente, en lien avec la question d’une définition claire de ce qui est considéré comme forêt. Or le suivi de l’évolution de ces milieux est important dans le contexte des changements globaux, d’une part parce que les changements d’usage des terres induisent une fragmentation des milieux, une perte de la biodiversité et fragilisent ces espaces ; d’autre part, car les changements du climat peuvent avoir des impacts multiples sur les forêts (répartition des biomes, biodiversité, disparition d’espèces endémiques, modification physiologiques...).

La télédétection satellitaire est l’outil pertinent pour le suivi des dynamiques d’occupation du sol en milieu forestier tropical mais également pour le suivi de l’activité photosynthétique de ces espaces. Les données sont disponibles à différentes résolutions spatiales et temporelles, permettant ainsi de répondre à des thématiques diversifiées. Les cartographies dynamiques permettent de réaliser des suivis de l’occupation du sol à l’échelle régionale voire locale et ainsi, d’appréhender les facteurs amenant à une dégradation des milieux. A Madagascar, les populations locales sont souvent considérées comme les principaux responsables de ces dégradations forestières ; cependant, ces

préjugés sont à nuancer car **la seule croissance démographique ne peut pas être rendue responsable de la déforestation.**

Le Parc de Ranomafana a été mis en place en 1991, peu après la promulgation de la Charte de l'Environnement et suite à la découverte régionale de la présence de deux espèces de lémuriens spécifiques. Ce Parc appartient au corridor forestier Ranomafana-Andringitra et se trouve sur la frange est de la chaîne montagneuse malgache. Il se retrouve aussi à l'interface des territoires mis en valeur par deux ethnies aux pratiques agricoles différentes : les *Betsileo* à l'ouest (riziculture de bas-fonds) et les *Tanala* à l'est (agriculture sur brûlis). Une étude plus poussée à l'échelle régionale des dynamiques d'occupation du sol peut permettre de mieux comprendre l'évolution de ces dynamiques agro-environnementales en prenant en compte la spécificité de la zone d'étude.

CHAPITRE 2 : Cartographie de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana

La cartographie des milieux dans la région du Parc de Ranomafana passe dans un premier temps par un travail de terrain permettant la reconnaissance des types de végétations, naturels et anthropiques en place. **Ce travail de terrain est nécessaire afin d'appréhender la complexité paysagère de cet espace géographique et de pouvoir en saisir les particularités.** Dans le cas de Ranomafana, les paysages ne sont pas modelés de façon similaire, selon que l'on se trouve à l'ouest du Parc, en pays *Betsileo*, ou à l'est, en pays *Tanala*. Les pratiques agricoles traditionnelles de ces deux ethnies étant très différentes puisque les *Betsileo* pratiquent essentiellement une riziculture de bas-fonds tandis que les *Tanala* pratiquent le *tavy*, influencent l'organisation paysagère de leur territoire respectif.

A partir d'une analyse d'images satellitaires, il est possible de réaliser des classifications sans disposer de données *in situ* (classification non supervisée) et qui se base uniquement sur les valeurs de réflectance des pixels de l'image. Cependant, ce type de typologie cartographique ne prend de sens que dans la mesure où des données de validation issues du terrain permettent d'expliquer les regroupements des pixels. Si l'on cherche à faire des cartographies plus détaillées (classifications supervisées et orientées-objet), cette reconnaissance terrain doit se faire en amont du traitement des données satellitaires.

Ce travail a justement pour objectif de proposer une première cartographie fine de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana, qui pourra ensuite servir de base à une cartographie dynamique des milieux. Ainsi, **ce travail propose aux gestionnaires du Parc un document de synthèse leur permettant d'avoir une vision cartographique plus détaillée et prenant davantage en compte les spécificités de leur territoire par rapport aux documents existants** (souvent des cartographies établies à l'échelle de Madagascar).

1. Reconnaissance des principales formations végétales de la région

Disposer d'une connaissance des types de milieux observés *in situ* est une des conditions nécessaires et un préalable requis à tout traitement d'images satellitaires ayant pour objectif une cartographie détaillée de l'occupation du sol. Deux missions de terrain, en mars-avril 2013 pour la première, et en avril 2014 pour la seconde, ont ainsi été réalisées afin d'une part de pouvoir déterminer les différentes zones d'intérêt présentes dans la région du Parc de Ranomafana, et d'autre part, de pouvoir ensuite les généraliser sur un espace plus large à partir de traitements d'images satellitaires.

La première mission de terrain a permis de déterminer les différentes classes d'occupation du sol présentes sur le territoire. L'accent a été également mis sur les cibles de conservation retenues par les instances scientifiques du Parc de Ranomafana. On peut ainsi reconnaître 11 milieux distincts qu'il conviendra de dissocier et de discriminer dans les analyses d'images satellitaires (fig. 39).

La seconde mission terrain avait plus spécifiquement comme objectif de reconnaître les formations végétales et l'occupation des sols sur les marges du Parc, et il a également été possible de compléter et vérifier des observations obtenues en 2013. Dans le cadre de cette deuxième reconnaissance de terrain, quatre « zones de référence » avaient été déterminées au préalable, sur la base d'une dynamique marquée et forte de l'occupation du sol observée entre 1989 et 2013 à partir du traitement d'images LANDSAT. Deux zones avaient donc été respectivement choisies en pays *Tanala* et en pays *Betsileo*.

2. Les différents types d'occupation du sol au sein du Parc et à sa marge proche

La première mission terrain a permis l'élaboration d'une base de données : pour chaque relevé GPS effectué, le type d'occupation du sol a été détaillé et des photographies ont été prises en fonction des points cardinaux (fig. 39).

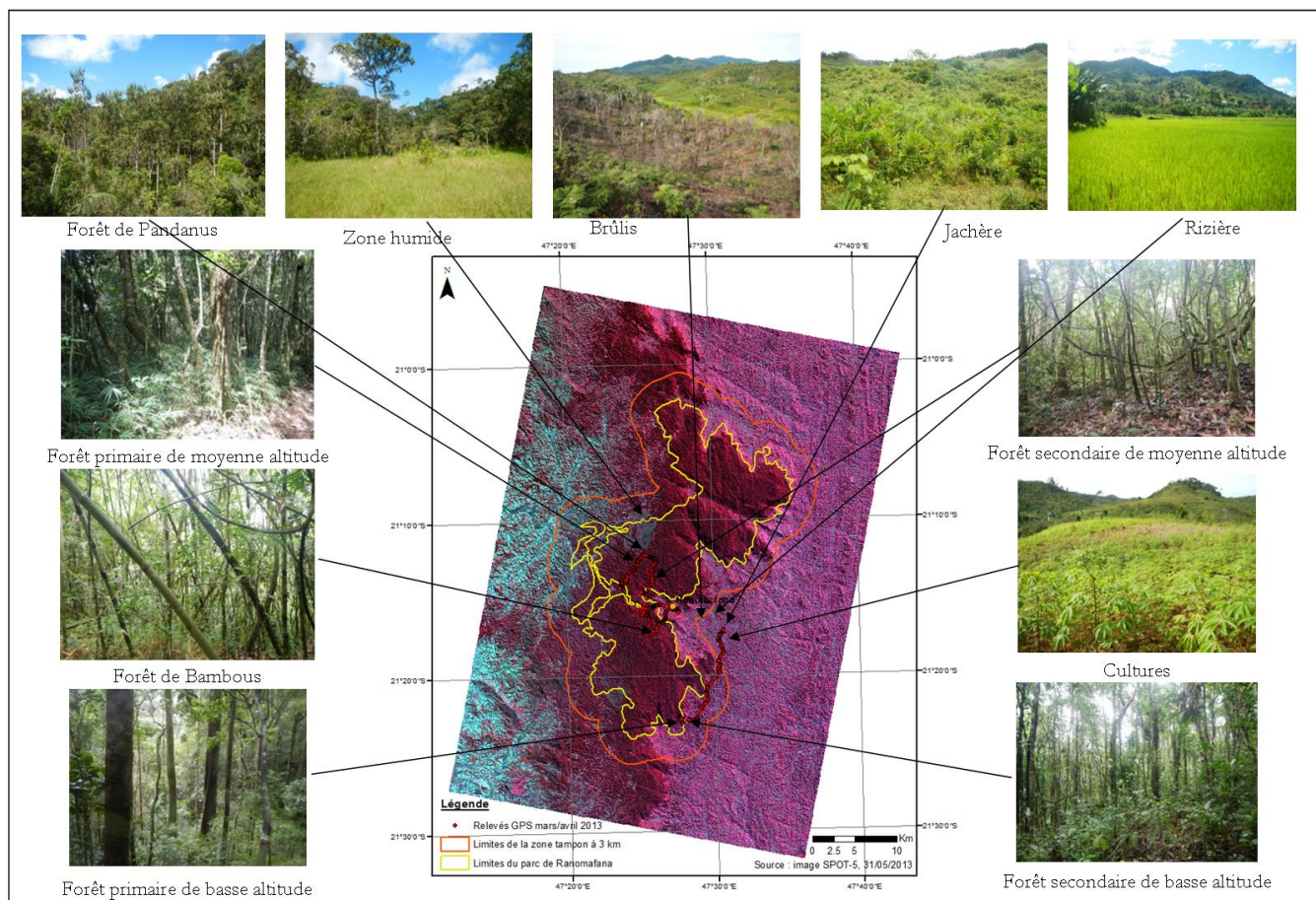


Figure 39 : Répartition des relevés GPS établis lors de la première mission terrain réalisée en mars-avril 2013. Fond de carte : image SPOT-5 en composition colorée fausse couleur (avec rouge = canal Vert, vert = canal Rouge, et bleu = PIR). En rouge foncé, on retrouve la forêt dense ; en rouge clair et magenta, la végétation moins dense et les cultures ; en cyan, les sols nus à peu couverts, rizières et zones humides.

- La forêt primaire de basse et moyenne altitude** (photographies 5) est un milieu forestier dont la démarcation principale coïncide essentiellement avec une limite altitudinale à 800 m (comm. pers., agent du Parc, 2013). La forêt de basse altitude se retrouve principalement à l'est du Parc, en pays *Tanala*. La végétation naturelle est essentiellement composée d'une forêt dense ombrophile avec une strate supérieure constituée d'arbres de 20 à 25 m de hauteur appartenant aux genres *Weinmaninia* (Cunoniaceae) et *Tambourissa* (Monimiaceae – Koechlin *et al.*, 1974 ; Carrière *et al.*, 2008). Dans cet étage forestier, le diamètre moyen des troncs est généralement plus important que pour les forêts dites « secondaires » car les prélèvements des plus gros arbres ont été moins nombreux, en partie car ces forêts sont plus difficilement accessibles. Ces forêts constituent l'une des cibles de conservation du Parc car pouvant être soumises à des prélèvements illégaux.



Photographies 5 : Forêt primaire de basse (a) et de moyenne (b) altitude à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).

Ces milieux font l'objet de pressions anthropiques. Ici, comme sur l'ensemble du territoire malgache, les habitants sont fortement dépendants de la forêt, pour le bois de construction et pour le bois de chauffe. A ces pressions multiples sur la couverture arborée, s'ajoute la menace de l'orpaillage (photographies 6). Ce dernier constitue une menace dans le sens où les contrevenants coupent des arbres et creusent des trous profonds au sein même du Parc.

L'orpaillage illégal a principalement lieu dans la forêt protégée, ainsi que dans la zone humide, incluse ou non dans le Parc. Il est également possible de retrouver des trous d'orpaillers dans les marges du Parc. Certaines zones du Parc sont reconnues pour être régulièrement exploitées, ainsi les gestionnaires organisent des expéditions de surveillance avec des gendarmes, mais également avec des habitants locaux afin de sensibiliser ces derniers à ce phénomène et à son impact sur le milieu forestier.



Photographies 6 : Parcelle forestière défrichée pour l'orpaillage illégal dans le Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).

- **Les forêts secondaires de basse ou de moyenne altitude** (photographies 7) sont en réalité des milieux forestiers dans lesquels ont été prélevées certaines espèces de bois précieux (notamment le bois de rose apprécié dans l'ébénisterie) fortement menacés par le commerce (Innes, 2010), et dont les chablis ont par la suite été investis par d'autres espèces forestières. Plus à l'extérieur du Parc, ces forêts peuvent être des recrûs ou jachères après *tavy*. Un des signes indiquant que la forêt est secondaire est la présence de *l'arbre du voyageur* (*Ravenala madagascariensis*). La différence peut également se faire avec la forêt primaire par le diamètre des troncs : les arbres auront un diamètre de tronc plus grand dans une forêt primaire que secondaire (où du fait de prélèvements, les arbres y sont plus jeunes).



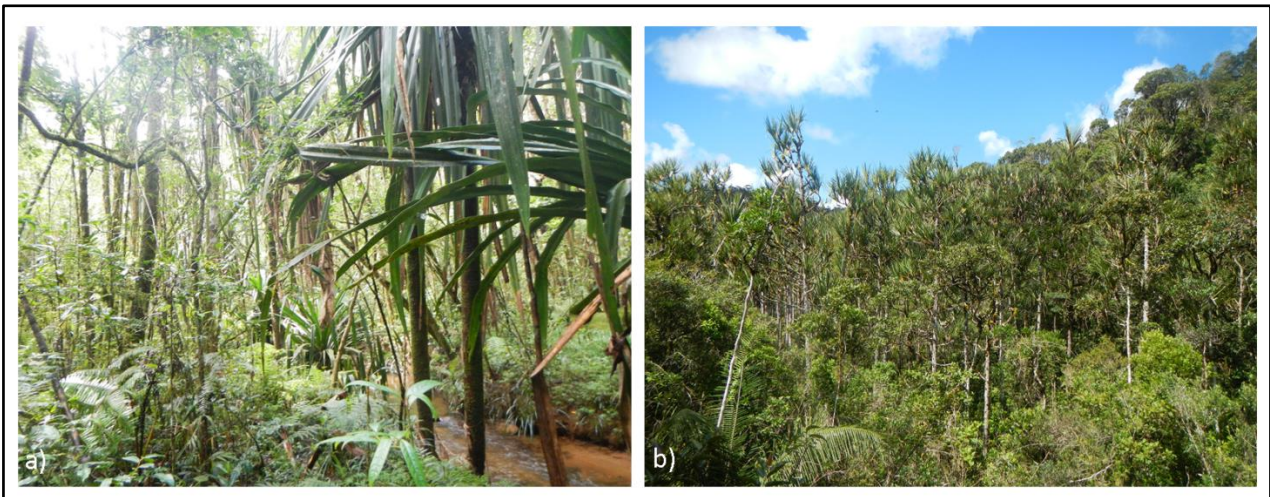
Photographies 7 : Forêt secondaire de basse altitude aux marges du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).

- Au sein de la forêt primaire, se trouvent également **des forêts de bambous** (photographies 8). Ces formations sont incluses dans les limites du Parc, même si des formations composées exclusivement de bambous peuvent également être retrouvées dans les marges. Au sein du Parc, la forêt de bambous est en réalité constituée d'un mélange de bambous et d'autres espèces forestières. Ces forêts de bambous sont considérées comme des zones de conservation prioritaires, dites « zones cibles de conservation », car elles sont à la base du régime alimentaire d'une espèce de lémurien, l'**Hapalémur doré** (*Hapalemur aureus*) vivant au sein du Parc. L'espèce la plus consommée par ces lémuriens est le *Cephalostachium viguieri* (ou bambou géant), considéré comme toxique mais dont les repousses font partie du régime alimentaire privilégiée des Hapalémur doré (Jeannoda *et al.*, 2011).



Photographies 8 : Photographies des forêts de bambous à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).

- **Les forêts de Pandanus** (Parkinson, 1773), de la famille des *Pandanaceae*, se retrouvent sous deux types de formations. Les pandanus aquatiques (photographie 9a) se situent le long des cours d'eau et peuvent juste être représentés par un individu isolé ou par des groupes ponctuels d'individus. Les pandanus terrestres (photographie 9b) peuvent être regroupés dans certaines zones du Parc sous forme de « forêt » exclusivement composée de Pandanus, tant terrestre qu'aquatique. Cette espèce est aussi considérée par le Parc comme une « formation végétale cible », qu'il convient de protéger, car elle est actuellement soumise à une forte pression. En effet, les populations l'utilisent fréquemment pour la vannerie, pour des usages alimentaires ou cosmétiques, voire même pour la confection d'habits.



Photographies 9 : Formation de Pandanus à l'intérieur du Parc de Ranomafana : a) Pandanus aquatique situé le long des cours d'eau ; b) forêt de Pandanus terrestre et aquatique (clichés : Boulogne, mars 2013).

- **Les cultures** correspondent à des parcelles cultivées essentiellement avec du riz, mais également avec différentes espèces maraîchères (par exemple carottes, courges...), de la canne à sucre, des légumineuses (pommes de terre, manioc), ananas, bananeraie, etc. La riziculture prend une place importante dans les paysages malgaches (fig. 40). Le riz étant à la base de l'alimentation, cette culture occupe une grande partie de l'espace agricole. Ces parcelles rizicoles présentent des niveaux de recouvrement de la surface du sol extrêmement variables selon le calendrier agricole et les variétés semées.

A Madagascar, plus de 70 % de la population vit de l'agriculture et les terres agricoles représentent plus de 70 % de la surface du territoire (soit 41,8 millions d'hectares - Ministère de l'agriculture français, 2014).

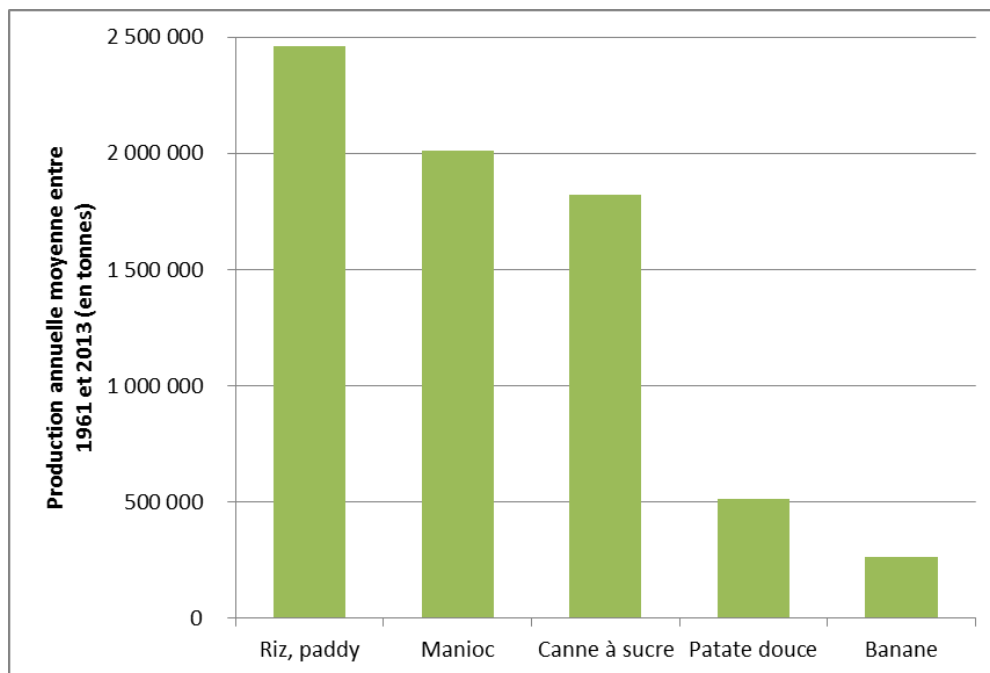


Figure 40 : Production annuelle moyenne entre 1961 et 2013 des principales cultures à Madagascar (en tonnes). Sources : données FAOSTATS, 2015.

Le riz est la principale source alimentaire, mais d'autres espèces sont cultivées afin d'agrémenter cette céréale. Les variétés de riz cultivées dans la région de Ranomafana appartiennent au type *Japonica* (Joelibarison, 1998). Il est aussi possible de retrouver des champs de pommes de terre (photographie 10b), de légumineuses (photographie 10d) ou encore de manioc (photographie 10f). Les différentes espèces cultivées présentent également des taux de recouvrement du sol variés d'une part en fonction de la nature de l'espèce et, d'autre part, en fonction de la période de cultures. La culture de fruits est également bien implantée dans la production agricole. Il est possible de retrouver des champs d'ananas (photographie 10c), des parcelles d'arbres fruitiers (photographie 10e) ou des bananeraies (photographie 10g).

Le manioc occupe la seconde place de la production agricole à Madagascar. Il est produit sur toute l'île mais les régions les plus productrices sont celles de Fianarantsoa et de Toliary avec près de 65 % de la production nationale (MAEP, 2004). Cette tubercule peut être consommée cuite ou réduite en farine et ses feuilles sont généralement cuisinées et consommées avec du riz. Le cycle végétatif du manioc varie selon les régions et peut aller de 6 à 24 mois. A Ranomafana, le cycle de culture du manioc commence en juin et juillet avec la préparation des champs, les boutures sont ensuite mises en terre en août/septembre et la récolte s'étale de février à avril. Plus de la moitié de la production de manioc est vouée à l'autoconsommation sur l'ensemble du territoire malgache.

A côté du riz, on retrouve, par exemple, des parcelles avec de la canne à sucre (photographie 10a), qui est principalement utilisée pour produire du rhum artisanal. Ces parcelles de canne à sucre permettent également la fabrication du sucre artisanal (*siramamy gasy*), de vin de canne (*betsabetsa*) ou encore d'alcool de canne (*taoka* – Douessin, 1973). La canne a une récolte biannuelle entre juillet et octobre, et peut avoir un rendement de 30 à 50 t/ha en fonction du sarclage. La canne à sucre se plante et se récolte entre août et février.



Photographies 10 : Les différents types de cultures aux marges de Ranomafana : a) canne à sucre, b) un champ de patates, c) un champ d’ananas, d) un champ de pois, e) des arbres fruitiers (orangers, litchis, bananiers), f) un champ de manioc et g) bananeraie (clichés : Boulogne, mars 2013).

Les systèmes de productions agricoles *Betsileo* et *Tanala* se basent essentiellement sur une force de travail provenant du cercle familial, d’entraide et parfois de travail salarié. A cette main d’œuvre

peuvent s'ajouter des moyens de production tels que de petits outillages ou l'utilisation de la traction animale par le biais des zébus. Certains intrants peuvent également être utilisés (fumier, engrais – Andriamahazo *et al.*, 2004). Les rizières se retrouvent autant dans le pays *Betsileo* que *Tanala*. Mais entre ces deux ethnies, les pratiques de la riziculture sont véritablement différentes, ce qui produit des paysages très contrastés.

Pour les pratiques agricoles *Betsileo* (tab. 17), la riziculture est l'activité principale, pratiquée en moyenne deux fois par an sur des parcelles différentes en bas fond principalement (photographies 11). Les rendements varient entre 1,8 et 2,4 t/ha (Andriamahazo *et al.*, 2004). Il est également possible de retrouver des parcelles de cultures vivrières (manioc, légumes) en bas des pentes, le haut des pentes étant dévoué au pâturage. Durant la période de soudure (de septembre à mi-décembre), les *Betsileo* se nourrissent essentiellement de manioc.

Tableau 17 : Calendrier cultural rizicole en pays *Betsileo*. Source : Andriamahazo *et al.*, 2004.

Activités	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
Riz de première saison (<i>vary aloha</i>, cycle de 5 à 6 mois)												
Pépinière	■	■										
Semis		■	■									
Repiquage			■	■								
1er sarclage				■	■							
2ème sarclage					■	■						
Récolte								■	■	■		
Riz de deuxième saison (<i>vary afara</i>)												
Pépinière					■	■						
Semis						■	■					
Repiquage							■	■	■			
1er sarclage								■	■			
2ème sarclage									■	■		
Récolte	■	■										■
Période de soudure					■	■	■	■				

Le riz est cultivé sur deux saisons, la première commence avec le semis des plans de riz en mai/juin et une récolte s'étalant de décembre à février, tandis que le second cycle de culture commence avec le semis en octobre et une récolte s'étalant d'avril à mai.

La riziculture *Tanala* (tab.18) se pratique essentiellement sur défriche-brûlis (*tavy*) sur les pentes des collines (photographie 11e) ou sur les versants des rizières en terrasse (photographie 11d). En bas des pentes, se trouvent les plantations de canne à sucre, le café ainsi que les arbres fruitiers (bananiers, orangers, litchis). Sur les pentes, on retrouve également des cultures vivrières autres que le *tavy*, à savoir des champs de manioc, de patate douce et le *taro*. En temps de soudure (de septembre à janvier), le riz est remplacé par le manioc et les bananes. La riziculture de bas fond en pays *Tanala* s'est développée essentiellement lorsque le *tavy* a été interdit, mais reste une pratique très minoritaire (Andriamahazo *et al.*, 2004). La succession culturelle fait place, durant la première

année, à la riziculture pluviale remplacée ensuite par la culture du maïs ou du manioc avant que la parcelle ne soit mise en jachère.

Tableau 18 : Calendrier des activités d'exploitations agricoles en pays *Tanala*. Source : Andriamahazo *et al.*, 2004.

Activités	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Riz sur brûlis												
Défrichement/nettoyage de parcelle									■	■		
Semis									■	■	■	
Sarclage	■	■	■									
Gardiennage contre les moineaux		■	■	■	■							
Récolte				■	■	■						
Riz irrigué												
Préparation des champs									■	■		
Repiquage									■			
Sarclage											■	
Gardiennage	■	■	■									■
Récolte			■									
Manioc												
Préparation des champs						■	■					
Mise en terre des boutures								■	■			
Début de récolte		■	■	■								
Canne à sucre												
Plantation	■	■	■					■	■	■	■	■
Début 1ère récolte (année n+1)	■	■	■					■	■	■	■	■
Autres activités												
Vannerie		■										
Culture de brède et taro			■	■	■	■	■	■				
Récolte café									■	■		

La mise en place du *tavy* commence généralement en septembre avec le défrichement-brûlis, tandis que le semis a lieu en octobre et la récolte en janvier (Joelibarison, 1998).

Sur une année, les paysans utilisent au mieux les ressources en eau et leur terroir, et peuvent lorsque les rizières ont été récoltées, semer peu de temps après des cultures intermédiaires essentiellement orientées sur des légumes.



Photographies 11 : Différentes rizières à l'extérieur du Parc de Ranomafana : a) une rizière de moins de trois mois, b) une rizière prête à être récoltée c) une rizière en terrasse *Tanala* d) une rizière pluviale *Tanala*, et e) un panoramique sur une zone de rizières de bas-fonds (clichés : Boulogne, mars 2013).

- **Les parcelles en jachère** (photographies 12) se retrouvent principalement en pays *Tanala*. Pour une mise en culture, cette ethnie défriche par brulis les parcelles forestières, ou nettoie de vieilles jachères, afin d'y mettre en place des cultures avec différentes variétés (manioc, maïs...) ou des rizières pluviales. Assez rapidement, les sols, après une ou deux années, s'appauvrissent et ces parcelles sont laissées en jachère, afin que le sol puisse se reconstituer. Le temps de mise en jachère peut durer de 1 à 25 ans, voire davantage (Carrière *et al.*, 2005). Ce temps varie localement, à l'échelle du village, avec une tendance à la diminution du temps de mise en jachère près du corridor forestier (Andriamahazo *et al.*, 2004). Sur ces parcelles, rapidement, une végétation forestière secondaire réapparaît.

Il est également possible de trouver des parcelles en jachères mono-spécifiques, dans lesquelles des espèces invasives se sont implantées, empêchant les plantes locales de repousser. C'est le cas notamment du goyavier (*Psidium cattleianum* Sabine – Carrière *et al.*, 2008).



Photographies 12 : Parcelles en jachère à des âges différents : a) une ou deux années ; b) quelques années ; c) environ 5 ans ; d) plus de 10 ans (clichés : Boulogne, mars 2013).

2.1. Les types d'occupation du sol observés dans les marges du Parc

La seconde mission de terrain en avril 2014 s'est concentrée sur quatre zones pour lesquelles des dynamiques d'occupation du sol significatives avaient été préalablement observées entre 1979 et 2013 à partir du traitement d'images LANDSAT. Cette mission a été essentiellement réalisée sur des zones à l'extérieur du Parc et dans la zone tampon à 3 km (fig. 41). En plus du Parc et de la zone tampon à 3 km, deux autres « sous-espaces » ont été déterminés afin de voir l'influence de l'éloignement au Parc sur l'occupation du sol. Un troisième sous-espace compris entre les limites de la zone à 3 km et 5 km autour du Parc a donc été déterminé, ainsi qu'un quatrième comprenant les pourtours entre 5 et 10 km autour du Parc.

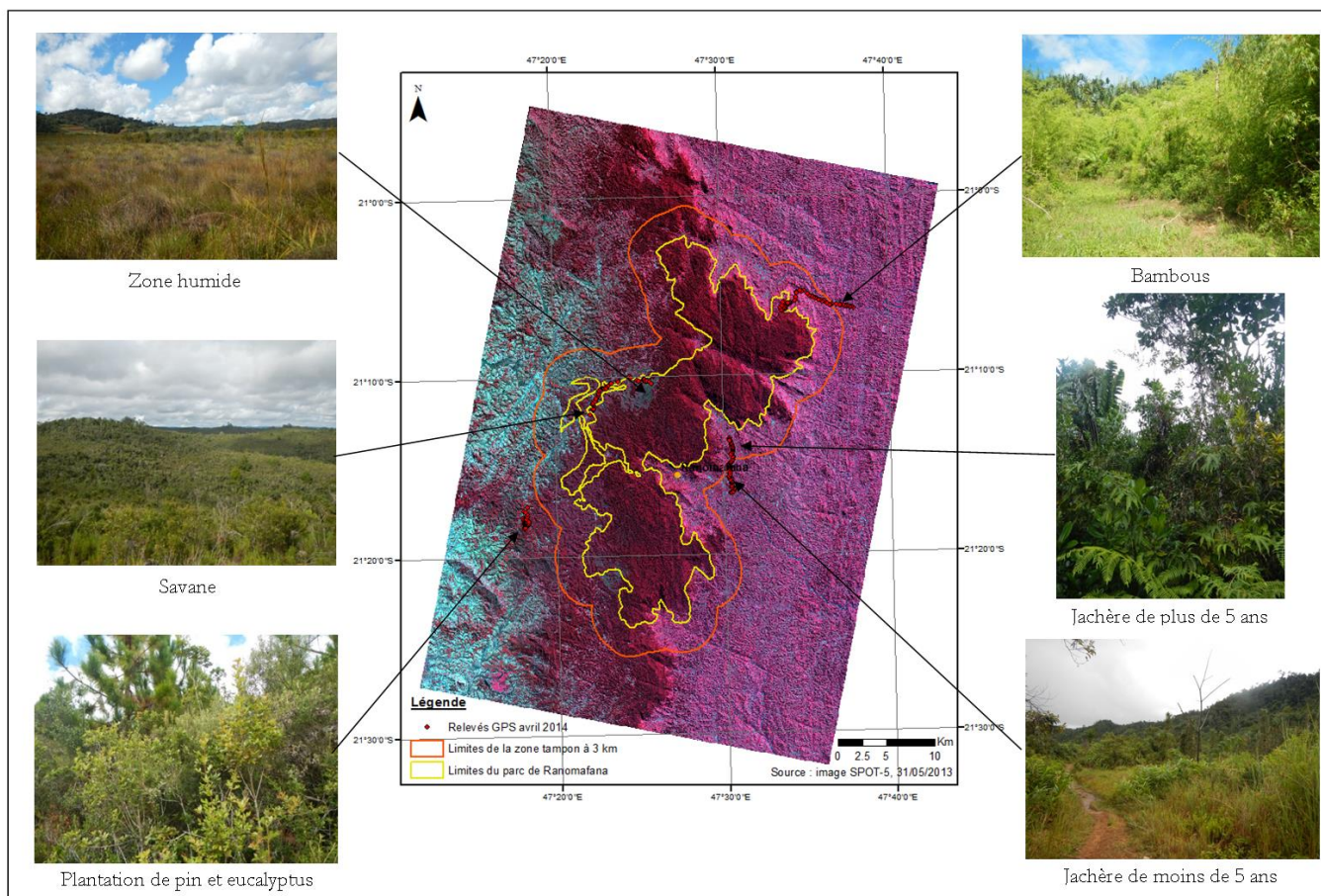


Figure 41 : Répartition des relevés GPS de l'occupation du sol lors de la seconde mission terrain réalisée en avril 2014. Fond de carte : image LANDSAT 8 d'octobre 2013 en composition colorée fausse couleur (RGB Vert, Rouge, PIR). Les photographies correspondent aux différents types d'occupation du sol observés sur le terrain.

• **Les savanes** ne sont pas considérées comme une cible de conservation du Parc. Elles sont définies comme des « *formations herbues ouvertes composées de graminées vivaces ou annuelles* » (photographies 2.9 ; Trochain, 1957). Ce sont des formations végétales qui peuvent aller de la simple savane herbacée à une savane arbustive, arborée ou encore boisée (Scholes et Archer, 1997), classées en fonction de leurs caractéristiques physionomiques (Jacquin, 2010) :

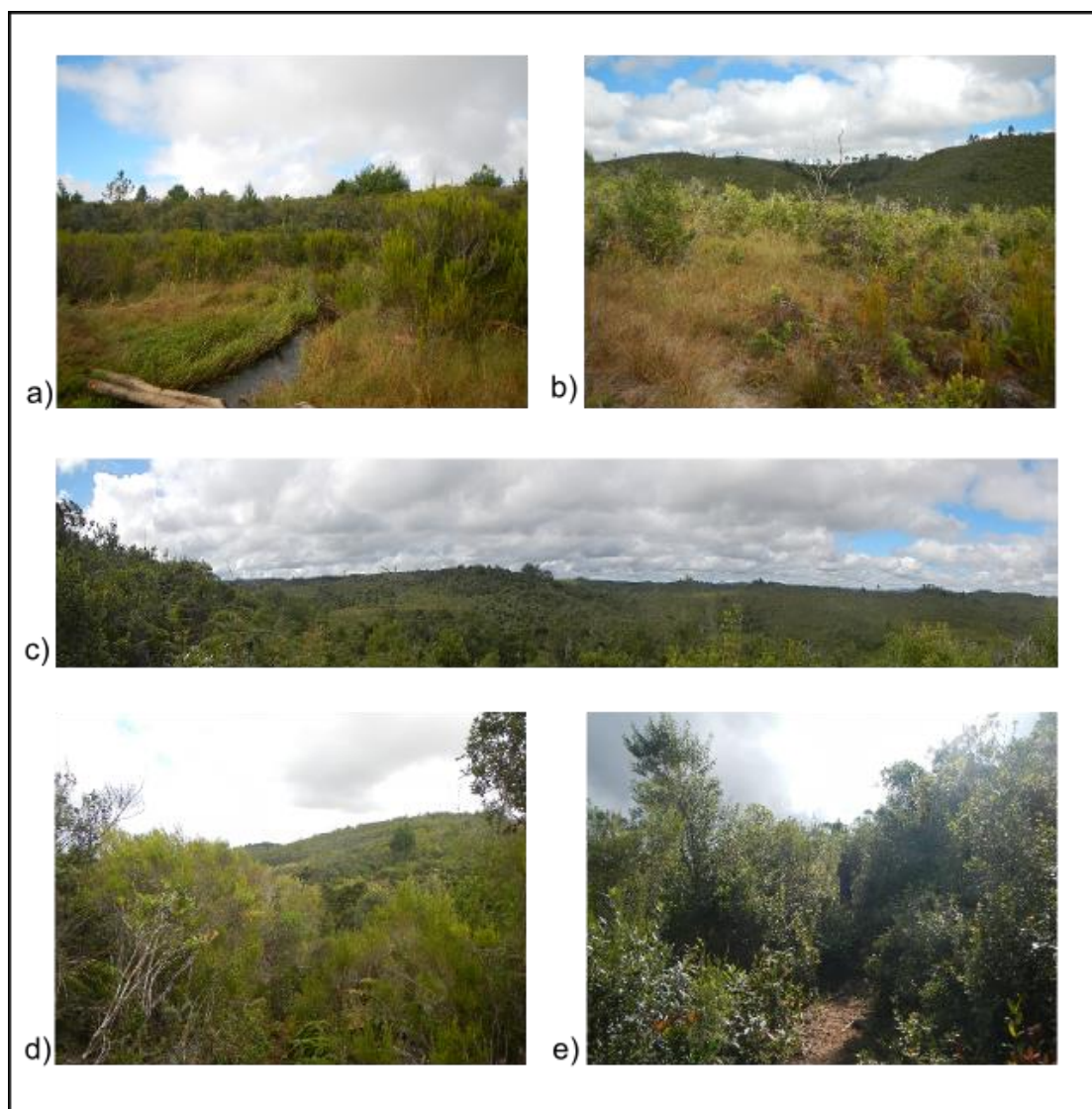
- Les **savanes herbacées**, dominées par les graminées, sans éléments ligneux et ayant une biodiversité réduite ; la végétation est généralement constituée d'une seule strate ;
- Les **savanes arbustives**, constituées de deux strates distinctes, une strate herbacée et une strate arborée comprenant des éléments ligneux ayant de 1,8 à 5 m de haut ;
- Les **savanes arborées**, dominées par une présence plus grande d'éléments ligneux comparés aux formations herbacées ; ces milieux constituent une formation intermédiaire entre savane arbustive et forêt.

Le feu est une composante explicative de la dynamique végétale des savanes (Jeltsch *et al.*, 2000), notamment dans la région de Ranomafana qui est souvent la proie d'incendies (comm. pers., agent du Parc, 2014), et il peut être appréhendé à deux échelles temporelles (Jacquin, 2010) :

- Intra-annuelle, lorsque les feux, s'ils arrivent tôt durant la saison sèche, favorisent le développement des espèces ligneuses au détriment des espèces herbacées (Scholes et Archer, 1997). Ces feux sont également mieux contrôlables et contribuent moins que les feux arrivant en fin de saison sèche à la dégradation des sols (Bertrand et Sourdat, 1998).

- Interannuelle, lorsque des feux réguliers altèrent les compétitions inter espèces et induisent une dégradation de la savane herbacée (Schule, 1990).

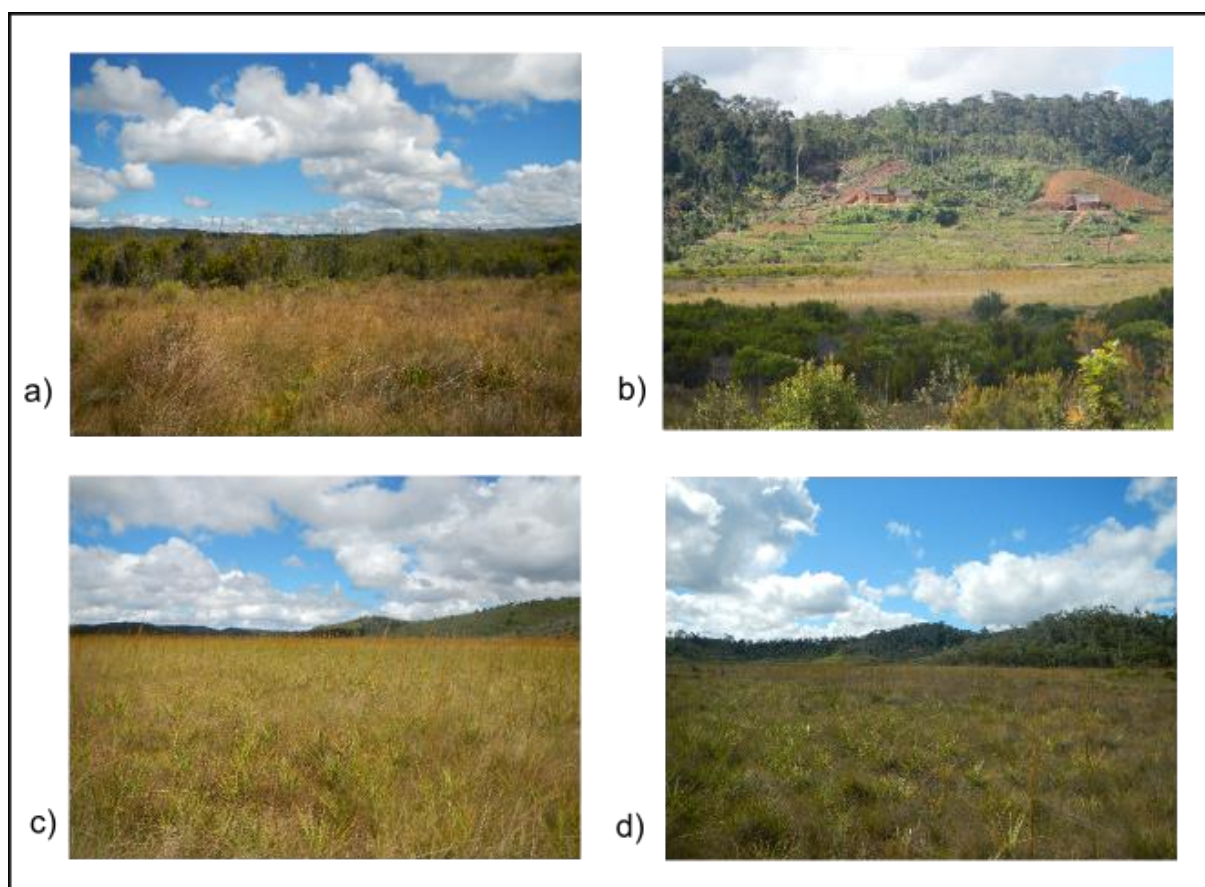
Dans la région du Parc de Ranomafana, ces trois types de savanes ont pu être observées (photographies 13).



Photographies 13 : Parcelles de savanes à l'intérieur du Parc de Ranomafana : a) et b) savanes arbustives ; c) panoramique sur la savane ; d) savane arbustive ; e) savane arborée (clichés : Boulogne, avril 2014).

- **La zone humide** (photographies 14) est une des cibles de conservation du Parc de Ranomafana. En effet, c'est un écosystème particulier, connu pour disposer d'une grande biodiversité, tant floristique que faunistique. Elle contribue également à la préservation de la qualité de l'eau et à la régulation du réseau hydrographique. Cependant, les milieux marécageux à Ranomafana sont soumis à de fortes pressions anthropiques, d'une part pour la conversion des terres marécageuses en rizières d'autre part également à cause de l'orpillage illégal. Selon la Convention Ramsar (Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2004), les zones humides se définissent comme « *des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres* ». Les zones humides peuvent se caractériser par différents éléments (Mitsch et Gosselink, 1993) :

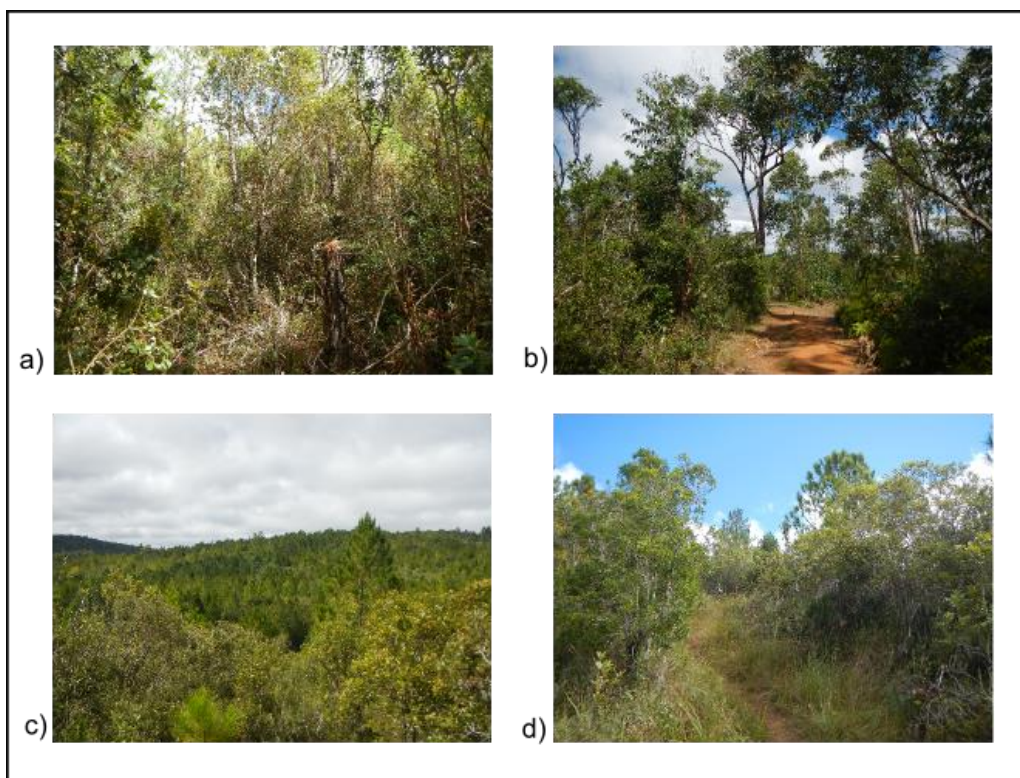
- la présence d'eau, de manière temporaire ou permanente ;
- la présence de végétation adaptée à des conditions humides ;
- des conditions édaphiques différentes des milieux adjacents.



Photographies 14 : Zone humide à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, avril 2014).

La zone humide se présente comme une formation principalement herbeuse, mais dans laquelle on peut également trouver des arbustes. Elle est inondée de manière quasi constante. A l'intérieur du Parc, il est possible de trouver de petits espaces de zones humides en plein cœur du milieu forestier, ce sont des espaces ouverts au milieu de la forêt. La plus grande zone humide se trouve à l'ouest du Parc, et c'est un milieu ouvert soumis à la menace de l'orpaillage.

- **Les plantations de pins et d'eucalyptus** (photographies 15) se trouvent sur d'anciennes savanes et ont été plantées durant la colonisation pour l'approvisionnement en bois nécessaire aux activités coloniales (bois d'œuvre, chauffage, énergie pour les locomotives – Verhaegen *et al.*, 2011). Ce sont des formations au couvert moins dense que les forêts du Parc. Sur le plan analytique, ces plantations sont intégrées par la suite dans une classe dite de « forêt peu dense », avec les recrûs forestiers.



Photographies 15 : Plantation de pin (a et c) et d'eucalyptus (b et d) à l'extérieur du Parc de Ranomafana, près du village d'Ambatovaky (clichés : Boulogne, avril 2014).

3. Acquisition et traitements de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013

Ces données satellitaires ont pu être acquises grâce au partenariat établi avec la station d'acquisition d'images satellites de la Réunion, SEAS-OI (Surveillance de l'Environnement Assistée par Satellite dans l'Océan Indien – fig. 42), opérationnelle depuis l'été 2012 et qui peut réceptionner des images sur une partie de l'Océan Indien, dans l'optique (SPOT-5) et dans les hyperfréquences (RADARSAT-2).

Pour notre étude, une demande de programmation a été effectuée auprès de la station sur une période allant de mars à juillet 2013, l'objectif étant d'essayer d'acquérir une image correspondant le plus possible aux dates de la mission de terrain de 2013. Il a également fallu tenir compte de la nébulosité dans le choix des images servant à l'analyse. L'image finale retenue pour ce travail est celle du 31 mai 2013.

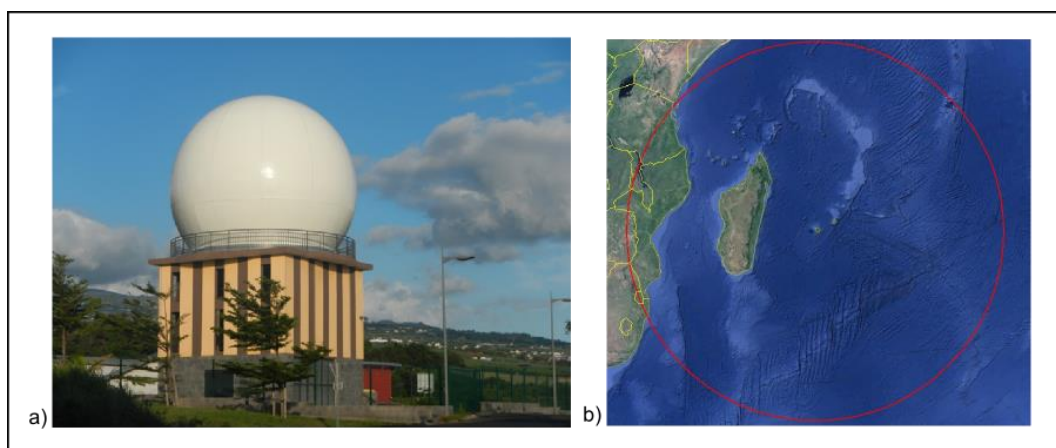


Figure 42 : a) Station SEAS-OI (source : Boulogne M.) et b) zone d'acquisition de la station de réception (fond cartographique : Google Earth).

3.1. Les caractéristiques des images SPOT-5

Le satellite SPOT-5 a été lancé en 2002. Chaque image a une fauchée de 60 x 60 km soit 3600 km². Le temps de revisite est de 2 à 3 jours avec un angle de visée latérale de $\pm 27^\circ$. Les images SPOT-5 sont acquises à plusieurs résolutions spatiales. Elles sont à 10 et 20 m en mode multi spectral et à 2,5 ou 5 m (THR *i.e.* très haute résolution) en mode panchromatique. Il est possible de produire une image fusionnée à 2,5 m grâce à la THR. En plus de la bande du panchromatique (noir et blanc), les images SPOT-5 sont acquises dans 4 bandes spectrales : le canal Vert (0,50 - 0,59 μm), le Rouge (0,61 - 0,68 μm), le PIR (0,78 - 0,89 μm) et le MIR (1,58 - 1,75 μm), cette dernière bande étant à 20 m de résolution spatiale et les autres à 10 m.

L'association des bandes spectrales d'une image, en niveaux de gris, permet de créer des compositions colorées facilitant la lecture et par la même, la compréhension du paysage. C'est le cas avec l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 (fig. 43) et une composition RVB avec les bandes du Vert, du Rouge et du PIR.

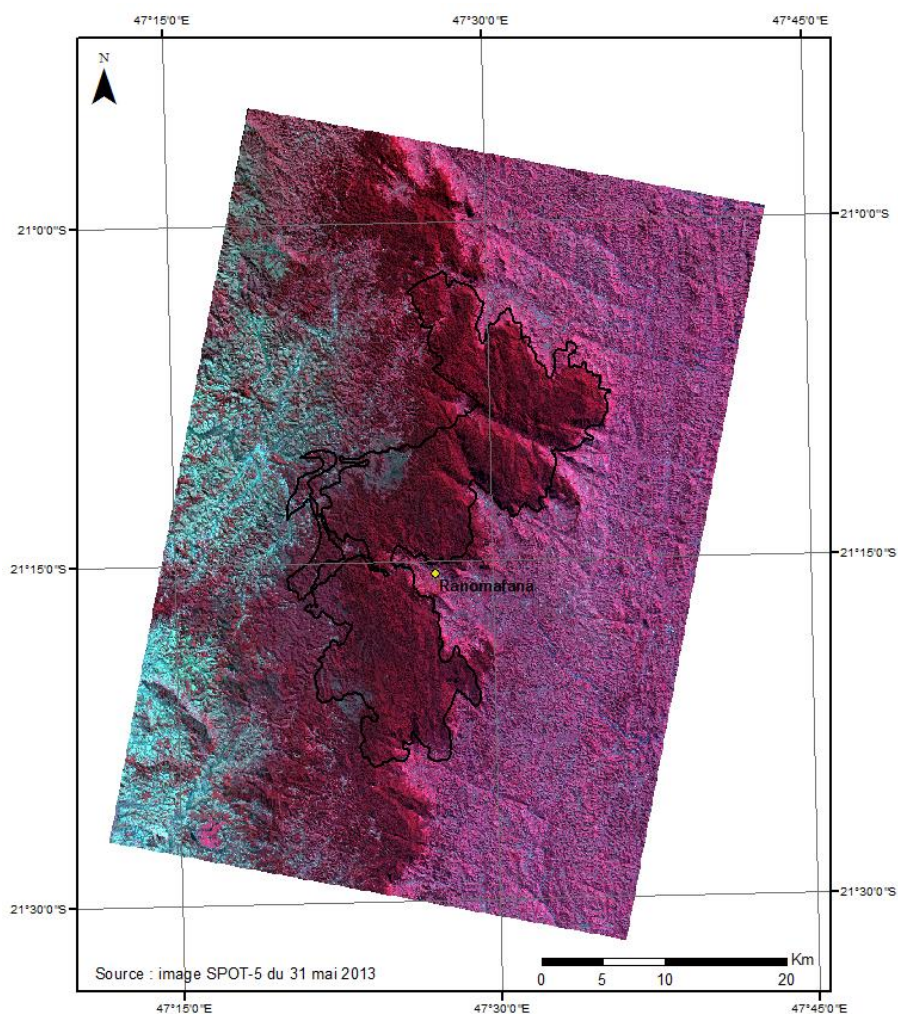


Figure 43 : Composition colorée de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 ; la couleur bleu est associée à la bande spectrale du vert, le vert à la bande spectrale du rouge et le rouge à la bande spectrale du proche infrarouge.

La forêt dense apparaît en rouge foncé (basse et moyenne altitude). En rouge plus clair/rosé, ce sont plutôt des espaces de cultures ou de jachères, ainsi que de forêt moins dense. La plantation de thé apparaît en rose clair. La zone humide ainsi que les savanes ressortent dans un coloris bleu/grisé. La riziculture ressort de différentes couleurs en fonction de son état végétatif et agronomique : les rizières en eau ont une couleur proche de l'eau, c'est-à-dire plutôt bleu foncé, les rizières en activité

sont plutôt représentées en bleu/vert tandis que les rizières récoltées sont plus dans en cyan. Les sols nus à peu couvert ainsi que le bâti, apparaissent en cyan plus ou moins clair.

3.2. Démarche générale pour l'utilisation de ces données satellitaires

Afin d'obtenir un résultat cartographique pertinent et validé, différentes étapes de traitements de données sont nécessaires. Une image de télédétection ne peut être utilisée telle quelle, de manière brute sans corrections géométriques ou radiométriques. La méthode complète du traitement de l'image SPOT-5 est présentée en fig. 44 et est explicitée plus en détails dans les sous-parties suivantes.

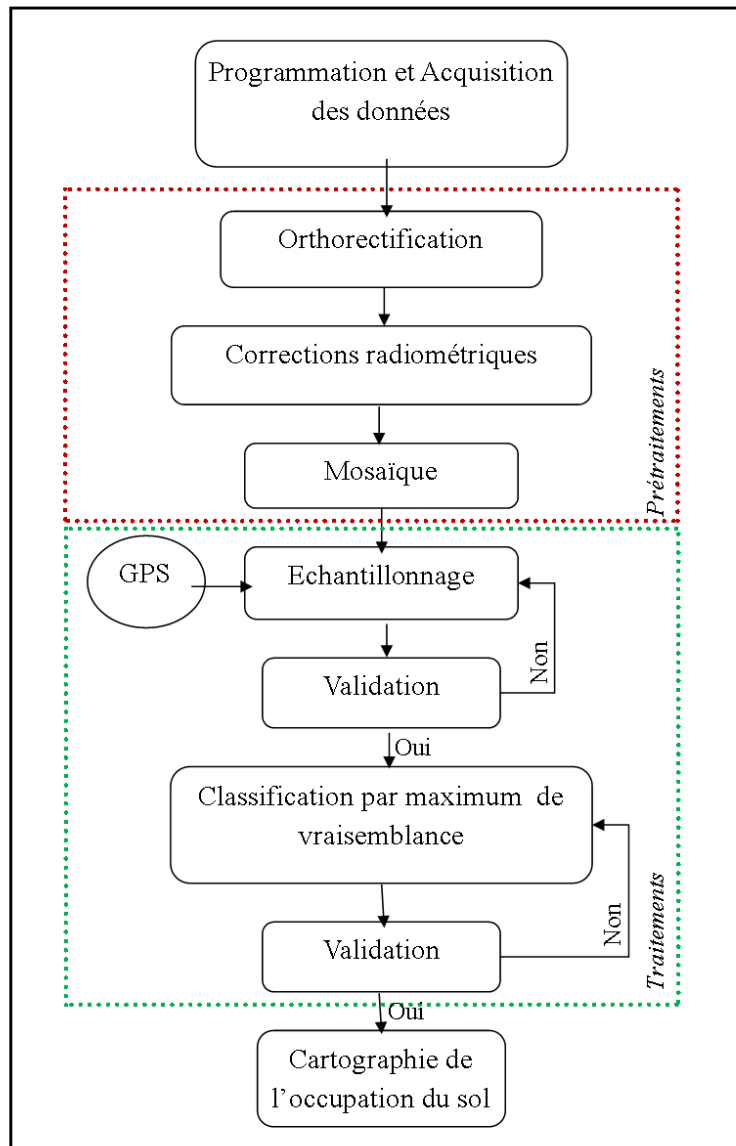


Figure 44 : Méthodologie appliquée au traitement de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 pour la classification de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana.

3.2.1. Première étape : prétraitements des données

Les images sont produites en mode 1A, c'est-à-dire que les images sont corrigées des défauts radiométriques provenant des écarts de sensibilité entre les détecteurs élémentaires de l'instrument de prise de vue (égalisation radiométrique) et à ce stade, aucune correction géométrique n'est effectuée (SPOT Image, 2010). Il est donc nécessaire de réaliser des corrections radiométriques afin

d'avoir les valeurs en pourcentage de réflectance et non plus en valeurs brutes, ainsi que des corrections géométriques afin de définir un référentiel cartographique (ici WGS84 39 sud).

- ***L'orthorectification***

A la différence du géo référencement, qui consiste à affecter à une image des coordonnées géographiques à partir de points d'amer, l'orthorectification (Grodecki et Dial, 2003) attribue certes un référentiel cartographique à l'image, mais prend en compte le MNT dans les calculs, permettant la déformation de l'image en tenant compte du relief. L'image est ainsi redressée.

L'image SPOT-5 du 31 mai 2013 a été orthorectifiée à partir du MNT ASTER à 30 m en UTM WGS 84.

- ***Les corrections radiométriques***

Le rayonnement électromagnétique réfléchi par les objets et reçu par le capteur est généralement perturbé par l'atmosphère au moment de sa traversée. Les traitements radiométriques sont donc destinés à corriger l'image de ces effets atmosphériques. Le capteur peut également introduire des erreurs lors de la prise de vue d'une image. Elles peuvent être liées par exemple à une interruption d'un détecteur, une erreur de transmission du signal, à une dérive des mesures du capteur (Girard et Girard, 1999). Les erreurs liées au capteur sont en général corrigées par le fournisseur d'image. Afin de conduire des analyses multi-temporelles, il est nécessaire de rendre comparable les images, et de corriger les données des effets issus de l'atmosphère.

Les corrections radiométriques se font en deux étapes distinctes : 1) la restauration, qui consiste à attribuer aux pixels une luminance estimée par interpolation si la donnée est manquante, 2) la transformation radiométrique qui intervient s'il y a des perturbations liées au contexte physique comme par exemple la nébulosité.

Une des corrections la plus souvent utilisée se base sur un modèle de transfert radiatif : la méthode 5S-PC (Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire – Vermote *et al.*, 1997 ; Mahiny et Turner, 2007). Elle a été développée par le laboratoire d'Optique Atmosphérique de Lille, puis a été reprise par la suite pour donner un nouveau modèle de correction, le 6S (Seconde Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire - Vermote *et al.*, 2006 ; Amin *et al.*, 2013). Kergomard (2000) propose un schéma de corrections utilisant les résultats issus du modèle 6S (fig. 45).

Dans un premier temps, les **comptes numériques** (ou valeurs brutes) des pixels de l'image à corriger sont transformés en **luminance**, qui correspond à « *l'intensité émise par unité de surface apparente, selon une direction θ pour une source non ponctuelle, de superficie dA rayonnant à travers un angle solide ω* » (Girard et Girard, 1999). La seconde étape consiste à transformer cette luminance en **réflectance exo atmosphériques**, puis, dans un troisième temps, à convertir ces valeurs en **réflectances au sol**, données en pourcentage.

Comptes numériques de l'image brute
$L = Cn / Ce$
L : luminance en $W.m^2.str^{-1}.\mu m^{-1}$ Cn : compte numérique du pixel dans une bande spectrale données Ce : coefficient d'étalonnage, fournit par la documentation SPOT avec les scènes
Passage des comptes numériques en luminance
$Rea = 100 * (\pi * L / \cos\Theta * E^{-1}s)$
Rea : réflectance exo-atmosphérique L : luminance en $W.m^2.str^{-1}.\mu m^{-1}$ Θ : angle zénithal (fournit par la documentation SPOT) E^{-1} : éclairement solaire équivalent en $W.m^2.str^{-1}.\mu m^{-1}$ La multiplication de la formule par 100 permet d'obtenir des réflectances en pourcentage
Transformation des luminances en réflectance exo-atmosphériques
$Rs = (Rea - Ratm) / \tau_g$
Rs : réflectance au sol Rea : réflectance exo-atmosphérique Ratm : réflectance propre à l'atmosphère τ_g : transmission gazeuse totale pour le canal considéré (obtenu à partir du modèle 6S)
Passage des valeurs exo-atmosphériques aux réflectances au sol

Figure 45 : Modèle de correction atmosphérique des images SPOT (Kergomard, 2000).

- **Le mosaïquage**

Afin de couvrir l'ensemble de la zone d'étude, deux dalles SPOT-5 sont nécessaires. Le mosaïquage permet de recouper les différents images et/ou bandes spectrales, la plupart du temps, à partir des coordonnées géographiques.

3.2.2. Reconnaissance de l'occupation du sol à haute résolution spatiale

Afin de passer d'une connaissance locale et partielle des différentes unités paysagères à une connaissance régionale, le traitement des données satellitaires peut se montrer particulièrement utile. Il s'agit dès lors de rassembler les pixels par groupes homogènes et identifiés à partir d'algorithmes de classification.

3.2.2.1. Les différentes méthodes de classification d'images

Différentes méthodes de classifications automatiques des données issues de la télédétection satellitaire sont disponibles permettant de réaliser des cartographies d'occupation du sol : la classification non supervisée, celle dite supervisée et celle plus experte dite orientée-objet.

- **La classification automatique non supervisée** est une méthode de traitement d'images satellitaires se basant uniquement sur la réflectance des pixels. L'utilisateur n'intervient dans le processus de classification que pour déterminer le nombre de classes et n'apporte pas de données de validation terrain. Ce type de classification implique l'utilisation d'algorithmes qui examinent chaque pixel d'une image afin de les agréger en un nombre de classes basées sur les clusters présents naturellement dans l'image (Lillesand *et al.*, 2008). Différentes méthodes de classifications automatiques sont disponibles, dont les plus couramment utilisées sont K-MEANS ou ISODATA (Tou et Gonzalez, 1974). Ce type de classification nécessite de disposer de données auxiliaires permettant d'interpréter les regroupements en classe des pixels.
- **La classification supervisée** est une méthode de traitement d'images semi-automatique, dans laquelle l'utilisateur intervient en apportant une vérité terrain au processus de classification (Lillesand *et al.*, 2008). A partir de données prélevées sur le terrain, un échantillonnage de l'image sera réalisé, c'est-à-dire que pour chaque type d'occupation du sol à cartographier, un certain nombre de pixels (usuellement dix fois le nombre de canaux, par exemple s'il y a 6 bandes, les échantillons d'une classe devront comporter a minima 60 pixels) est sélectionné comme information de base pour la classification. Cette dernière se base également sur la réflectance des pixels, mais cette fois, ce sont les pixels échantillonnés qui vont servir à la détermination des classes.
- La classification orientée pixel (non supervisée et supervisée), se base uniquement sur les valeurs spectrales des objets et sur leur texture dans un environnement donné, la **classification orientée objet** prend en compte d'autres paramètres telles que la taille, la forme de l'objet ou la topologie (Benz *et al.*, 2004 ; Blaschke, 2010 – fig. 46). La première étape du processus de la classification orientée objet consiste à réaliser une segmentation des images, car ce type de classification ne se base pas sur les pixels un à un, contrairement aux deux autres méthodes précédentes, mais sur des « objets » constitués de groupe de pixels homogènes. Selon Darwish *et al.* (2003), la segmentation peut se définir comme « *la recherche de régions homogènes dans une image et après, la classification de ces régions* ». Selon l'*User Guide* (2007) du logiciel Ecognition, « *en traitement d'image, la segmentation correspond à chaque opération qui crée de nouveaux objets ou altère la morphologie des objets existants, en fonction de critères donnés* ».

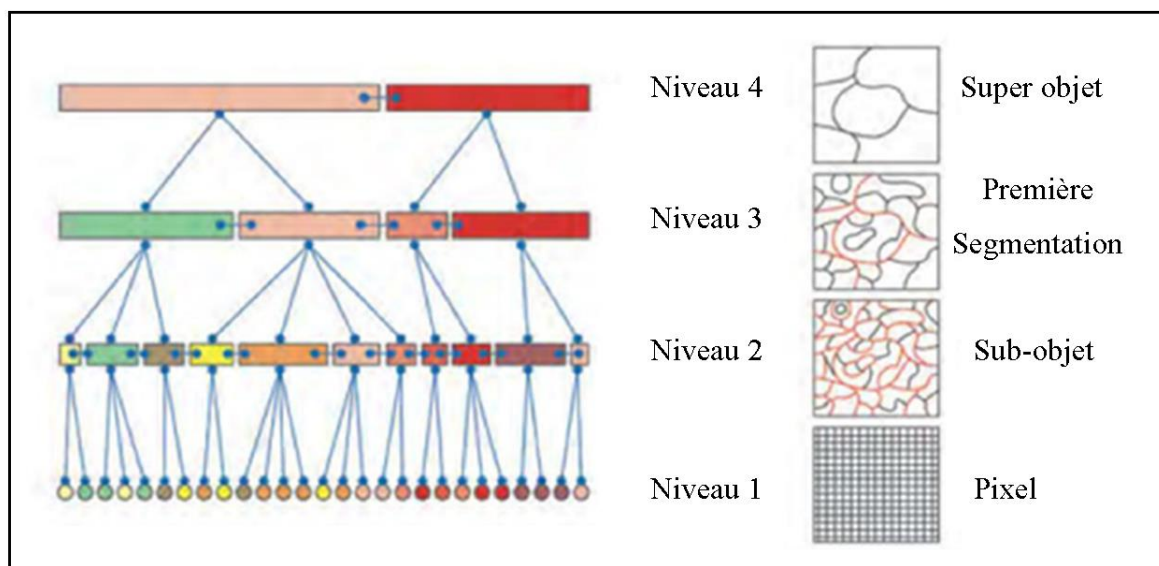


Figure 46 : Principe de la segmentation d'images raster sous Ecognition . Source : Definiens, 2007.

Il existe donc des relations hiérarchiques et contextuelles entre tous les objets puisque chaque objet est rattaché à un super-objet, des objets voisins et des sous-objets. Lors de la segmentation, il est

également possible d'intégrer d'autres types de données comme par exemple des fichiers vecteurs, des indices de végétation (Definiens, 2007) ou des images provenant de capteurs différents afin d'optimiser le résultat. Sous Ecogniton©, différents types de segmentation sont proposés (*spectral difference, contrast filter...*). La méthode de segmentation multi-résolution a été retenue. Elle est généralement la plus utilisée en terme d'analyse de tous types d'images (Baatz et Schäpe, 1999a, 1999b, 2000 ; Meiner et Neubel, 2004 ; Esch *et al.*, 2008 ; Belgiu et Drăguț, 2014). Cette méthode minimise localement l'hétérogénéité des objets pour une résolution donnée. Elle permet de regrouper dans un même objet les pixels proches similaires et respecte les contours de ces objets. Cependant, le choix d'une méthode de segmentation reste subjective (Hay *et al.*, 2005 ; Arvor *et al.*, 2013) et les résultats de son application sont influencés par la qualité de l'image, le nombre de bandes, la résolution spatiale et la complexité de la scène (Fortin *et al.*, 2000 ; Drăguț *et al.*, 2014 ; Belgiu et Drăguț, 2014).

La segmentation multi-résolution se base sur différents critères (fig. 47) :

- La pondération des couches (*Image layers weights*) permet de donner un poids plus ou moins important à un des canaux en entrée afin d'optimiser les résultats ;
- Le critère d'échelle (*scale parameter*) détermine une limite à l'hétérogénéité maximale des objets et permet ainsi de définir la taille des objets ;
- L'homogénéité est déterminée par deux critères :
 - Un critère *shape (forme)*, correspondant à la couleur ;
 - Un critère *compactness (compacité)*, qui est divisé par deux critères : 1) *Smoothness (régularité)* qui correspond au rapport entre la longueur d'un côté de l'objet et la longueur du côté le plus court donné par la fenêtre englobant l'objet ; 2) *Compactness (compacité)* qui correspond au rapport entre la longueur de la bordure de l'objet et la racine carré du nombre de pixels formant cet objet.

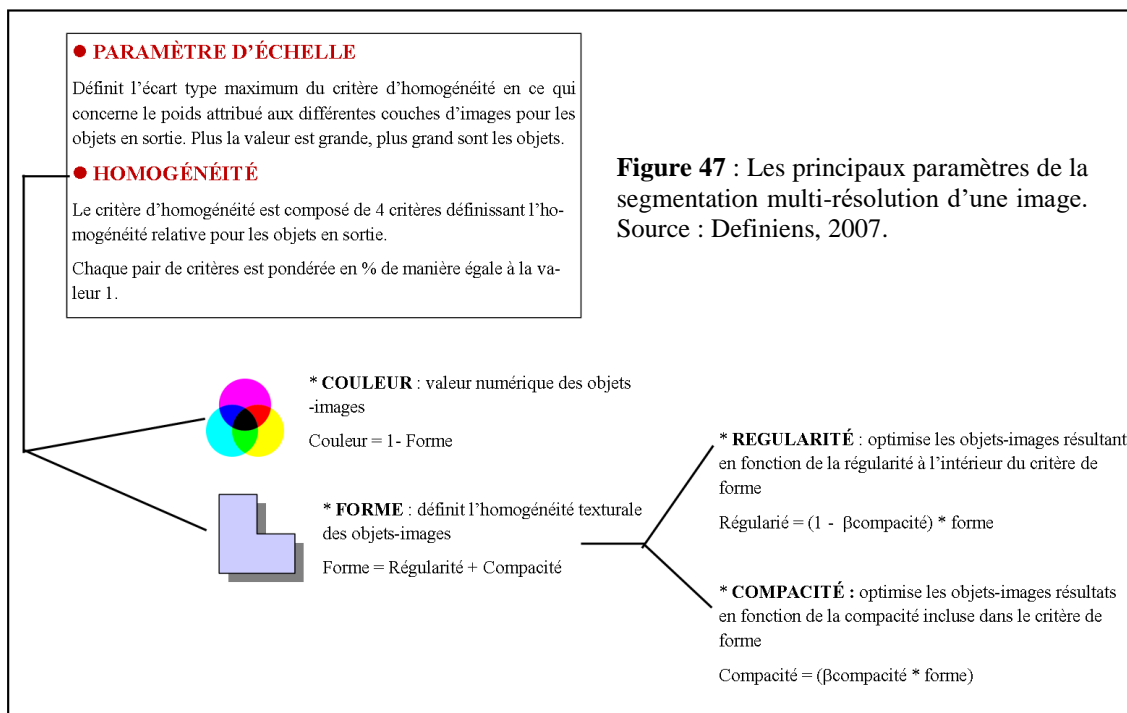


Figure 47 : Les principaux paramètres de la segmentation multi-résolution d'une image. Source : Definiens, 2007.

La segmentation multi-résolution est une méthode de segmentation *bottom-up*, la procédure part d'un seul pixel qui est fusionné, durant plusieurs boucles, avec d'autres pixels pour former des

objets plus grands. Le processus s'arrête lorsque l'homogénéité des objets dépasse le seuil d'hétérogénéité maximale acceptée.

Une fois les paramètres de segmentation déterminés, il convient de spécifier le type de classification à appliquer sur les objets-images. Plusieurs types de classifications sont possibles :

- 1) une classification utilisant la méthode du plus proche voisin, où l'on sélectionne des échantillons de terrain avant de lancer la classification ;
- 2) une méthode dite par règles de décisions, c'est-à-dire que pour chaque classe d'occupation du sol, les paramètres permettant une meilleure discrimination des objets doivent être déterminés. Ce type de classification ne se base plus alors uniquement sur la réflectance des objets mais sur de nombreux autres indices, comme par exemple, la texture, le contour des objets, le voisinage des objets.

3.2.2.2. Apport des néo-canaux pour le traitement de l'image SPOT-5

Tous ces algorithmes de classification sont souvent plus performants lorsqu'il est possible de multiplier les bandes spectrales sur un même pixel. L'image SPOT-5 possède 4 bandes spectrales distinctes, auxquelles il est possible d'ajouter des canaux générés à partir de combinaisons variées des informations spectrales initiales. Les **néo-canaux** correspondent à des combinaisons mathématiques des différents canaux d'une image pris simultanément.

L'utilisation de ces néo-canaux, associée à l'apport d'autres données comme celles du MNT ASTER, à 30 m, améliore notablement la précision et la qualité d'une classification. L'idéal aurait été de pouvoir également intégrer des données LANDSAT à la classification. Cependant, les images LANDSAT dont nous disposons étaient masquées partiellement par la nébulosité. Aussi, le choix a été fait de ne pas les intégrer afin de limiter une perte d'information trop grande.

Au total, il a été choisi d'intégrer aux quatre bandes spectrales de l'image SPOT-5 (vert, rouge, proche infrarouge et moyen infrarouge), la bande du panchromatique, le MNT ASTER (à 30 m), les indices NDVI et NDWI calculés à partir des données SPOT, ainsi que le TPI de WEISS. Ces trois derniers indicateurs constituent des néo-canaux.

L'indice **NDVI** (*Normalized Difference Vegetation Index*) défini par Rouse *et al.* en 1973, se présente sous la formulation suivante :

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R}$$

Le *PIR* correspond à la bande du proche infrarouge dont la réflexion est liée à la structure de la feuille ainsi qu'à la teneur en chlorophylle et le *R* correspond à la bande du rouge qui permet d'avoir des informations sur l'absorption de la chlorophylle. L'indice varie de -1 à 1. Le NDVI est souvent utilisé de par sa grande simplicité et sa grande efficacité pour détecter l'activité végétale. Cependant, il présente des limites car il est très influencé par la contribution spectrale du sol nu sur l'image, il dépend également des effets de l'atmosphère du signal et est sensible à la structure et à la densité du couvert. Lorsque le couvert végétal est trop dense, l'indice aura tendance à saturer à partir d'un certain seuil (Briant, 2009), de même, dans les régions à fortes biomasses (Huete *et al.*, 2002). D'autres indices ont été développés afin de prendre en compte et tenter de minimiser les perturbations liées au sol comme le SAVI ou *Soil-Adjusted Vegetation Index*, qui applique un facteur correctif dépendant de la brillance du sol (Huete, 1988), le TSAVI ou *Transform Soil Adjust Vegetation Index* (Baret *et al.*, 1989). Le **NDWI** (*Normalized Difference Water Index*) a été proposé en 1996 par Gao et se présente selon la formule suivante :

$$NDWI = \frac{(PIR - MIR)}{(PIR + MIR)}$$

Le *PIR* correspond à la bande du proche infrarouge, le *MIR* correspond au moyen infrarouge.

Le relief peut être pris en compte à partir de l'indice **TPI** (*Topographic Position Index* – fig. 48) de Weiss (2001). Il se calcule à partir des données d'élévation, obtenues ici avec le MNT ASTER à 30 m. L'indice TPI compare l'élévation de chaque pixel du MNT à l'élévation moyenne d'un ensemble de pixels voisins (différents paramètres sont disponibles pour le choix du voisinage). Les valeurs positives de TPI indiquent qu'un pixel est plus élevé que la moyenne de ses voisins (crêtes), les valeurs négatives représentent les pixels dont la valeur est inférieure à celle de la moyenne du voisinage (vallée). Les valeurs proches de 0 correspondent à des espaces plats ou de pente constante. Il traduit donc assez bien la rugosité du relief. Cet indice a été utilisé dans le but d'améliorer la classification, notamment pour la détection des rizières qui occupent des espaces topographiques particuliers.

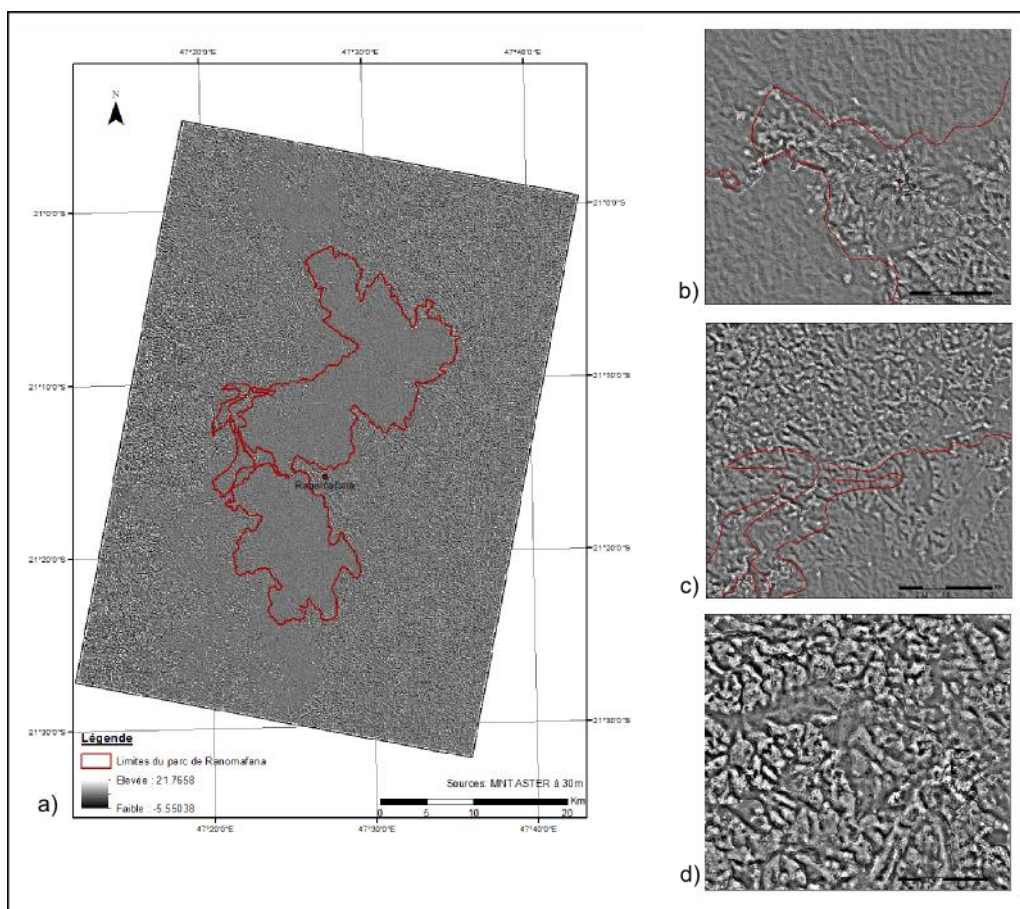


Figure 48 : *Topographic Position Index* réalisée à partir du MNT ASTER à 30 m (a), avec différents zooms sur une zone forestière aux alentours du village de Ranomafana (b), sur la zone humide (c) et sur une zone rizicole (d).

Le TPI permet de faire ressortir des zones où les altitudes sont plus ou moins homogènes. Dans le cas des zones rizicoles (fig. 48d), le TPI apporte une réelle information supplémentaire, en tout cas pour la riziculture *Betsileo*, située principalement dans les bas-fonds. De même, la forêt apparaît comme un élément homogène (fig. 48b) par rapport aux autres types d'occupation du sol.

3.2.2.3. La prise d'échantillons sur le terrain

Les données terrain (points GPS) récoltées lors des deux missions servent de base pour la classification de l'image satellite. Elles ont en effet permis de déterminer, dans une première approche, la nomenclature du paysage. Ces points permettent de créer ce que l'on appelle des régions d'intérêts, ou groupe de pixels ayant des caractéristiques spectrales similaires et correspondant à un type d'occupation du sol observé. La création d'échantillons est une étape primordiale, puisque c'est à partir de ces derniers que la classification va être effectuée.

Ces échantillons servent de base pour l'algorithme de classification, aussi, dans la mesure du possible, il faut essayer de prendre les pixels les plus purs (paysage homogène) et détailler au maximum les classes. Par exemple, dans le cas de la classification de l'image SPOT, trois classes de rizières ont été élaborées, en fonction de la réflectance : certaines apparaissaient plus sombres (donc en eau) que d'autres (jeunes rizières ou déjà récoltées). De même, pour les classes forestières et les ombres liées à l'exposition des versants, plusieurs classes ont été élaborées en premier lieu afin de limiter les erreurs de classification. Il est cependant parfois difficile de réussir à respecter les conditions de prise d'échantillons, notamment dans le cas de petites parcelles agricoles ou de jachères.

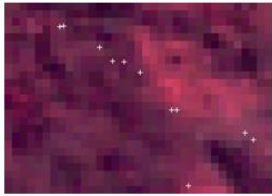


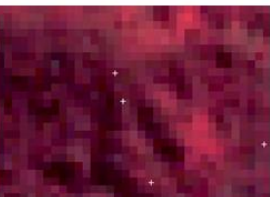

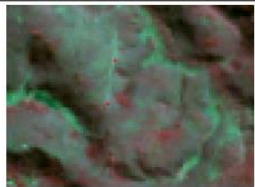
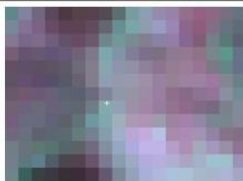


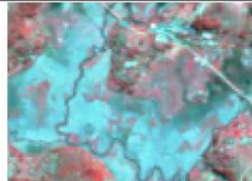



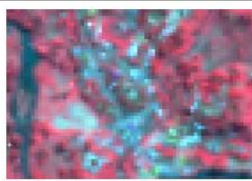


En plus des données terrain, il est également envisageable d'utiliser d'autres sources de données, comme les images Google Earth © par exemple, pour évaluer des types d'occupation du sol qui n'ont pas pu être relevés et qui posent problème dans la classification.

La nomenclature a été établie en fonction des types d'occupation du sol observés sur le terrain et de la possibilité de les discriminer sur les données satellitaires (tab.19). Pour les forêts de basse et moyenne altitude, malgré une similarité spectrale, ces deux classes ont pu être relativement discriminées grâce à l'intégration du MNT dans la base de données utilisée pour la classification. En revanche, les classes de forêt de Pandanus et de forêt de bambous n'ont pas pu être distinguées des premières classes forestières (forêt de moyenne altitude essentiellement). Les classes de forêt de basse et moyenne altitude secondaire n'ont pas été retenues dans la nomenclature finale du fait de la difficile discrimination avec les forêts primaires. Si l'on se reporte au tab. 19, les quatre classes forestières apparaissent très proches spectralement ; aussi, il a été décidé de ne pas conserver dans la nomenclature finale de classification les forêts de Pandanus et de bambous. Ce choix est préjudiciable car ce sont deux milieux considérés comme des cibles de conservation par la direction du Parc de Ranomafana.

Pour ce qui est de la riziculture, elle a été différenciée en trois classes rizicoles pour la prise d'échantillons afin de limiter les confusions : les rizières en eau, les rizières récoltées et les rizières « intermédiaires ». Cette distinction permet une meilleure précision dans la discrimination des rizières, ces trois classes ayant été regroupées en post-traitement de classification. Les plantations de pins/eucalyptus ont été dénommées « forêt peu dense » d'une part car la densité du couvert est plus faible que pour les forêts de basse et moyenne altitude, la canopée laissant le sol apparaître sur l'image, mais également d'autre part car des recrûs forestiers ont été assimilés à cette classe. Ce type de forêt se trouve essentiellement en pays *Betsileo*, et donc au-dessus de la limite altitudinale de 800 m. Les différentes savanes observées ont été regroupées dans une seule classe afin de limiter les confusions. Le sol nu/bâti s'apparente aux infrastructures (villages, routes) ainsi qu'aux parcelles dénuées de toute couverture végétale, tandis que la classe sol nu à peu couvert correspond aux parcelles ayant une très faible couverture végétale ou une formation de type herbacée (et de ce fait apparaissent comme des « *mixels* », c'est-à-dire que les pixels de ces parcelles ne sont pas

« purs »). De même, une classe supplémentaire « ombre » a été créée en supplément des classes de « cultures » et de « jachères », puis a été regroupée avec ces deux dernières en post-traitement.

Tableau 19 : Extraits de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 pour chaque type d'occupation du sol observés sur le terrain.

TYPES DE FORÊTS			
Forêt de basse altitude		Forêt de moyenne altitude	
Forêt de Pandanus		Forêt de bambou	
AUTRE VEGETATION NATURELLE			
Zone humide		Savane	
OCCUPATIONS DU SOL DE TYPE AGRICOLE OU ANTHROPIQUE			
Culture		Jachère	
Rizière en eau		Rizière récoltée	
Rizière intermédiaire		Plantation de thé	
Sol nu à peu couvert		Sol nu / bâti	
Plantation de pins/ eucalyptus ou forêt peu dense		Eau	

3.2.2.4. Test de séparabilité

Avant de lancer la classification, un test de séparabilité sur les échantillons des classes a été effectué, selon la méthode de *Jeffries-Matusita and Transformed Divergence separability*. Les valeurs obtenues suite à ce test vont de 0 à 2. Quand les valeurs sont supérieures à 1,9, la séparabilité des classes est considérée comme bonne ; si la valeur est inférieure à 1,9, il faut alors sélectionner d'autres échantillons afin de l'améliorer. Pour les valeurs en dessous de 1, il faut alors regrouper les classes problématiques (Richards, 1999). Ce test de séparabilité (tab. 20) permet d'identifier rapidement les classes d'occupation du sol qui risquent d'engendrer des confusions dans la classification finale. Les classes d'occupations du sol retenues ont été déterminées en fonction des types de végétation observés sur le terrain en sus des infrastructures.

Tableau 20 : Test de séparabilité des échantillons terrain utilisés dans la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013.

	Eau	Zone humide	Savane	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Forêt peu dense	Jachères	Cultures	Rizières	Plantation de thé	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti
Eau												
Zone humide	2											
Savane	2	2										
Forêt de basse altitude	2	2	2									
Forêt de moyenne altitude	2	2	2	2								
Forêt peu dense	2	2	1,998	2	1,99							
Jachères	2	2	2	1,951	2	2						
Cultures	2	2	2	1,997	2	2	1,75					
Rizières	2	2	2	2	2	2	2	2				
Plantation de thé	2	2	2	2	2	2	2	2	2			
Sol nu à peu couvert	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Sol nu / bâti	2	2	2	2	2	2	1,999	1,997	1,98	2	1,995	

Les deux classes engendrant le plus de confusion sont les classes de cultures, autre que rizières, et de jachères avec une valeur de 1,75. Ce résultat est sans réelle surprise, étant donné que ce sont deux classes relativement proches spectralement et visuellement. Si l'on se reporte aux photographies de ces classes prises sur le terrain, ces deux types d'occupation du sol ont une faible hauteur (sauf généralement pour des parcelles de jachères plus anciennes, qui peuvent alors être très proches des classes forêts), avec un taux de recouvrement au sol assez variable, en fonction des espèces ou de la période de cultures (certaines parcelles agricoles peuvent être confondues avec du sol nu si elles viennent d'être plantées). Même si presque toutes les classes semblent avoir une bonne séparabilité selon ce test, il faut relativiser ce résultat car ce n'est qu'un indicateur. En effet, nous pourrions voir par la suite que des classes ayant un bon indice de séparabilité pourront quand même être amenées à être confondues du fait de leur comportement spectral similaire ou d'une similarité au niveau de la composition végétale (par exemple, les classes de forêts entre elles ou entre la classe de sol nu à peu couvert et celle de sol nu/bâti).

3.2.2.5. Signature spectrale des différentes classes d'occupation du sol

Les signatures spectrales permettent d'avoir une idée de la valeur moyenne du pourcentage de réflectance des différentes classes d'occupation du sol dans chaque bande spectrale, en l'occurrence ici les bandes du vert, rouge, proche infrarouge et moyen infrarouge (fig. 49).

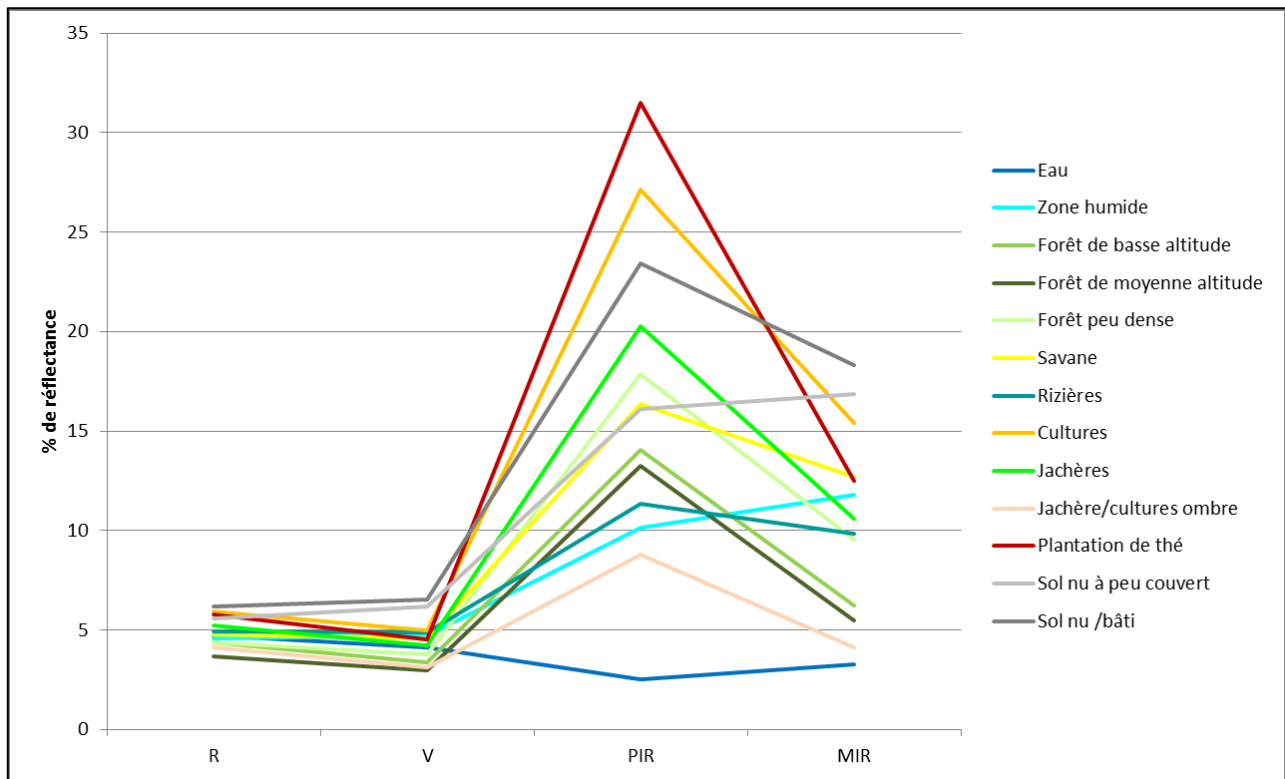


Figure 49 : Signatures spectrales moyennes (en % de réflectance) pour les quatre bandes spectrales (Rouge, Vert, PIR et MIR) de l'image SPOT-5 de mai 2013 pour les 13 classes d'occupation du sol retenues.

Il apparaît clairement que la bande du proche infrarouge est celle permettant une meilleure discrimination des différentes classes d'intérêt ainsi que celle du moyen infrarouge. A l'inverse, les bandes du vert et du rouge apparaissent comme les moins discriminantes. La signature spectrale de la classe « Plantation de thé » se détache nettement des autres ; cependant, cela n'a pas empêché la confusion dans la classification avec des classes relativement proches spectralement comme la classe de « culture ». Cette classe n'a pas pu être échantillonnée directement sur le terrain. La reconnaissance visuelle de ces plantations sur les images a été cependant possible avec l'aide d'un spécialiste de ces régions (comm. pers., Hervé D., chercheur IRD, 2014). Nous avons ainsi pu inclure ce thème dans la nomenclature. Les valeurs de réflectance minimal, maximale et moyenne sont données dans le tableau 21.

Tableau 21 : Valeurs de réflectance minimum, maximum et écart-type de chaque type d'occupation du sol dans les quatre bandes spectrales de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013.

	VERT			ROUGE		
	Minimum	Maximum	Ecart-type	Minimum	Maximum	Ecart-type
Eau	-2.33	19.77	1.62	-0.75	18.62	1.55
Zone humide	3.68	5.60	0.25	3.46	6.18	0.44
Forêt de basse altitude	2.54	5.83	0.41	1.87	4.68	0.35
Forêt d emoyenne altitude	-2.33	6.62	0.41	-0.75	6.08	0.35
Forêt peu dense	2.88	6.28	0.36	2.34	5.43	0.39
Savane	3.22	6.51	0.39	2.71	6.64	0.57
Rizières	0.00	18.07	1.00	0.00	23.02	1.50
Cultures	-2.33	9.91	0.65	-0.75	10.39	0.73
Jachères	3.22	8.89	0.46	2.53	8.61	0.58
Jachère/cultures ombre	2.99	5.26	0.30	2.25	4.21	0.24
Plantation de thé	3.90	7.42	0.57	3.09	5.99	0.39
Sol nu à peu couvert	2.31	14.67	1.26	1.87	23.02	2.15
Sol nu /bâti	-2.33	25.67	1.21	-0.75	22.74	1.95

	PROCHE INFRAROUGE			MOYEN INFRAROUGE		
	Minimum	Maximum	Ecart-type	Minimum	Maximum	Ecart-type
Eau	-6.50	12.24	2.04	-3.97	15.31	2.37
Zone humide	6.89	12.63	1.06	6.92	17.66	1.97
Forêt de basse altitude	-0.57	28.70	3.64	-3.83	12.36	1.62
Forêt d emoyenne altitude	-6.50	42.09	5.47	-3.97	15.16	2.09
Forêt peu dense	10.52	26.02	2.22	5.15	14.72	1.74
Savane	9.18	22.19	1.62	7.36	18.99	2.11
Rizières	0.00	33.67	3.63	-3.83	33.56	4.16
Cultures	-6.50	42.28	5.29	-3.97	32.38	2.92
Jachères	8.23	41.89	3.75	-3.83	22.67	1.99
Jachère/cultures ombre	1.53	15.69	2.64	-3.83	6.92	1.31
Plantation de thé	23.15	42.09	2.29	8.98	15.75	1.02
Sol nu à peu couvert	3.06	32.33	4.14	3.53	33.56	7.03
Sol nu /bâti	-6.50	42.09	4.50	-3.97	33.56	4.34

Les signatures des classes de rizières et de zone humide sont très semblables spectralement ce qui pourrait engendrer des confusions sur la classification, même si le test de Jeffrey Maturies avance une séparabilité de ces deux classes suffisante. Si l'on se reporte à la description de ces deux types d'occupation du sol, ce sont généralement des étendues planes, avec un couvert homogène et bas, le TPI de Weiss a été intégré dans la base de données pour la classification afin d'améliorer la discrimination de ces deux classes. En effet, ce dernier indice aide à la discrimination des rizières, qui sont la plupart du temps en zone de bas fond (surtout en pays *Betsileo*). Les classes de forêts de basse et moyenne altitude ont des signatures spectrales très similaires. Il y a peu de différences au niveau de la physionomie végétale de ces deux types de milieux. Ils font l'objet d'une distinction par la population locale sur la base de l'altitude, sachant que la forêt de basse altitude, la plus accessible, est également la plus vulnérable aux activités anthropiques. Les classes de savane et de forêt peu dense ont également des comportements spectraux très similaires. Visuellement, à partir des données satellitaires, ces deux types d'occupation du sol sont très proches ; cependant, la savane est constituée d'arbustes et d'herbacées graminéennes plutôt que d'arbres. Elle est vulnérable au feu (certaines peuvent même brûler de manière périodique) tandis que la forêt peu dense englobe davantage les forêts plantées (pins/eucalyptus) ayant une canopée plus ouverte que la forêt voisine ainsi que les recrûs forestiers (après brûlis).

3.2.2.6. Validation des classifications à partir des données des sites de terrain

Afin d'évaluer l'impact de l'échantillonnage de données terrain sur la classification finale ainsi que la répartition spatiale de ces données, une comparaison a été réalisée entre la classification sur l'ensemble de la zone d'étude de l'image SPOT-5 et trois zones tests : 1) une zone plutôt composée de milieu forestier, 2) une zone de zone humide ainsi que de savane et 3) une zone où les types d'occupations du sol les plus représentés sont les cultures et jachères (fig. 50). Le but est de valider la classification finale sur l'ensemble de la zone d'étude en comparant cette dernière à des classifications réalisées sur des zones plus restreintes.

Les zones tests ont été choisies de manière aléatoire mais en essayant de conserver une représentativité des différentes classes d'occupation du sol que l'on cherche à discriminer. Elles ne sont pas exclusives dans un seul type d'occupation du sol, mais ont été choisies dans des espaces où trois types de milieux étaient les plus représentés.

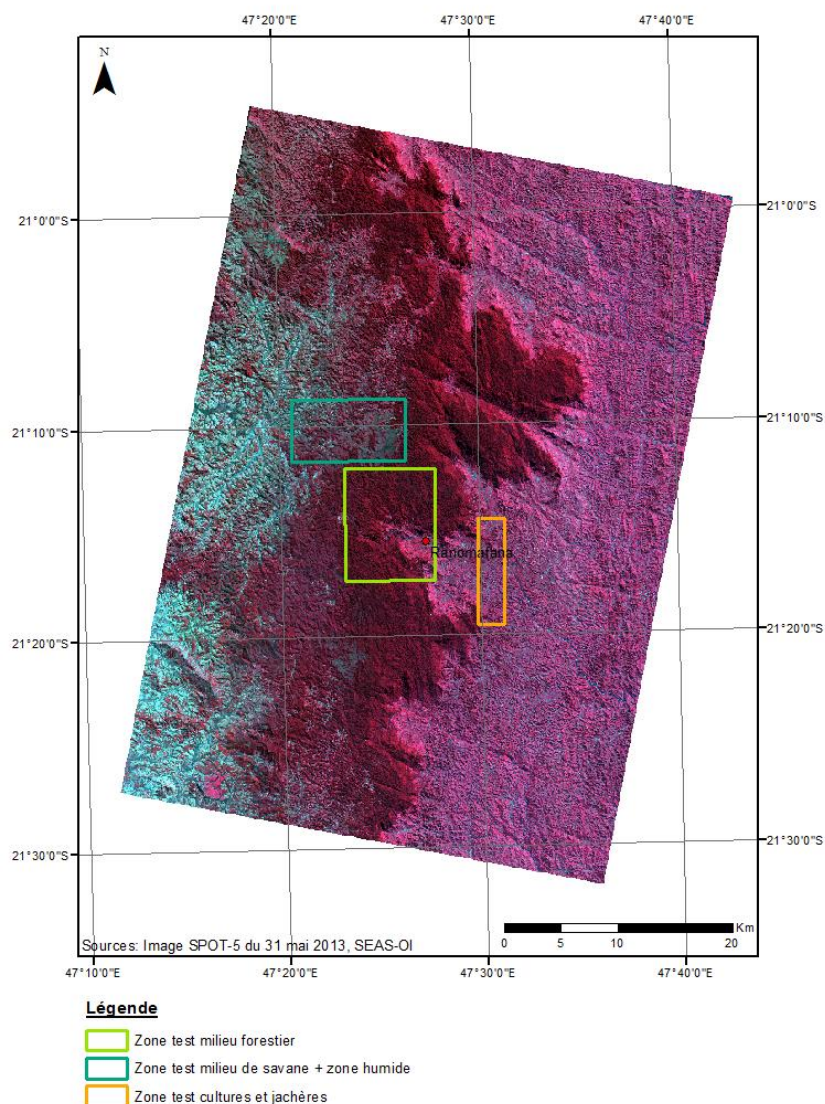


Figure 50 : Localisation des trois zones tests pour la comparaison entre une classification réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude et une classification réalisée à l'échelle de chaque zone test.

La première zone (fig. 51) localisée en milieu forestier est constituée essentiellement de forêt de moyenne altitude et de parcelles agricoles, étant donné la proximité du village de Ranomafana.

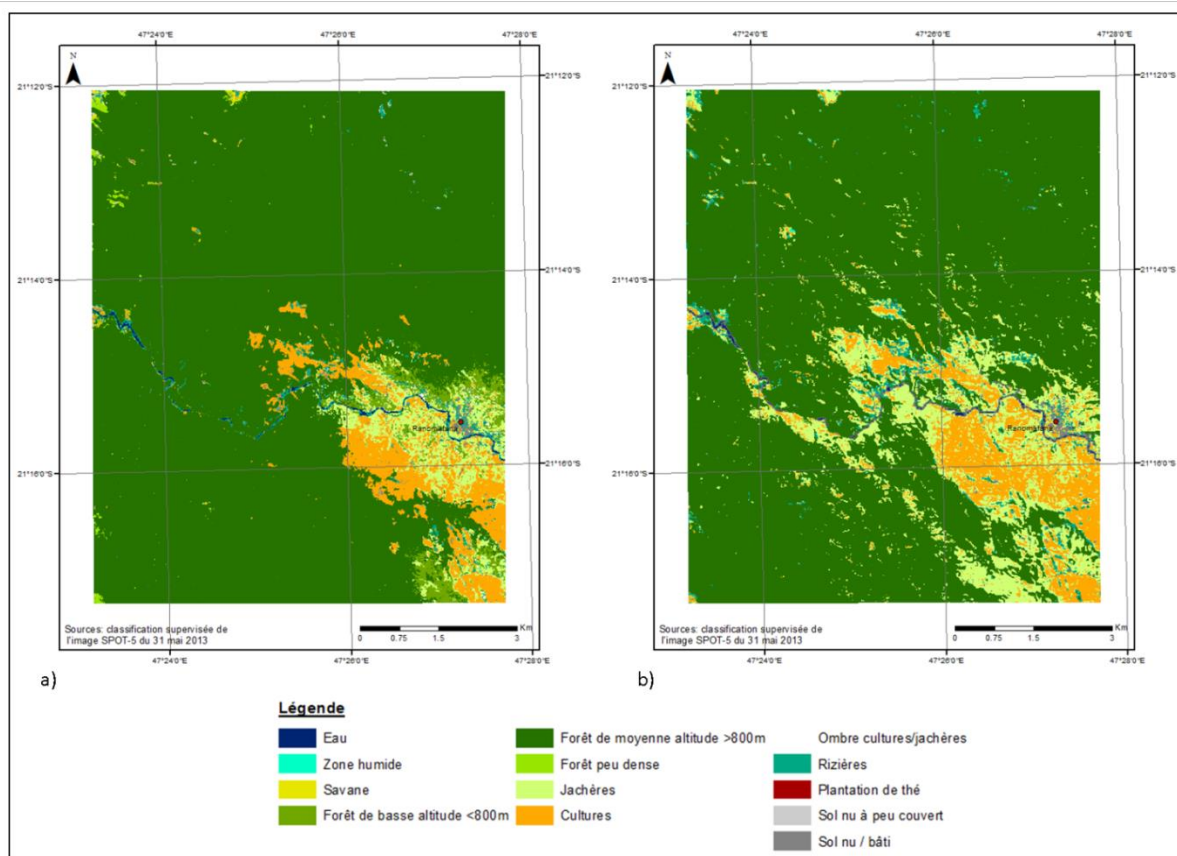


Figure 51 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement forestière.

Sur la classification à échelle restreinte (fig. 51b), la classe de jachère est surreprésentée avec près de deux fois plus de jachère détectée que sur la classification de l'ensemble de la zone d'étude (fig. 51a) : 11 % de surface de jachère contre un peu moins de 4 % sur la classification de la zone entière (fig. 52). De fait, la forêt de moyenne altitude couvre 85 % de la zone test pour la classification réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude contre 78 % pour la classification sur zone restreinte.

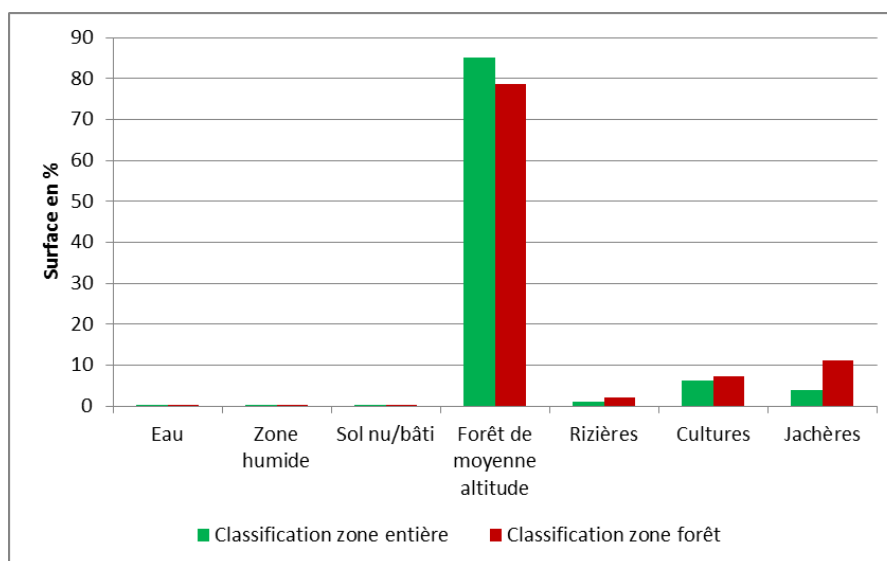


Figure 52 : Répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour un milieu essentiellement forestier.

Le même exercice a été réalisé sur une zone constituée essentiellement de jachères et de parcelles agricoles (fig. 53). Le pourcentage de surface en jachère (fig. 54) est quasiment identique sur les deux classifications, tout comme la forêt de basse altitude. En revanche, la surface en forêt de moyenne altitude est plus élevée (1,9 %) sur la classification de la zone restreinte que sur la zone d'étude entière (0,9 %), de même pour la classe de riziculture (9 % contre 5,5 %).

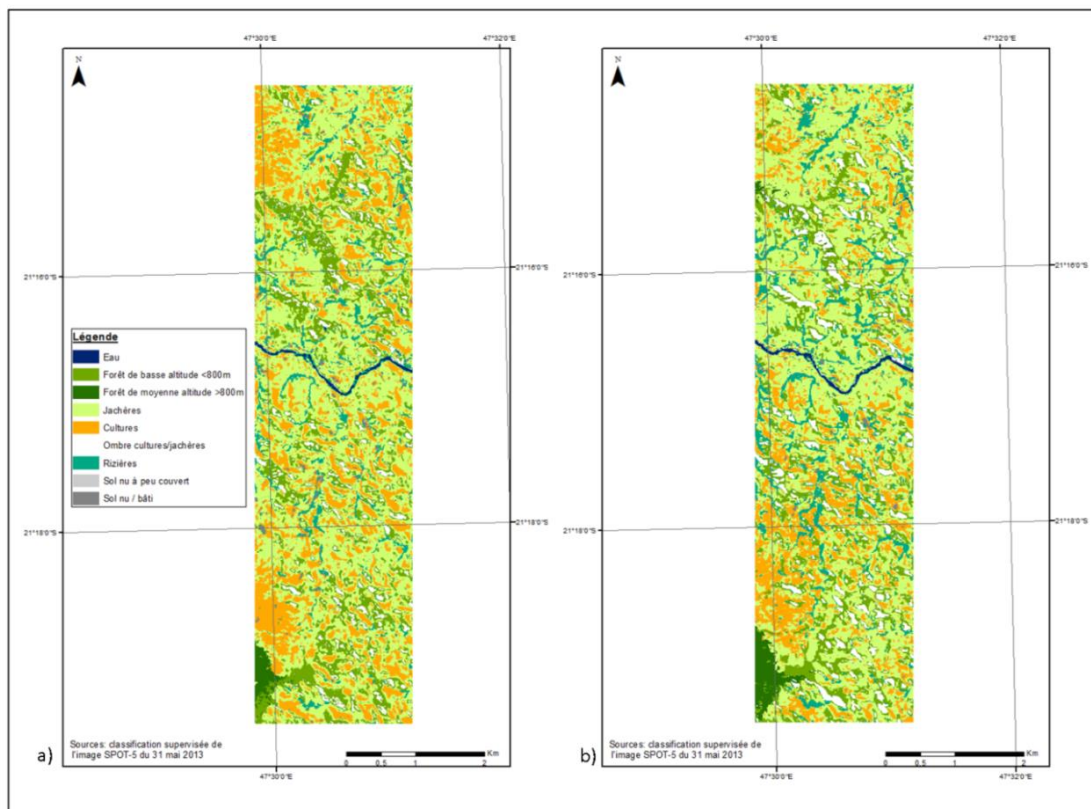


Figure 53 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement constituée de cultures et de jachères.

La classe comprenant les parcelles agricoles est également légèrement surreprésentée à l'échelle de la zone d'étude (23 % contre 18,5 %).

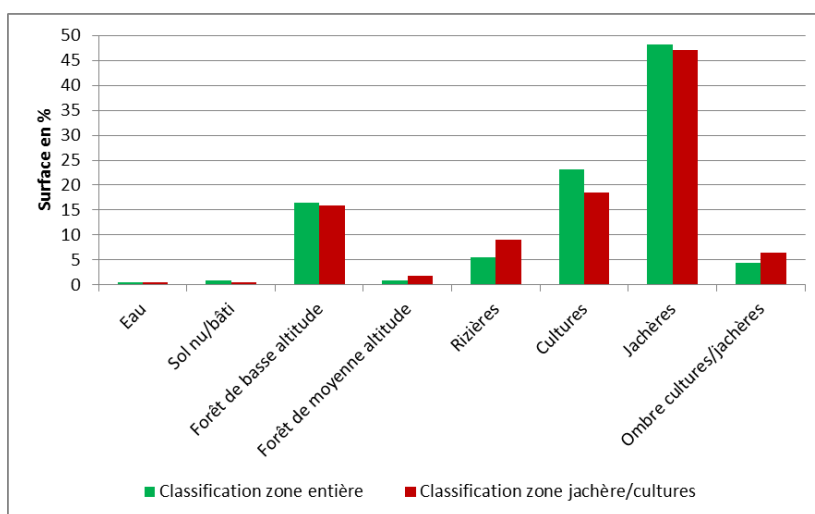


Figure 54 : Graphique de répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour un milieu constitué essentiellement de jachères et de cultures.

La troisième zone test comprend essentiellement la zone humide, enjeu de conservation, ainsi que des milieux de savanes (fig. 55). Les différences sont assez marquantes entre les deux classifications, mais il faut tenir compte du fait que le nombre de classes initiales pour la classification réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude, est supérieur à celui en zone restreinte, ce qui implique un plus grand risque de confusions entre classes.

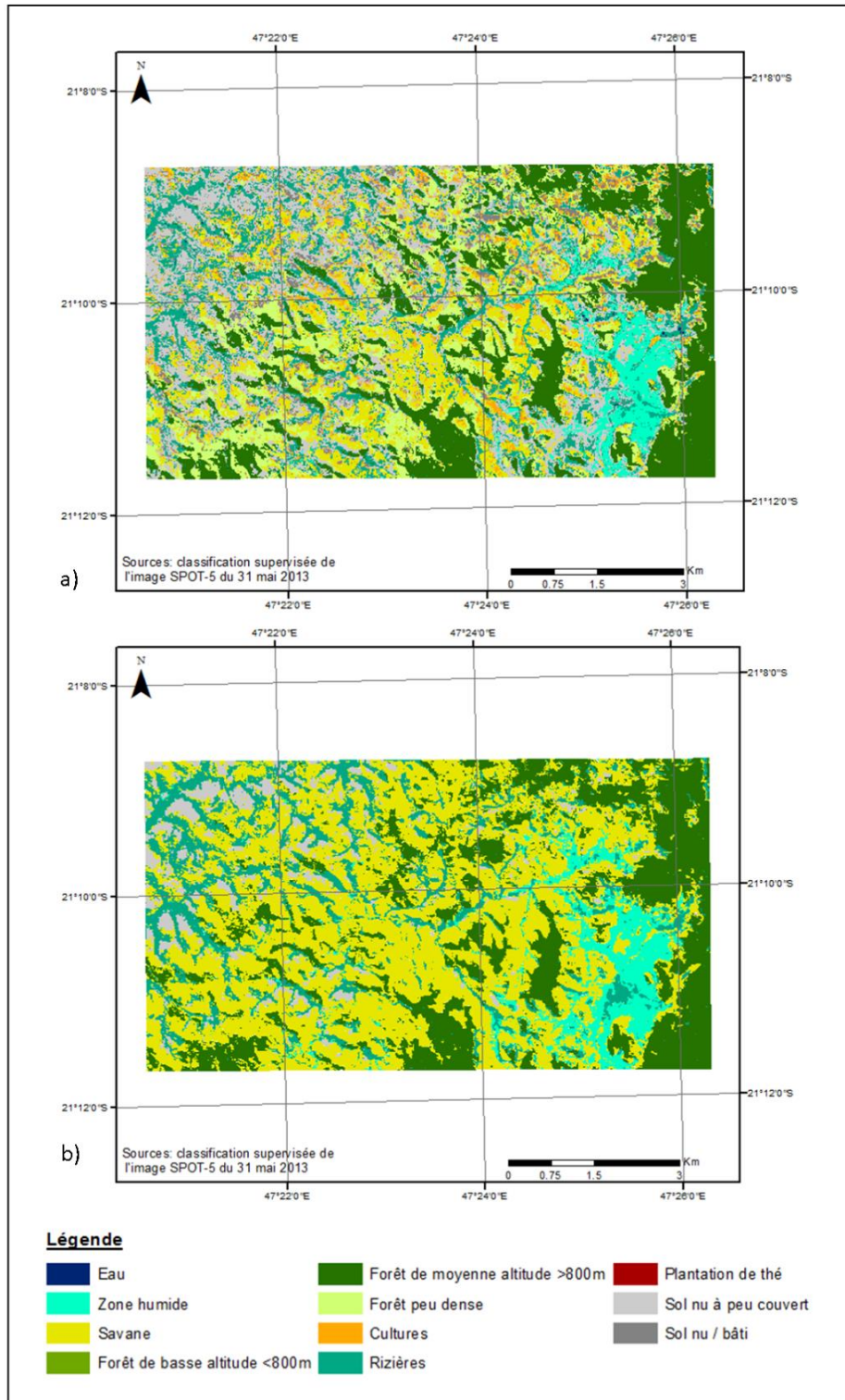


Figure 55 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement constituée de savane et de zone humide.

Le pourcentage de surface (fig. 56) en forêt de moyenne altitude est sensiblement le même entre les deux classifications (autour de 22 à 23 %), de même pour la classe de rizières (aux alentours de 14 %). Cependant, il faut noter pour cette dernière qu'elle se confond moins, sur la classification réalisée à l'échelle de la zone test, avec la classe de zone humide. Ces deux classes sont très proches au niveau spectral, ce qui explique en grande partie les confusions qu'il peut exister.

La classe savane est nettement plus représentée (fig. 56) sur la classification de la zone restreinte avec près de 50 % de la surface contre seulement 15 % pour la classification sur l'ensemble de la zone d'étude. A l'échelle de cette dernière, la savane est confondue avec la classe de forêt peu dense, très proche visuellement et spectralement, comme cela a pu être observé précédemment. Une autre classe pose également question, puisque sur la classification de l'ensemble de la zone d'étude, la classe du sol nu à peu couvert représente 23 % de la surface tandis que pour la classification sur la zone restreinte, cette valeur ne s'élève plus qu'à 5 %. La confusion se fait avec la classe de savane.

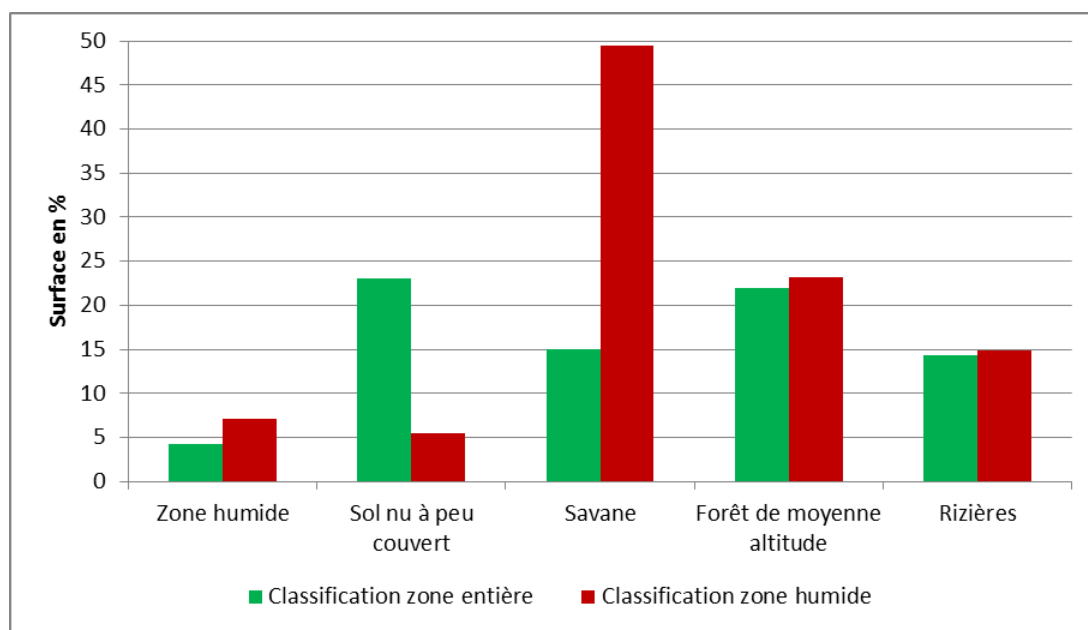


Figure 56 : Graphique de répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour une zone de savane et de zone humide.

Les différences entre les classifications à l'échelle des trois zones tests et celles réalisées à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude peuvent s'expliquer par différentes raisons. Dans un premier temps, l'échantillonnage (ou les régions d'intérêts) est réalisé à partir des données provenant des deux missions de terrain menées dans la région du Parc. Pour être le plus exhaustif possible, il faudrait couvrir *in situ* l'ensemble de la zone. Or ce n'est pas réalisable en deux missions courtes, du fait de l'accès parfois difficile (pistes plutôt que routes) de certaines zones qui doivent alors être rejointes à pieds, ou du fait de terrains délicats (en milieu forestier primaire). Aussi, ces données terrain ne couvrent qu'une partie réduite de la zone. Or, lorsque l'on implémente une classification sur des données relativement concentrées dans l'espace, ces données sont ainsi extrapolées de la zone connue à l'ensemble de l'espace étudié, et cela peut alors engendrer des erreurs de classifications. Cependant, l'apport de données issues de Google Earth © permet de disposer d'une source d'information supplémentaire pour la validation terrain. Si les classifications sur les zones tests semblent être plus pertinentes (sauf pour le cas de la classe jachère de la zone test forestière),

c'est également lié à la nomenclature restreinte utilisée pour ces classifications. Plus on souhaite une nomenclature détaillée, plus cela engendre des erreurs entre les classes spectralement proches.

3.2.2.7. Validation de la classification

La matrice de confusion est un outil permettant d'estimer les erreurs dans la classification des pixels d'une image en fonction d'un fichier dit de « vérité terrain ». Cette étape de validation est indispensable pour estimer la précision de la classification et en apprécier la qualité (Congalton et Green, 1999 ; Congalton, 2001 ; Foody, 2002 ; Lillesand *et al.*, 2008). Cette matrice est à prendre avec précaution car elle dépend de la prise des échantillons qui doivent être au minimum de 30 points de contrôles (Girard et Girard, 1999), mais qui peuvent être plus ou moins nombreux en fonction des classes d'intérêts.

La matrice est composée en ligne des données issues de la classification et en colonne des données de référence ou de validation qui permettent d'apprécier les erreurs d'omissions (pixels incorrectement exclus d'une classe) et de commissions (pixels affectés incorrectement à une classe et qui en réalité appartiennent à une autre classe). Elle renseigne également sur la précision globale de la classification, qui est ici de presque 90 % (tab. 22).

Tableau 22 : Matrice de confusion de la classification par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 (valeurs en pourcentage).

Classification	Validation (à partir des données terrain)												Total
	Eau	Zone humide	Plantation de thé	Savane	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Rizières	Forêt peu dense	Cultures	Jachères	
Eau	86,67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,51
Zone Humide	0	80,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,81
Plantation de thé	0	0	86,52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,81
Savane	0	0	0	92,86	0	0	0	0	0	6,67	0	0	4,46
Sol nu à peu couvert	0	17,71	0	1,19	99,28	8,47	0	0	0	0,56	0	0	8,27
Sol nu / bâti	0	0	13,48	0	0,72	89,83	0	0	6,53	0	1,29	0	6,79
Forêt de basse altitude	0	0	0	0	0	0	90,94	0	0	0	1,94	0	12,09
Forêt de moyenne altitude	11,43	0	0	0	0	0	0	100	0	3,33	0	0,93	16,34
Rizières	1,9	2,08	0	0	0	1,69	0	0	93,47	0	0	0	11,69
Forêt peu dense	0	0	0	5,95	0	0	0	0	0	87,78	0	0	8,07
Cultures	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67	63,87	30,84	6,69
Jachères	0	0	0	0	0	0	5,66	0	0	0	32,26	68,22	6,84
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Coefficient de Kappa	0,88												
Précision globale	89,25%												

Cette matrice fournit également le coefficient Kappa, qui est un indicateur permettant d'estimer la précision de la classification en tenant compte des erreurs en lignes et en colonnes, que ce soit de manière globale ou à l'échelle de chaque classe (Girard et Girard, 1999).

$$Kappa = \frac{|N \sum_{i=1}^l x_{ii} - \sum_{i=1}^l (x_{i+} x_{+i})|}{N^2 - \sum_{i=1}^l (x_{i+} x_{+i})}$$

avec l nombre de lignes et N nombre total d'observations

Le Kappa est considéré comme excellent quand il est supérieur à 0,81 – bon entre 0,61 et 0,8 – modéré entre 0,41 et 0,6 – médiocre entre 0,21 et 0,4 – mauvais entre 0 et 0,2 et très mauvais pour les valeurs négatives (Landis et Koch, 1977).

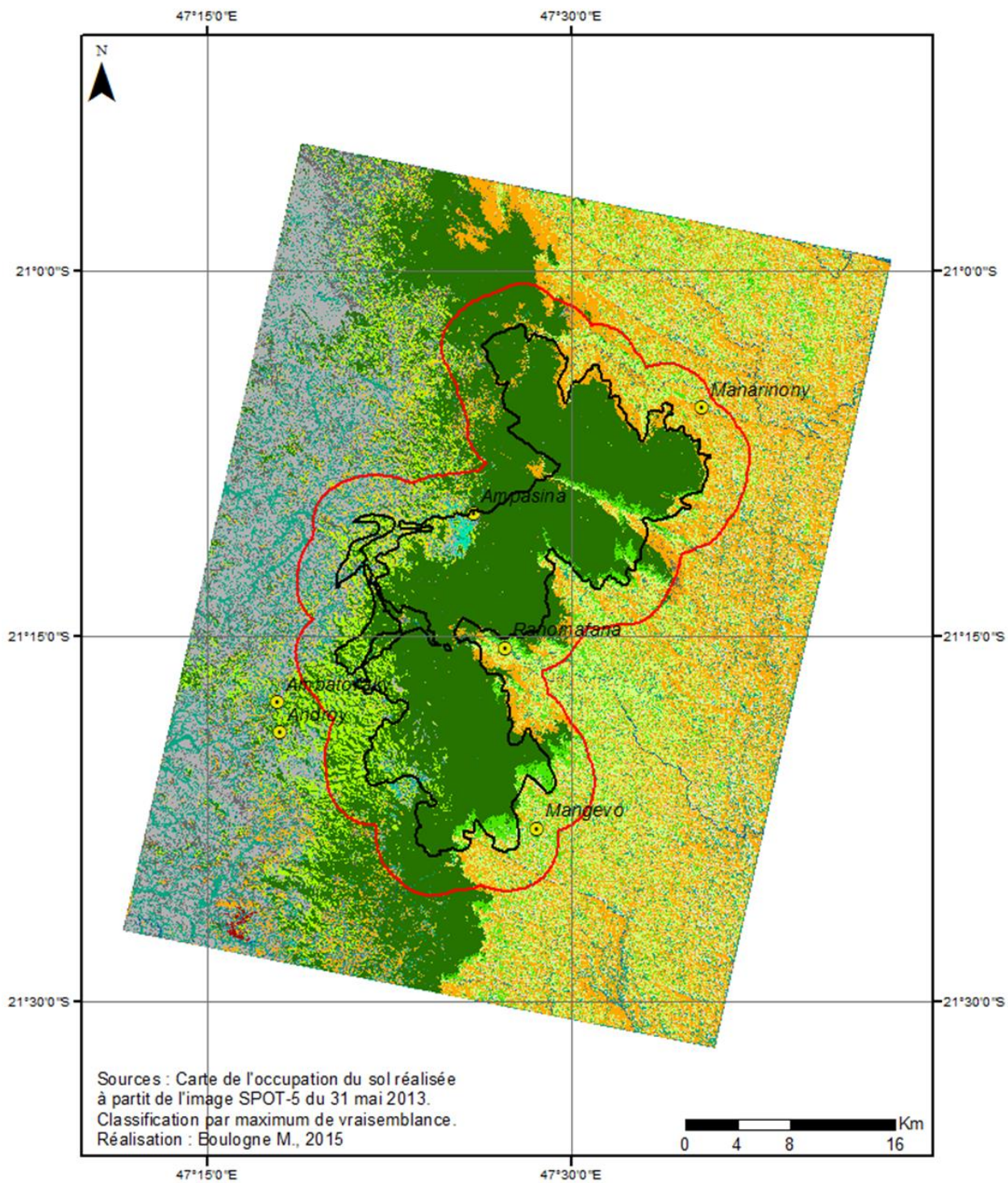
Pour la classification de l'image SPOT-5, le coefficient de Kappa équivaut à 0,88 et peut être considéré comme valide. Cependant, cet indicateur est à prendre avec précaution car le Kappa permet de quantifier les erreurs, de préciser quelles classes sont problématiques mais il ne permet pas de voir où se localisent les erreurs. Un autre indice a donc été développé par Pontius permettant de spatialiser les erreurs de classification (Pontius, 2000 ; Pontius et Millones, 2011).

Comme pour le test de séparabilité, les classes de cultures et de jachères (63 % de pixels bien classés pour la première et 68 % pour la seconde) sont difficiles à discriminer car elles se confondent. Il nous est apparu nécessaire de quand même essayer de séparer ces deux classes car les espaces de jachères représentent un enjeu puisque ce sont des parcelles ayant la possibilité d'évoluer en forêt secondaire. Les principales erreurs d'omissions et de commissions se font entre ces deux classes. La zone humide (près de 80 % de pixels bien classés) engendre des confusions avec la classe de sol nu à peu couvert et de rizières. Cela peut être lié à la similitude de ces types d'occupation du sol, puisque ce sont des milieux où la végétation est plutôt herbeuse, donc assez homogène et basse.

4. Analyse des résultats issus de la cartographie de l'occupation du sol à Ranomafana en 2013

La région du Parc de Ranomafana se compose de paysages variés et complexes, dans un contexte de relief marqué. La topographie rend d'ailleurs plus délicate la cartographie des versants exposés au sud à cause de l'ombre due à la disposition du capteur et de son angle de visée. La carte de l'occupation du sol de la région du Parc de Ranomafana (fig. 57) n'a pas permis de prendre en compte tous les types observés sur le terrain, notamment certaines cibles de conservation (forêt de bambous, forêt à Pandanus). Onze classes d'occupation du sol ont pu être discriminées sur l'image SPOT-5. L'eau a pu être détectée, lorsqu'il s'agissait de cours d'eau qui n'étaient pas sous couvert forestier. Cette classe a ainsi été sous-estimée. Les forêts de basse et moyenne altitude ont pu être détectées, notamment grâce à l'utilisation du MNT dans le processus de classification. La zone humide ayant un comportement spectral caractéristique, a pu être intégrée dans la classification. Les milieux de savanes ont également pu être discriminés même si des erreurs (moins de 7 % de pixels mal classés) de classification ont pu se produire, notamment avec les espaces considérés en « forêt peu dense ». La plantation de thé au sud-ouest de la zone d'étude a également pu être cartographiée, de même que les classes de cultures, de jachères et de rizicultures. La classe de sol nu/bâti a permis d'extraire de manière partielle les infrastructures essentiellement routières, mais il n'a pas été possible de distinguer les milieux bâtis des sols nus. Une autre classe de sol nu à peu couvert a été détectée, regroupant les milieux avec un faible taux de recouvrement végétal.

La classe constituée par les jachères représente un enjeu à Madagascar, car elles sont de potentielles forêts secondaires en croissance. Cependant, ce sont des milieux assez difficiles à discriminer radiométriquement, et notamment avec les parcelles agricoles. Ces deux classes sont soumises à une perte d'information liée à l'exposition de versants au Sud qui se retrouvent en ombre sur l'image. Une classe d'ombre de milieu de jachères et agricole a donc été cartographiée, mais il est impossible de déterminer analytiquement quel pixel d'ombre est un pixel de jachère ou de culture.



Légende

- | | | |
|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------|
| Villages | Forêt de basse altitude <800m | Cultures |
| Limites du parc de Ranomafana | Forêt de moyenne altitude >800m | Ombre cultures/jachères |
| Zone tampon à 3 km | Forêt peu dense | Rizières |
| Eau | Savane | Plantation de thé |
| Zone humide | Jachères | Sol nu à peu couvert |
| | | Sol nu / bâti |

Figure 57 : Occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana, réalisée à partir de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 grâce à une classification supervisée par maximum de vraisemblance.

En termes de répartition des surfaces (fig. 58), les classes forestières représentent près d'un tiers de la surface totale de la zone d'étude, avec 25 % pour la forêt de moyenne altitude, et un peu plus de 4 % pour respectivement la forêt de basse altitude et la forêt peu dense. Les classes d'occupation liées directement aux activités humaines à Ranomafana représentent près de 64 % de la surface de la zone d'étude totale, incluant les espaces agricoles, de jachères, les rizicultures ainsi que les sols nu/bâti. La classe sol nu à peu couvert n'est pas incluse car elle n'a pas été étudiée sur le terrain mais seulement perçue via l'apport des données Google Earth ©. Elle peut donc confondre à la fois des milieux herbeux (prairies naturelles ou non) et des sols cultivés ayant un taux de couverture au sol faible.

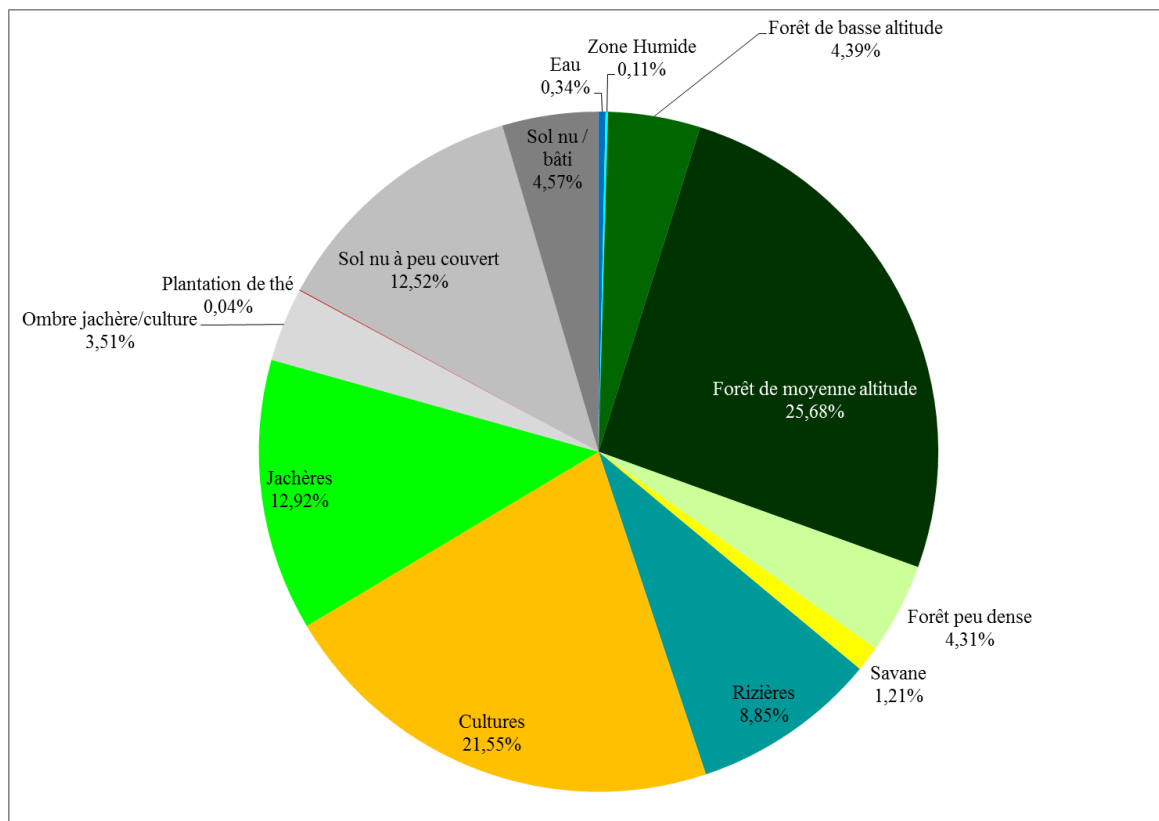


Figure 58 : Répartition des surfaces (en %) de chaque classe d'occupation du sol issue de la classification calculée sur la zone d'étude entière à partir d'une image SPOT-5 du 31 mai 2013.

Dans la zone tampon (fig. 59) à 3 km autour du Parc de Ranomafana, près de 38 % de la surface est constituée de végétation naturelle contre 61 % de types d'occupation du sol d'origine anthropique.

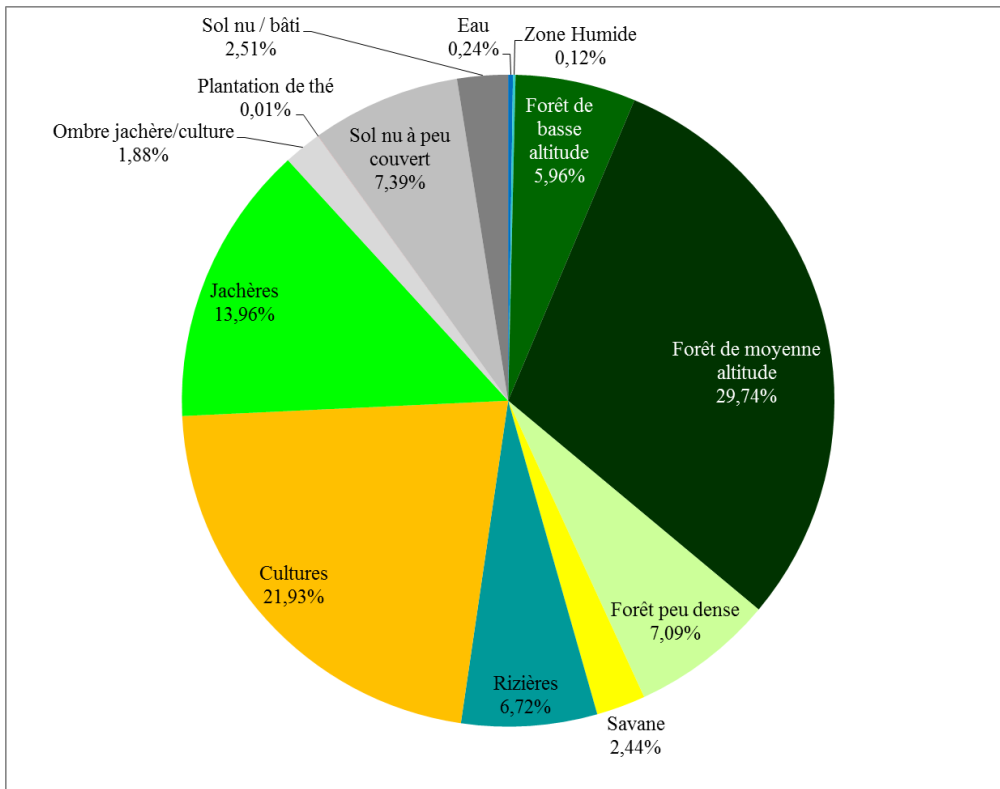


Figure 59 : Répartition des surfaces (en%) de chaque classe d'occupation du sol dans la zone tampon à 3 km autour des limites du Parc de Ranomafana.

A l'intérieur des limites du Parc, la végétation naturelle prédomine, représentant presque 88 % de la surface totale, contre un peu moins de 9 % de type d'occupation du sol lié à l'activité anthropique (fig. 60).

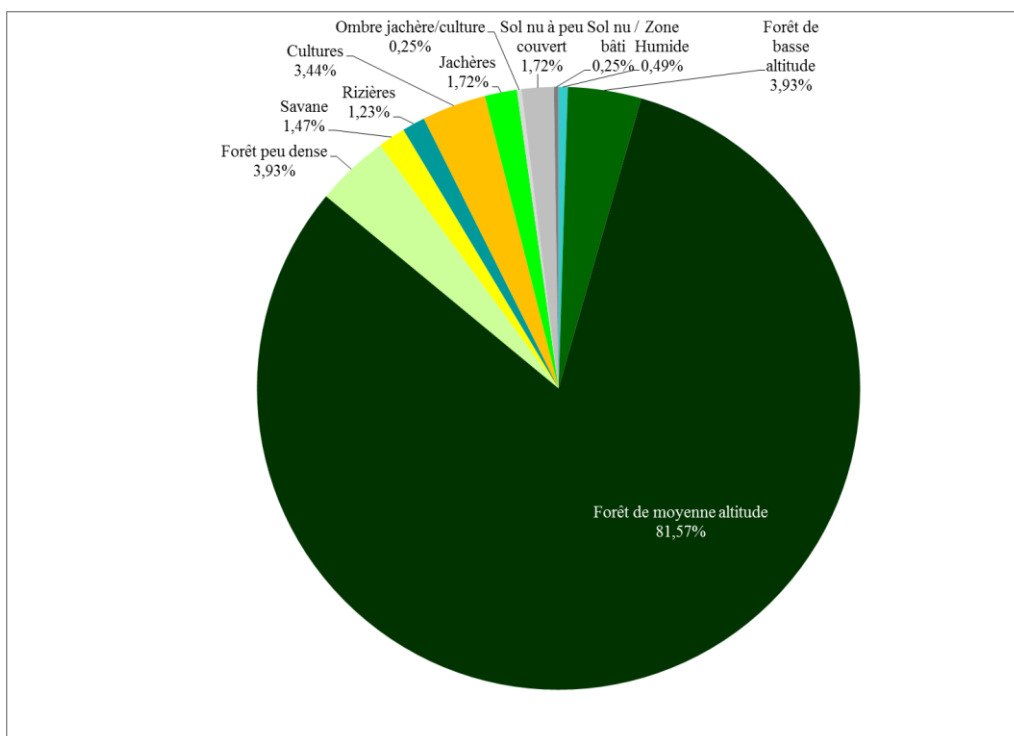


Figure 60 : Répartition des surfaces (en %) de chaque classe d'occupation du sol à l'intérieur du Parc de Ranomafana.

Les données d'altitude provenant du MNT ont été croisées avec les résultats de la classification de l'occupation du sol de l'image SPOT-5 (fig. 61).

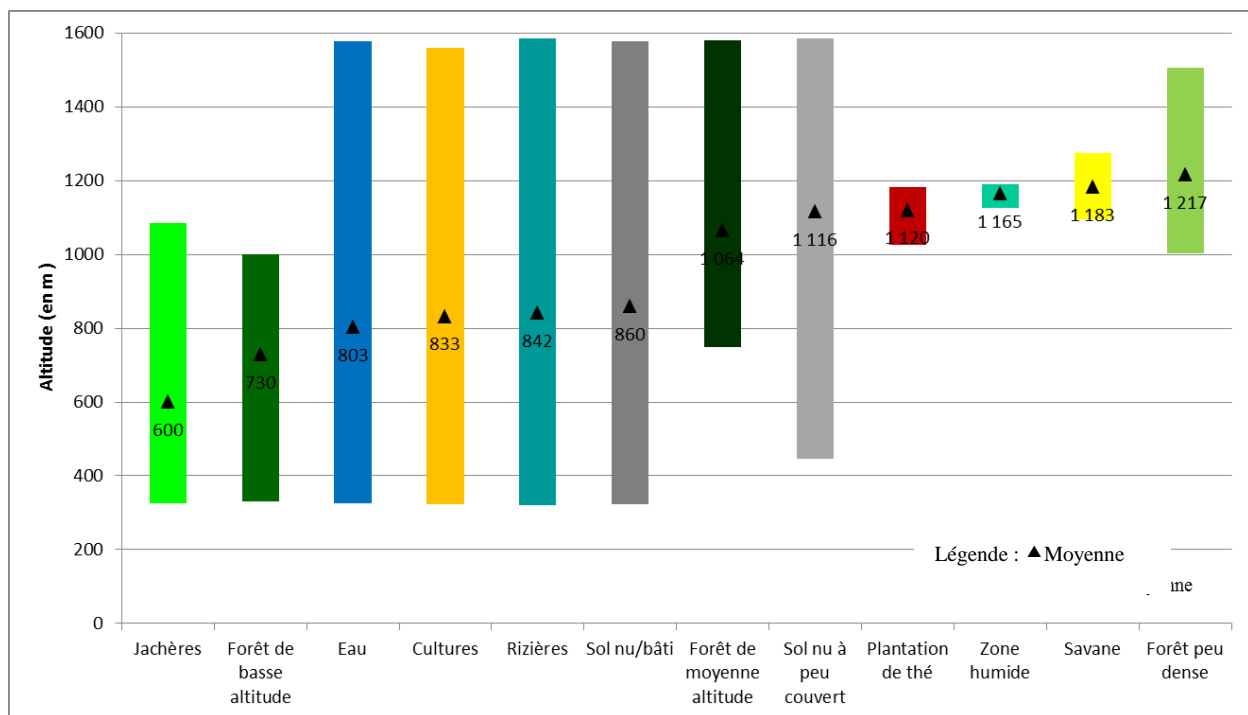


Figure 61 : Altitude minimale, maximale et moyenne pour chaque classe d'occupation du sol cartographiée (en m) sur l'ensemble de la zone d'étude.

Cette analyse laisse apparaître la répartition altitudinale de chaque classe d'occupation du sol dans la région de Ranomafana. Quatre classes d'occupation du sol sont visiblement présentes sur l'ensemble de la zone d'étude et ce, quelle que soit la tranche d'altitude, à savoir les classes de « Rizières », « Sol nu/bâti », « Cultures » et « Eau ». La classe de « Jachères » se trouve en moyenne à une altitude de 600 m et n'est pas présente au-dessus de 1000 m d'altitude. Les jachères se retrouvent essentiellement en pays *Tanala*, à l'est du Parc. La « forêt de basse altitude » se trouve à des altitudes comprises entre 330 et 1000 m avec une moyenne à 730 m tandis que la « forêt de moyenne altitude » se situe entre 750 et 1581 m avec une moyenne de 1064 m. Ces deux classes ne conservent pas bien la limite altitudinale imposée par l'utilisation du MNT dans le processus de classification. La couche MNT ayant été la seule à aider dans la délimitation de ces deux classes quasiment identiques sur le plan spectral, des erreurs de classification ont pu subsister. Les « sols nus à peu couverts » se retrouvent également dans toutes les tranches d'altitude mais sont davantage présents aux alentours des 1000 m d'altitude en moyenne. La « forêt peu dense », la « plantation de thé », les « savanes » ainsi que les « zones humides » se retrouvent exclusivement à des altitudes supérieures à 1000 m, sachant que ces classes sont plutôt localisées à l'ouest du Parc, en pays *Betsileo*.

Il semble ainsi y avoir une concordance entre les types d'occupations du sol et leur altitude moyenne. Cependant, en lien avec les erreurs de classification que l'on a pu observer précédemment, ces valeurs moyennes d'altitudes restent seulement un indicateur.

L'occupation du sol selon l'éloignement au Parc (fig. 62) montre une très nette diminution des milieux forestiers en dehors de l'Aire Protégée. Au sein du Parc, les forêts de basse et moyenne altitude représentent plus de 85 % de la surface, un peu moins de 36 % dans la marge comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, plus de 24 % dans la marge entre 3 et 5 km et plus que

14 % au-delà de 5 km. Cela représente une baisse de plus de 83 % de la surface forestière en moins de 10 km de distance.

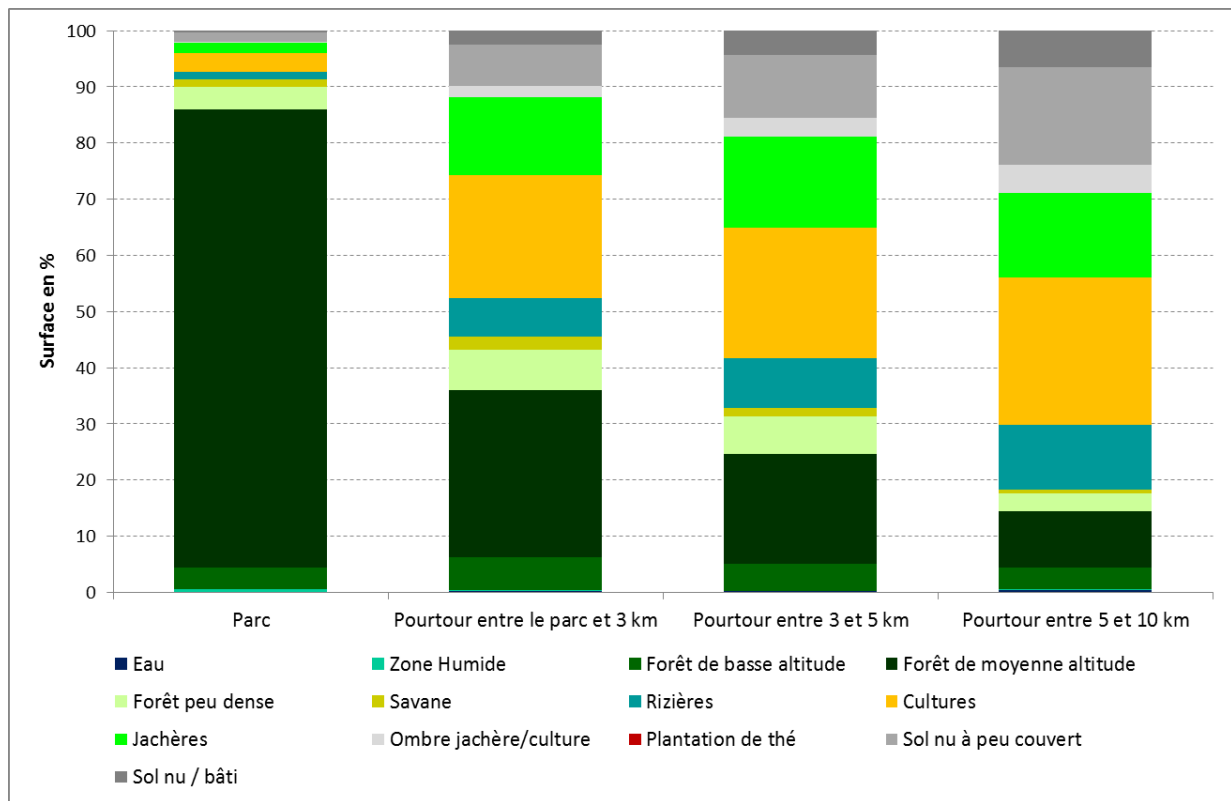


Figure 62 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol dans les différents sous espaces de la zone d'étude : le Parc de Ranomafana, la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, la zone comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.

A l'inverse, la classe de cultures voit sa surface augmenter au fur et à mesure que l'on s'éloigne des limites du Parc, mais cette croissance se fait dans des proportions moindres que la diminution des surfaces forestières : au sein du Parc, ce type d'occupation du sol ne concerne que 3 % de la surface, tandis qu'en dehors, il représente entre 22 et 26 % de la surface selon le sous-espace étudié. De même, pour les espaces en jachères, les surfaces passent de 1,7 % au sein du Parc à entre 14 à 16 %. La riziculture est une classe occupant une place plus importante dans le sous-espace au-delà de 5 km des limites du Parc, avec moins de 12 % de la surface de cette sous-zone.

5. Synthèse et conclusion du deuxième chapitre

Si l'on veut comparer ces résultats avec les caractéristiques relevées à des échelles supérieures, il convient de regrouper certaines classes d'occupation du sol. Le résultat issu de la cartographie de l'image SPOT-5 a donc été mis en relation avec d'autres cartographies de la végétation existante, réalisées à l'échelle du globe (fig. 63). La zone d'étude a été extraite de chaque cartographie existante afin de pouvoir comparer les différentes surfaces. Les classes de chaque type de données ont été rassemblées en « grands ensembles » afin de faciliter leur comparaison.

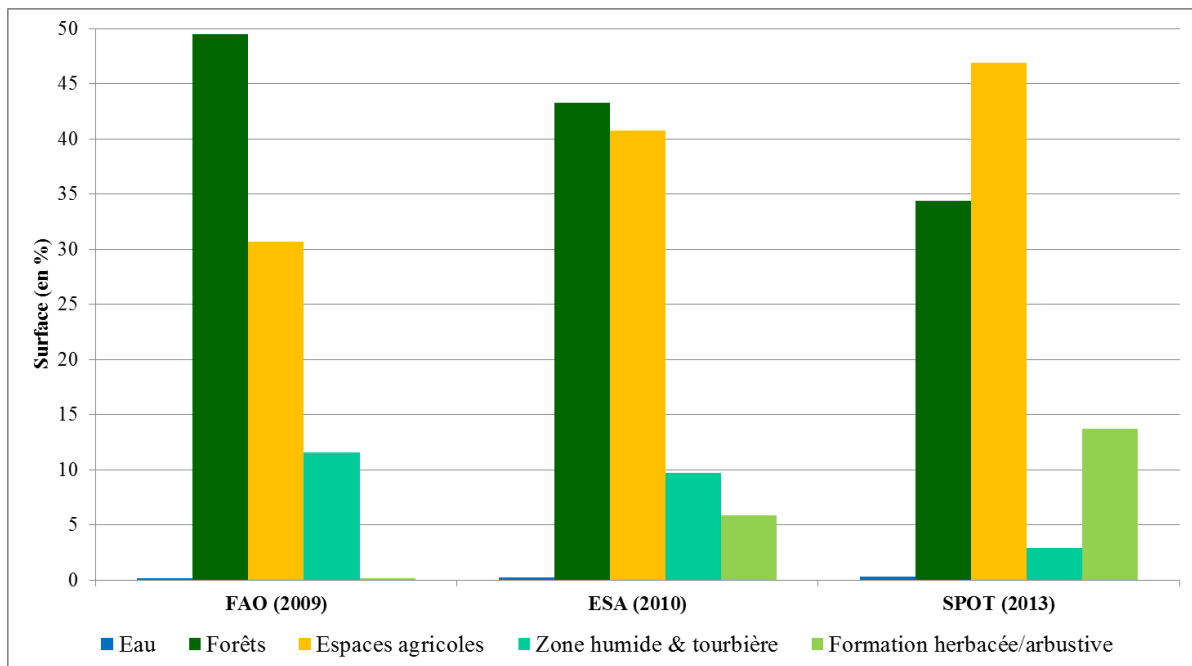


Figure 63 : Comparaison des grands ensembles végétaux cartographiés à partir de trois sources différentes : la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, les données issues du GlobCover Africa et rendues disponibles par la FAO (2009) et les données cartographiques du CCI ESA (2010).

Pour ce qui est des zones en eau, il n'y a pas de différences remarquables entre ces trois sources de données. Pour les espaces de zones humides/tourbières, les données de la FAO et de l'ESA sont relativement concordantes. Dans le cas de l'image SPOT, la zone humide qui a été détectée représente un peu moins de 3 % de la surface de la zone et il n'y a pas de classe de tourbières renseignée. Cette différence s'explique en partie par le fait que sur les cartes de la FAO (fig. 64) et de l'ESA (fig. 65), les espaces rizicoles *Betsileo* sont considérés en zone humide ou de tourbière.

Pour les classes forestières (regroupant toutes les classes composées uniquement de forêts, qu'elles soient décidues ou sempervirentes), la cartographie issue de l'image SPOT-5 évalue la superficie forestière à 34 % de la zone d'étude, alors que pour la FAO, cela représente presque 50 % du territoire et pour la carte de l'ESA, environ 43 %.

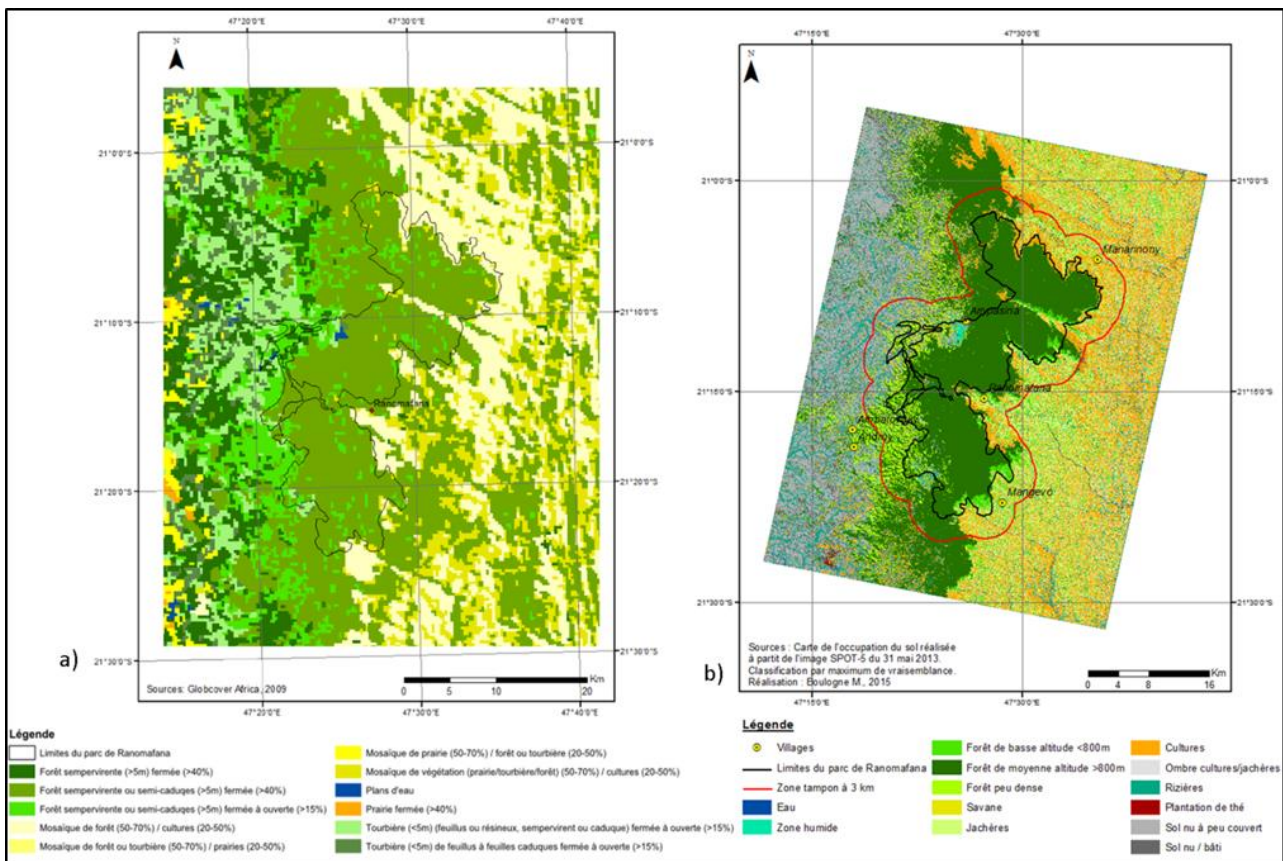


Figure 64 : Carte de l'occupation du sol issue du GlobCover Africa (2009) mise à disposition par la FAO ; réalisée à partir de données ENVISAT MERIS à 300 m de résolution spatiale et b) carte de l'occupation du sol réalisée à partir des données SPOT-5 en 2013.

La carte de la FAO ne distingue quasiment pas d'espaces agricoles, à part dans des classes de mosaïques de différents types de végétation. Tandis que sur la cartographie issue des données SPOT-5, la surface représentée par les jachères et cultures représente 46 % contre 36 % pour la carte de l'ESA. Les classifications dépendent également du contexte dans lequel elles ont été réalisées. Si le but est d'avoir une carte de la végétation naturelle, l'accent est mis sur ces espaces. Dans notre cas, la carte issue des données SPOT-5 donne un aperçu des états de surfaces à un temps t, pouvant servir de base à la gestion du territoire de la région du Parc de Ranomafana. La carte de la FAO distingue cependant tout de même une classe de mosaïque de cultures et de végétation naturelle couvrant 34 % du territoire.

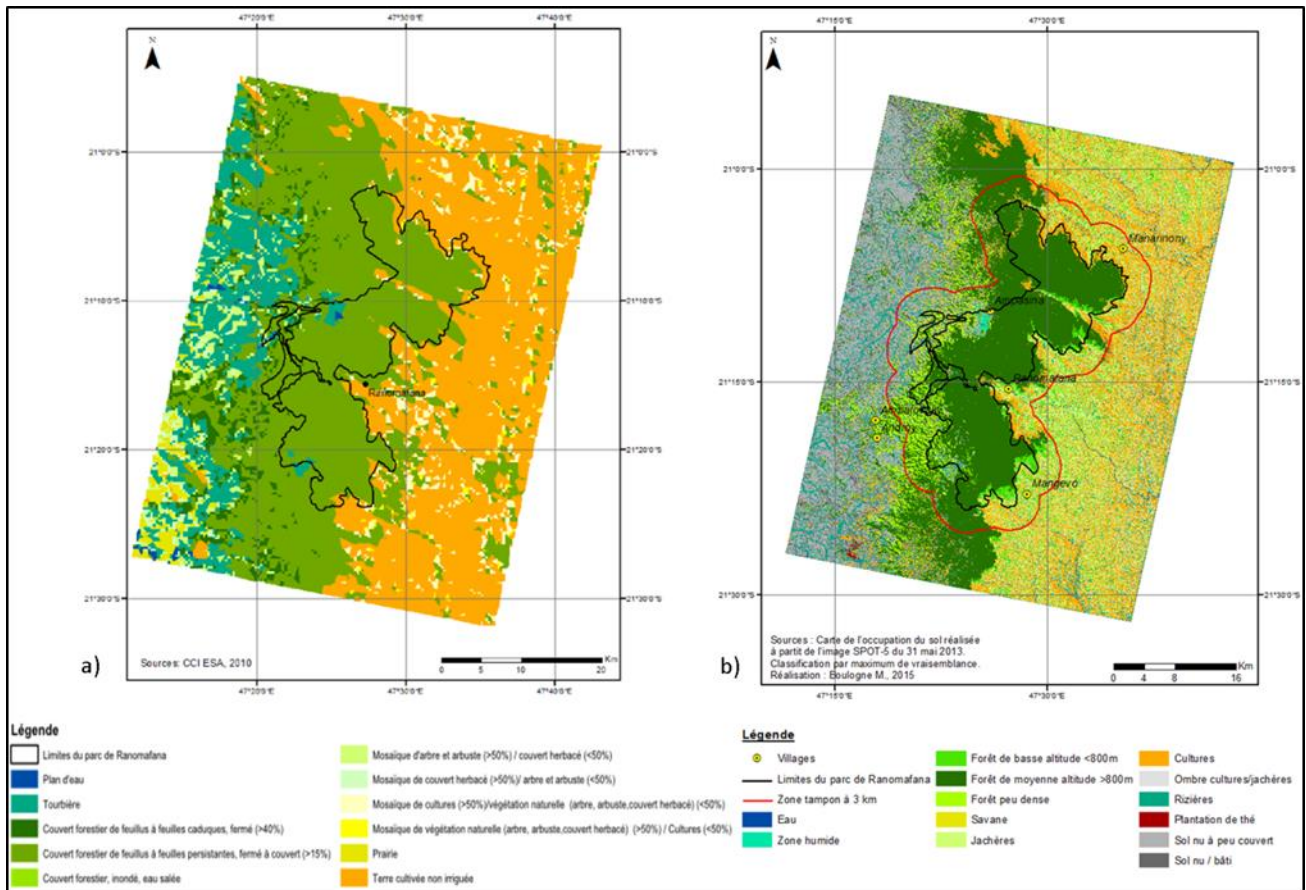


Figure 65 : a) Carte de l'occupation du sol issu des données CCI ESA et b) carte de l'occupation du sol réalisée à partir des données SPOT-5 en 2013.

La donnée haute résolution SPOT-5 permet de discriminer plus finement l'occupation du sol par rapport aux autres documents existants, même si des limites intrinsèques liées à la donnée persistent : d'une part, la nébulosité oriente fortement la période d'acquisition des images satellitaires sur la saison moins humide ; d'autre part, la résolution spatiale de 10 m n'a pas permis de discriminer toutes les classes faisant l'objet d'une priorité de conservation (forêt de bambous et forêt de Pandanus). Cette carte, qui prend cependant en compte les spécificités du site de Ranomafana, peut en revanche bien constituer un outil de base d'aide à la décision pour les gestionnaires du Parc.

Cette carte servira également de base pour la suite des analyses, notamment pour le suivi des dynamiques d'occupation du sol et de la déforestation, réalisées à partir des données LANDSAT, mais aussi pour comprendre les comportements phénologiques ensuite analysés à partir des données MODIS.

CHAPITRE 3 : Dynamiques paysagères dans la région du Parc de Ranomafana analysées entre 1989 et 2013 à partir de l'imagerie satellitaire LANDSAT

Dans la région du Parc de Ranomafana, le suivi des dynamiques d'occupation du sol constitue un enjeu pour la préservation des milieux naturels et surtout des milieux forestiers. En effet, ce sont ces derniers qui sont les plus menacés par les pratiques anthropiques. La conversion de terres forestières en terres agricoles ou en sols nus, joue un rôle dans la libération du carbone dans l'atmosphère, mais également dans la régulation du cycle hydrologique et des conditions climatiques locales, et régionales. Il est donc important, dans un contexte actuel de changements globaux, climatiques et anthropiques, de pouvoir identifier à la fois les tendances paysagères et les milieux les plus vulnérables aux changements.

Dans ce chapitre, l'objectif est double : 1) évaluer l'impact des activités anthropiques sur l'évolution des paysages forestiers de la zone d'étude, et 2) mieux cerner les espaces les plus vulnérables pour aider à la mise en place de plans de gestion pour leur préservation.

De par leur profondeur temporelle, leur variété de bandes spectrales (du visible au thermique), le temps de revisite des satellites (16 jours), et leur acquisition aisée (téléchargeables facilement sur des portails internet), les données provenant des satellites LANDSAT sont parfaitement adaptées au suivi des dynamiques d'occupation du sol sur des périodes s'échelonnant sur plusieurs décennies (Oszwald *et al.*, 2010 ; Margono *et al.*, 2012 ; Grinand *et al.*, 2013 ; Ferreira *et al.*, 2015 ; Potapov *et al.*, 2015 ; Rufin *et al.*, 2015). Les premières données issues des capteurs embarqués par ces satellites sont en effet accessibles depuis le lancement de LANDSAT-1 en 1972. Pour notre étude, et sur le thème abordé, les données disponibles et exploitables ne débutent qu'à partir de la fin des années 80. Avant cette date, peu d'images sont disponibles ou bien la nébulosité rend inutilisable les données radiométriques.

Ainsi, à partir de données LANDSAT, et sur trois décennies depuis le début des années 90, nous cherchons plus **particulièrement à apprécier et quantifier les dynamiques paysagères forestières et agro-culturelles opérées dans la région du Parc de Ranomafana**. Par ailleurs, nous cherchons également à mettre en lumière **l'impact et le rôle de la mise en place d'une aire protégée (1991) sur la préservation des milieux d'intérêts**, en essayant de mieux cerner, définir et comprendre les trajectoires paysagères observées ces dernières décennies.

1. Acquisition et prétraitements des données LANDSAT

1.1. Choix et acquisition des données

Parmi toutes les données satellitaires haute résolution disponibles (SPOT, LANDSAT, C-BERS...), c'est-à-dire en dessous de 30 m de résolution spatiale, les images satellitaires LANDSAT ont été retenues pour constituer la base de données d'images d'archives, du fait de leur longue période d'observation. L'ancienneté d'acquisition de ces données permet d'avoir un recul temporel suffisant lorsqu'on cherche à définir et comprendre les dynamiques d'occupation du sol. Dans le cas de notre zone d'étude (avec les coordonnées techniques *Path 158, Row 75*), les premières images disponibles (mais non exploitables) datent de 1972. La fauchée des données LANDSAT permet de couvrir une surface au sol de 34 225 km² (185 x 185 km). Chaque pixel ayant une résolution spatiale de 30 m par 30 m permet de couvrir une surface 900 m² et apporte de surcroît une capacité de discrimination des unités paysagères observées importante et, le plus souvent, largement suffisante dans le cadre des objectifs d'observation géo-environnementale (Oszwald *et al.*, 2009).

Les images utilisées ont été acquises gratuitement sur les sites GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov/>) et Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Les images issues des premiers satellites (LANDSAT-1, 2 et 3) disposent de 4 bandes spectrales (bleu, vert, rouge et proche infrarouge),

d'une résolution spatiale de 80 m et d'une fréquence temporelle de 18 jours. LANDSAT-4 et 5, lancés respectivement en 1982 et 1984, disposent quant à eux de 7 bandes spectrales : bleu, vert, rouge, PIR, MIR, IR thermique et IRM. La résolution spatiale a été améliorée par rapport aux capteurs précédents puisqu'elle est de 30 m pour 6 des bandes et de 120 m pour l'infrarouge thermique. La répétitivité temporelle a également été légèrement améliorée avec un cycle de 16 jours. En 1999, LANDSAT-7 ETM+ est lancé, conservant la résolution temporelle, la résolution spectrale, mais disposant en plus d'une bande panchromatique (PAN) permettant d'améliorer la résolution spatiale à 15 m. La résolution spatiale de l'IR thermique est améliorée à 60 m (Chander *et al.*, 2009). Depuis mai 2003 (Storey *et al.*, 2005), ce capteur est victime d'une défaillance au niveau du système optique SLC (*Scan Line Corrector*). A partir de cette date, toutes les images sont bruitées et présentent des rayures qui couvrent parfois près de 22 % de l'information contenue sur chaque image (Arvidson *et al.*, 2006). LANDSAT-8 OLI a été lancé en février 2013. Le choix a été fait par les agences porteuses du projet LANDSAT (USGS, NASA) de conserver la résolution spatiale de 30 m ainsi que les 7 bandes spectrales auxquelles sont ajoutées une bande « Aérosols », destinée aux corrections atmosphériques, ainsi qu'une bande « Cirrus », pour la détection des nuages.

En contexte de milieu forestier tropical, il est assez difficile d'acquérir des données dénuées de couverture nuageuse. Cette dernière est donc un des principaux critères de sélection des données retenues. Les images disponibles (355 images) ont toutes été visionnées sur le site GLOVIS (fig. 66) et leur nébulosité a été prise en compte, ainsi que le satellite de prise de vue, pour la sélection des images intégrées dans notre base de données.

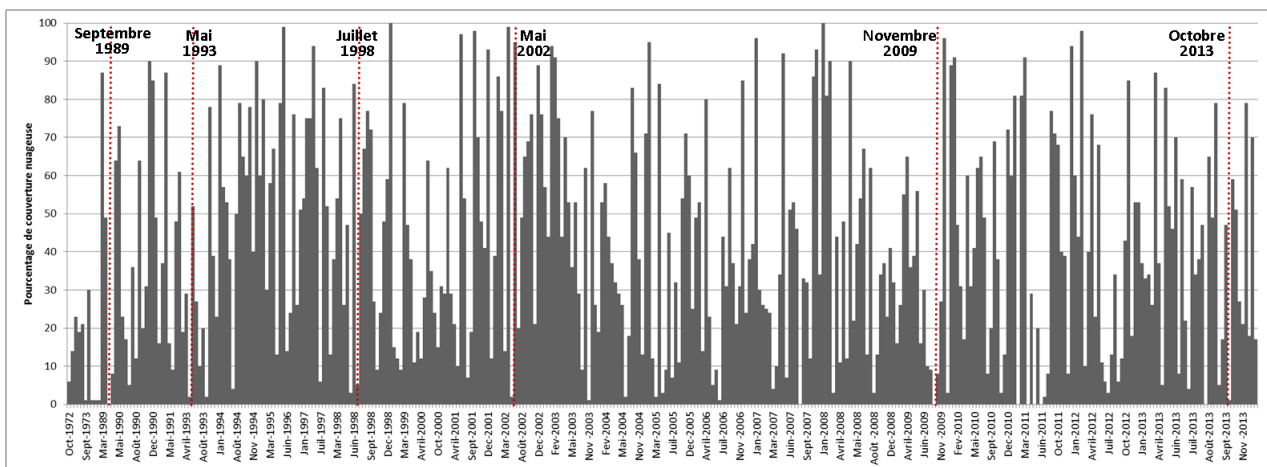


Figure 66 : Graphique du pourcentage de couverture nuageuse pour les images LANDSAT (tous satellites confondus) disponibles sur GLOVIS entre 1972 et 2013, et images retenues (en pointillés rouges).

Nous disposons ainsi de données sélectionnées sur la période allant de 1989 à 2013 avec : 4 images acquises par le satellite LANDSAT-5 (en 1989, 1993, 1998 et 2009), une image en 2002 par LANDSAT-7 et une image en 2013 par LANDSAT-8 (tab. 23). Même si des méthodes de *gap-filling* (remplir les données manquantes) ont été développées (Chen *et al.*, 2011 ; Helmer *et al.*, 2012 ; Zhu *et al.*, 2012) de LANDSAT-7 après 2003, ces données n'ont pas été utilisées. En effet, afin de combler les lacunes, il est généralement nécessaire de trouver au moins deux images acquises de manière rapprochée dans le temps, chose relativement peu aisée en milieu tropical humide, principalement à cause de la nébulosité mais également à cause des caractéristiques propres à chaque prise de vue (angle d'incidence, heure de passage du satellite, saison).

Tableau 23 : Images LANDSAT retenues pour analyses après sélection et présentation de leurs principales caractéristiques radiométriques (les tirets correspondent aux bandes absentes dans certains capteurs).

Satellite LANDSAT	Date	Bandes spectrales disponibles et résolutions spatiales (en m)								
		% de nébulosité	VIS (B,V,R)	PIR	MIR	IR thermique	Moyen IR	PAN	Aérosols	Cirrus
TM 5	20/09/89	0								
	26/05/93	2								
	11/07/98	5	30	30	30	120	30	-	-	-
	14/11/09	8								
ETM 7	27/05/02	2	30	30	30	60	30	15	-	-
OLI 8	08/10/13	1	30	30	30	30	30	15	30	30

Les images sont acquises à différentes saisons de l'année : deux images se situent au début de la saison humide, à savoir celle de novembre 2009 et d'octobre 2013, deux images se situent en début de saison sèche (mai 1993 et mai 2002), une est acquise en pleine saison sèche (juillet 1998) et une en fin de saison sèche (septembre 1989).

La grande variété des mois durant lesquels ces données ont été acquises influence le potentiel artefact dû à la nébulosité de chaque image, et ainsi la réflectance des objets observés. En effet, en fonction des années, des saisons, mais aussi des mois, l'activité chlorophyllienne est plus ou moins forte selon les espèces végétales. Or cette activité différente influence directement la signature spectrale des unités végétales que l'on mesure à partir des capteurs satellitaires. L'influence de cette variabilité de l'activité chlorophyllienne est tout particulièrement sensible dans certaines longueurs d'ondes, notamment dans le PIR et le MIR. Cette variabilité pourrait donc induire des erreurs dans l'observation des dynamiques paysagères et des changements d'usages des sols pour tous les types de végétation. C'est par exemple le cas des plantations de thé qui, en fonction de la saison, de la plus ou moins grande maturité interannuelle des plantes ou des dates des récoltes chaque année, pourront apparaître avec des réflectances plus ou moins fortes : notamment dans le PIR, très faibles après les récoltes, ou très forte au moment de la maturité des plantes.

Le choix des images retenues a été guidé d'une part par la date de mise en place du Parc. En effet, l'idée étant d'évaluer l'impact de la protection des milieux forestiers à Ranomafana, il paraît important de disposer de données antérieures au classement en zone protégée. Malheureusement, une seule image en 1989 était disponible et exploitable. L'image de 2013 a été choisie car correspond à l'année de la première mission terrain, il n'a pas été possible d'avoir une image correspondant exactement à la mission. Pour les autres dates (1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009) l'idée était de pouvoir réaliser un suivi temporel régulier de l'occupation du sol. Les images disponibles et exploitables n'étant pas à des pas de temps régulier, le principal critère de choix était la nébulosité sur l'image.

1.2. Prétraitements des données

Les images LANDSAT ont été téléchargées en niveau de correction appelé L1T (*Standard Terrain Correction*). Ce niveau fournit des corrections radiométriques et géométriques systématiques en intégrant des points de contrôle au sol et en utilisant un MNT pour corriger les effets topographiques (USGS, 1998). Cependant, d'autres corrections principalement radiométriques et géométriques doivent être appliquées avant de pouvoir utiliser ces données.

1.2.1. Corrections radiométriques

Etant donné l'objectif de réaliser un suivi multi temporel de l'occupation du sol, les corrections atmosphériques et radiométriques sont nécessaires avant de pouvoir traiter les données (Song *et al.*, 2001), pour les comparer à un même niveau de référence. L'utilisation d'images issues de différents capteurs (LANDSAT TM, ETM et LANDSAT-8 OLI) justifie d'autant plus d'appliquer ces corrections.

Le protocole de correction est le même que celui utilisé pour les données SPOT-5, hormis pour la première étape qui consiste à passer des valeurs brutes des pixels de l'image à la luminance. Cette dernière sera donnée par la formule suivante, proposée par Chander *et al.* (2003, 2007) :

$$L_{\lambda} = \left(\frac{L_{MAX_{\lambda}} - L_{MIN_{\lambda}}}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \right) * (Q_{cal} - Q_{cal\ min}) + L_{MIN_{\lambda}}$$

Où L_{λ} correspond à la bande spectrale brute convertie en luminance, $L_{MAX_{\lambda}}$ et $L_{MIN_{\lambda}}$ sont les luminances maximum et minimum de la bande spectrale, fournies dans les métadonnées LANDSAT, $Q_{cal\ max}$, $Q_{cal\ min}$ correspondant aux valeurs Q_{cal} donnée dans les métadonnées et Q_{cal} correspondant à la bande brute que l'on veut corriger.

Après le passage des comptes numériques de l'image brute en luminance, tout comme pour les données SPOT, il faut ensuite passer de ces valeurs de luminance en réflectance exo-atmosphérique puis en réflectance au sol. Une fois les corrections effectuées, les valeurs des pixels ne sont plus des comptes numériques bruts mais des pourcentages de réflectance au sol.

1.2.2. Corrections géométriques

Les images LANDSAT sont téléchargées en format L1T et sont donc déjà projetées en coordonnées UTM WGS84. Il n'est donc pas nécessaire de les projeter ou de leur attribuer un système de coordonnées. Cependant, comme les images disponibles ont été acquises à différentes dates et par différents capteurs, il est nécessaire de les rendre strictement superposables les unes par rapport aux autres afin de pouvoir travailler sur une approche multi temporelle et de limiter les erreurs dans les intercomparaisons. Dès lors, ces superpositions engendrent une nouvelle déformation spatiale des images. Cette déformation est néanmoins réduite. Elle implique un calage des images entre elles réalisé à partir de points d'amers (fig. 67). Nous avons utilisé des croisements de routes et des points remarquables, parfois certains bâtiments, toujours aisément repérables sur les six images étudiées. L'image de base retenue est celle de 2009. En fonction du nombre et de la répartition spatiale de ces points d'amers, l'image sera plus ou moins bien superposable à une autre en fonction des espaces. Pour chaque année, 14 points de calage ont été créés.

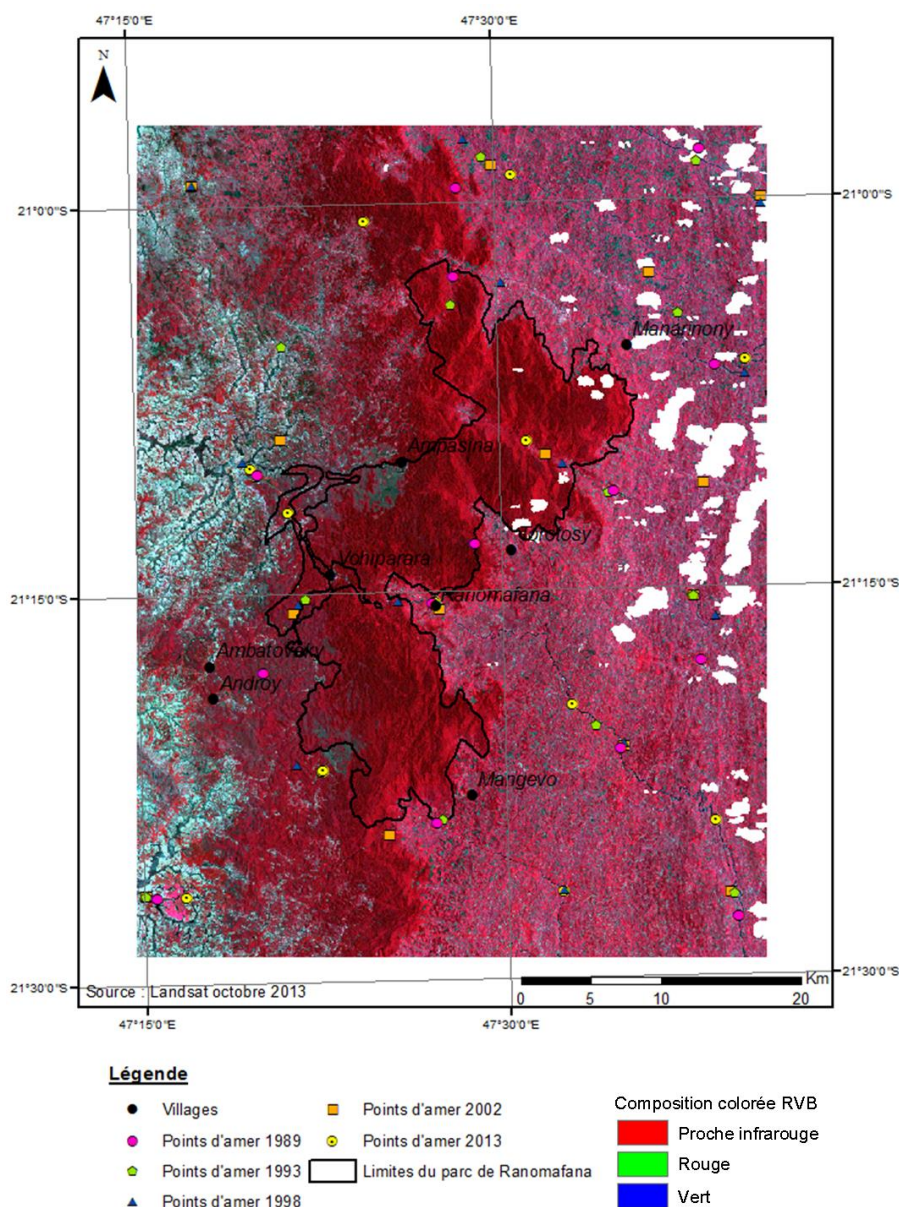


Figure 67 : Répartition spatiale des points d'amer utilisés pour le calage des 6 images entre elles avec l'image Landsat 2009 comme image de référence.

1.2.3. Prise en compte de la couverture nuageuse

Chaque image présente des zones nuageuses (tab. 24) qu'il faut prendre en compte dans l'analyse. Même si des méthodes quasi automatiques pour la détection de nuages existent (Oreopoulos *et al.*, 2011), des masques sont réalisés manuellement pour supprimer les zones ennuagées et éviter ainsi des erreurs dans la prise en compte de l'ombre portée des nuages (risque de confusion avec les ombres liées aux versants des pentes).

Tableau 24 : Surface nuageuse (en km² et %) pour chaque image LANDSAT analysée sur la zone d'étude (surface totale de 2494 km²).

Surface nuageuse	1989	1993	1998	2002	2009	2013	Total de surface nuageuse
km ²	94,34	0	178,74	43,13	88,32	226,57	554,5
%	3,7	0	7,1	1,7	3,5	9	22

Afin de limiter les perturbations dans les traitements postérieurs, l'ensemble des masques de chaque image a été fusionné pour constituer le masque total. En tout, 22 % de la zone d'étude ont ainsi dû être masqués (fig. 68), soit une surface de 554,5 km².

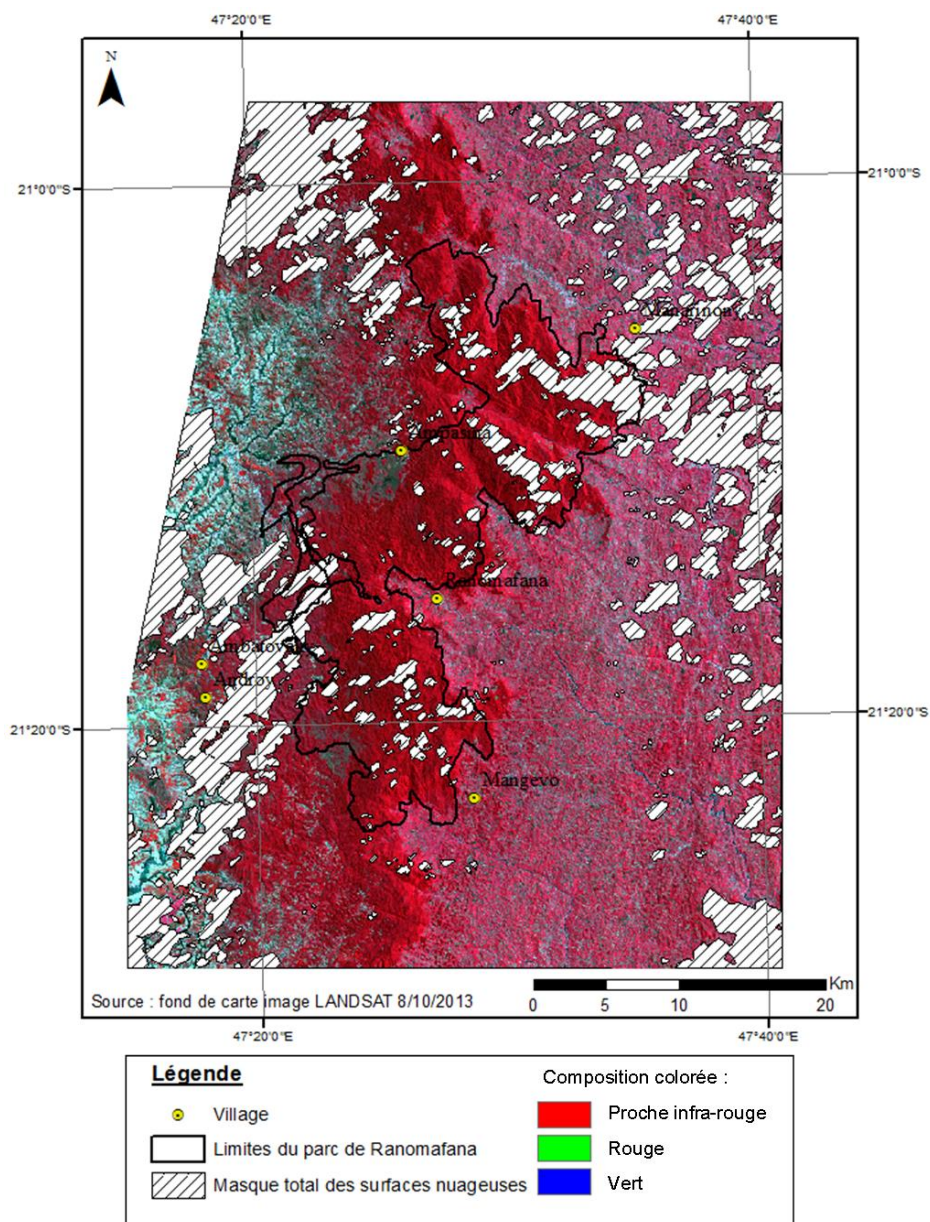


Figure 68 : Répartition du masque total de la couverture nuageuse sur la zone d'étude. Les masques ont été réalisés sur chaque image LANDSAT puis combinés en une seule couche.

1.3. Méthodologies pour le suivi des dynamiques paysagères à Ranomafana

1.3.1. Choix de la démarche analytique pour le suivi des différents types d'occupation du sol à Ranomafana

Pour chaque image LANDSAT, une base de données comprenant cinq bandes spectrales (bleu, vert, rouge, PIR et MIR), deux indices de végétation (NDVI et NDWI), le MNT ainsi que l'indice TPI est créée afin d'appliquer les algorithmes de classifications.

Après l'acquisition et les prétraitements des données, le choix d'une méthode de classification adéquate est nécessaire. **Dans un premier temps, une méthode de classification non supervisée a été envisagée**, du fait qu'un des objectifs était de disposer de cartographies binaires (forêt/non

forêt) permettant de suivre l'évolution de la couverture forestières dans la région du Parc de Ranomafana. L'algorithme ISODATA (Tou et Gonzalez, 1974) a donc été appliqué à la base de données LANDSAT 2013. Cet algorithme est de type K-mean permettant de déterminer des classes en partitionnant et/ou regroupant les pixels d'une image. Cette technique a l'avantage de stabiliser le nombre de classes lorsque le centre gravitationnel des classes ne peut plus être partitionné (Gond *et al.*, 2013). Cependant, le premier résultat obtenu donnait une classification ne se basant quasiment que sur le MNT, ne mettant ainsi en évidence que l'étagement de la végétation. Aussi, pour les tests suivants, les données MNT et TPI ont été enlevées de la base. Par la suite, plusieurs tests de classification ont été lancés en changeant les paramètres d'entrée (nombre de classes désirées, nombre d'itérations) et à chaque fois, les tests montraient des résultats peu pertinents. Cette méthode de classification non supervisée n'a donc pas été retenue, car ne permettant pas de classer et de distinguer les milieux forestiers, les espaces de jachère et les cours d'eau.

Une méthode de type supervisée (basée sur l'utilisation d'échantillons observés sur le terrain) **a donc été privilégiée pour le suivi de l'évolution de la couverture forestière** (fig. 69). Pour l'année 2013, l'échantillonnage a pu être réalisé à partir des données terrain de la même année. Pour les années antérieures, les échantillons ont été sélectionnés par correspondance spectrale, c'est-à-dire que la réflectance spectrale des objets de chaque classe d'occupation du sol observée en 2013 a servi de base pour la détection de ces mêmes classes pour les années antérieures.

Théoriquement, les parcelles d'entraînement ou ROI, doivent comporter un nombre de pixels supérieur à 10 fois le nombre de canaux ; par exemple, pour une image de 5 bandes, le nombre minimum de pixels d'échantillons doit être supérieur ou égal à 50 (Girard et Girard, 1999). De plus, ces parcelles doivent être réparties de la manière la plus homogène possible, quand cela est possible. Nous disposons de 429 point GPS issus de la mission de terrain effectuée en mars 2013 et de 174 points constitués lors de la seconde mission, en avril 2014.

La validation des cartographies obtenues se fait grâce à l'indice de Kappa qui se calcule en comparant la carte théorique avec des données de validation terrain (Girard et Girard, 1999). En fonction de la valeur de cet indice, la carte est considérée comme « valide » (si indice > 0,61), même si parfois des erreurs peuvent persister (Landis et Koch, 1977) Si la carte n'est pas validée, on reprend alors l'échantillonnage et la classification jusqu'à obtenir un Kappa correct.

Après validation de la carte, on crée une image binaire en deux classes, forêt et non forêt. Le fait de disposer de cartographies binaires va permettre d'évaluer l'évolution des surfaces forestières entre les six dates et de spatialiser ces dynamiques. Le croisement des cartes de forêt des différentes années entre-elles permet aussi de réaliser des cartographies dynamiques de ces évolutions. A partir de méthodes géostatistiques, il est alors possible d'obtenir des statistiques sur les évolutions spatio-temporelles de la forêt du Parc de Ranomafana.

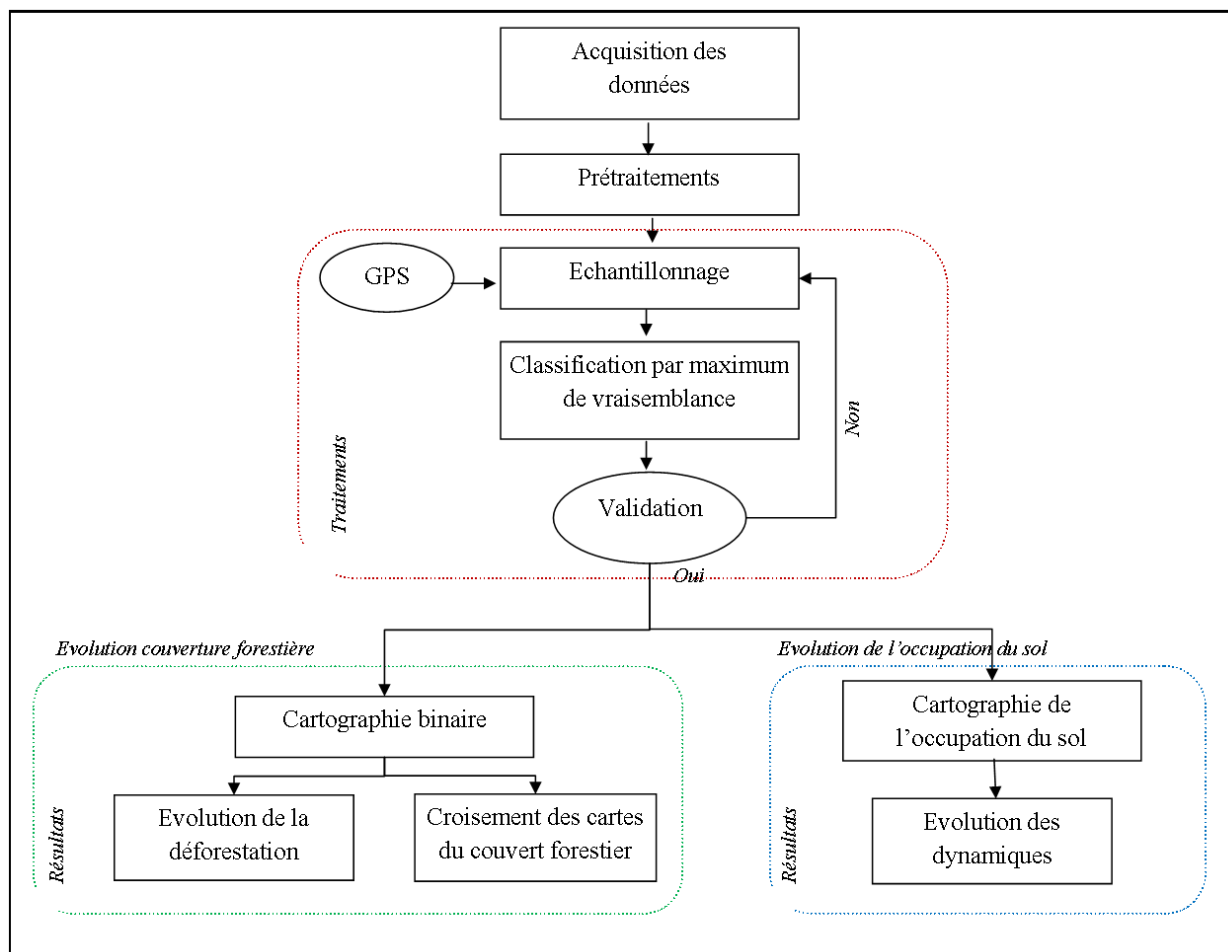


Figure 69 : Méthodologies pour le traitement des six images LANDSAT pour le suivi du couvert forestier ainsi que pour la cartographie plus détaillée de l'occupation du sol.

Tout comme pour le suivi de la couverture forestière, une méthode de classification par maximum de vraisemblance est utilisée sur l'image LANDSAT de 2013, en ayant recours aux données terrains pour la cartographie des différents types d'occupation du sol. Des correspondances spectrales sont ensuite établies pour les dates antérieures. La validation des classifications est plus complexe étant donné le nombre de classes à détecter (douze classes définies dans le chapitre précédent) car cela peut engendrer de nombreuses confusions entre les classes aux caractéristiques spectrales similaires et nécessiter de regrouper certaines classes entre elles. Ces classes correspondent aux éléments paysagers décrits précédemment, c'est-à-dire :

- **des classes de milieux forestiers** : forêt de basse altitude, forêt de moyenne altitude ;
- **des classes de milieux peu ou non anthropisés** mais soumis à des pressions : savane, zone humide ; espaces en eau ;
- **des milieux anthropisés** : rizicultures, jachères, cultures, plantation de thé, forêt peu dense issue de plantation, sol nu / bâti, sol nu à peu couvert.

D'autres méthodes de classifications ont également été envisagées et testées. La classification supervisée par maximum de vraisemblance est retenue, comme pour la cartographie du couvert forestier, cette méthode étant couramment utilisée dans le cadre d'études similaires en milieu tropical (Oszwald *et al.*, 2010 ; Leroux *et al.*, 2013).

1.3.2. Test de séparabilité des classifications d'occupation du sol

Avant de juger de la pertinence des échantillons qui seront utilisés pour la classification, plusieurs analyses préliminaires sont nécessaires (tab. 25). La première consiste à réaliser un test de séparabilité à partir de la distance de Jeffries-Matusita et de l'indice de divergence transformée (Richards, 1999 ; Skupinski *et al.*, 2009). Cet indice varie de 0 à 2, et permet de déterminer quelles paires de classe d'échantillons (ROI) peuvent statistiquement être séparées. Des valeurs supérieures à 1,9 indiquent que deux classes sont séparables. Dans les autres cas, il faut reprendre l'échantillonnage, ou regrouper les classes entre elles.

Tableau 25 : Test de séparabilité calculé sur des relevés GPS d'occupation du sol obtenus sur le terrain et utilisés dans la classification supervisée de l'image LANDSAT-8 du 08/10/2013 dans la région du Parc de Ranomafana.

	Eau	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Forêt peu dense	Savane	Jachères	Cultures	Rizières	Plantation de thé	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti
Eau												
Zone humide	2											
Forêt de basse altitude	2	2										
Forêt de moyenne altitude	2	2	1,991									
Forêt peu dense	2	2	2	1,997								
Savane	2	2	2	2	1,993							
Jachères	2	2	1,977	2	2	2						
Cultures	2	2	1,997	2	2	2	1,098					
Rizières	1,99	2	2	2	2	2	1,998	1,995				
Plantation de thé	2	2	2	2	2	2	2	2	2			
Sol nu à peu couvert	2	2	2	2	2	2	2	2	1,999	2		
Sol nu / bâti	2	2	2	2	2	2	2	1,999	1,999	2	1,999	

Ce test de séparabilité est donc appliqué sur chaque échantillonnage des images satellites avant classification. Pour l'image de 2013 (tab. 25), quasiment toutes les classes peuvent statistiquement être considérées comme significativement différentes, mis à part les deux classes de « jachères » et de « cultures » qui ont une valeur de 1,098. Cependant, pour 2013, ces deux classes sont conservées, mais regroupées pour les autres dates (car nous ne disposons pas de données de validation *in situ* et au vu de la difficile discrimination en 2013, il est improbable de pouvoir visuellement discriminer ces deux classes rétrospectivement). Pour les cultures, en octobre, les boutures de manioc sont déjà mises en terre, les tiges ont commencées à se développer et les parcelles de *tavy* viennent également d'être ensemencées. La végétation n'est donc pas encore très haute. La classe « zone humide » par exemple se distingue de toutes les autres, avec des valeurs du test égales à 2. La classe « forêt de basse altitude » a un indice un peu plus bas lorsqu'on la compare

à la classe « jachères » (1,97), ces deux classes ayant des comportements spectraux assez similaires. De manière générale pour 2013, les paires de classes sont statistiquement séparables. Les tests de séparabilité pour les autres dates sont présentés en Annexe 2.

Ce test n'a pas été appliqué sur les échantillons pour le suivi de l'évolution du couvert forestier du fait de la binarité de la classification.

1.3.3. Les signatures spectrales des différentes classes d'occupation du sol retenues pour l'image LANDSAT de 2013

L'extraction des signatures spectrales de chaque classe d'occupation du sol permet d'analyser le comportement de chaque type de surface (ou d'occupation de sol) dans les différentes bandes spectrales utilisées pour la classification et ainsi, de pouvoir mieux comprendre les confusions engendrées lors des classifications. Cela permet également de déterminer les bandes qui séparent le mieux les classes entre elles. Les différences apparaissant entre les signatures de chaque objet d'intérêt permettent alors d'interpréter de manière plus précise les classes d'occupation du sol (Robin, 1995). Même s'il existe des comportements spectraux « type » pour chaque objet, les signatures spectrales ne sont pourtant valables qu'à un moment donné, en fonction du rayonnement émis d'un angle de prise de vue spécifique en un point donné. Les signatures ne sont pas constantes et varient dans le temps (Girard et Girard, 1999). Les signatures spectrales (fig. 70) de chaque classe d'occupation du sol cartographiée pour l'image LANDSAT de 2013 sont extraites pour les 5 bandes spectrales utilisées (bleu, vert, rouge, PIR, MIR).

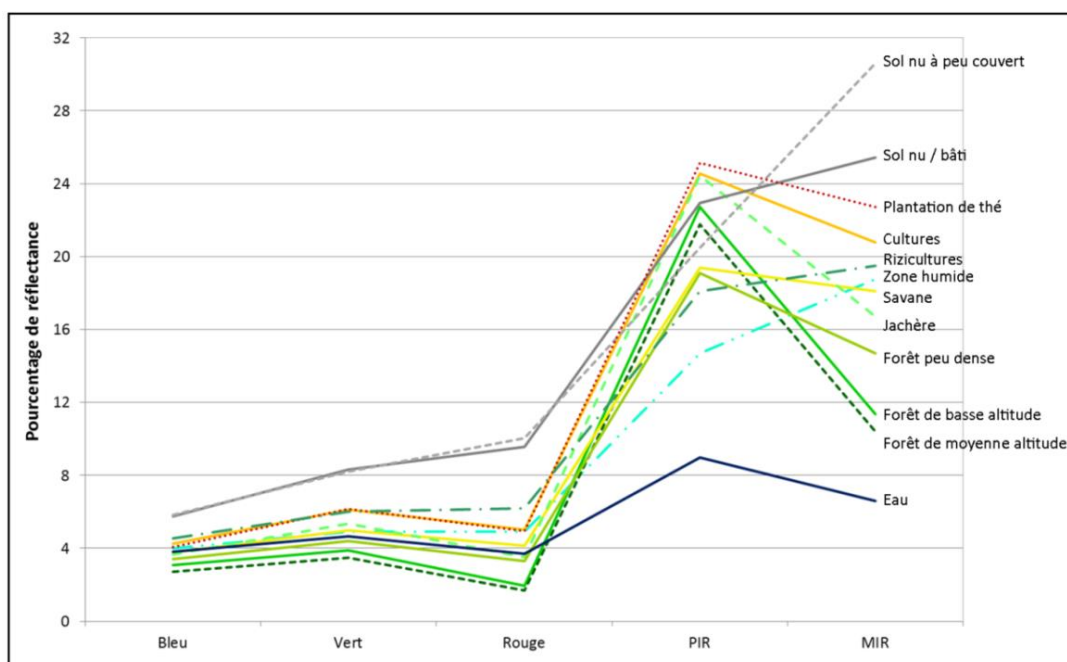


Figure 70 : Signatures spectrales moyennes dans les bandes du bleu, vert, rouge, PIR et MIR de l'image LANDSAT d'octobre 2013 pour les différentes classes d'occupation du sol déterminées.

La bande spectrale qui permet une meilleure différenciation de la majorité des classes est la bande du proche infrarouge. La classe « eau » est celle ayant le pourcentage de réflectance le plus faible dans cette bande (moins de 10 %) ainsi que dans le moyen infrarouge. De même, la classe « zone humide » se distingue des autres classes avec un pourcentage de réflectance plus faible dans le PIR (environ 15 %). Les deux classes « forêt de basse altitude » et « forêt de moyenne altitude » ont des comportements spectraux très proches et difficilement discriminables sur une image satellite. L'utilisation du MNT dans la base de données a permis de différencier les classes « forêt de basse altitude » et « forêt de moyenne altitude ». La classe « savane » a un comportement similaire à la

classe « forêt peu dense ». Lors des observations réalisées sur le terrain, il a été possible de voir des savanes essentiellement arbustives ou herbacées. Ce sont deux classes qui peuvent être très semblables visuellement sur une image, surtout si la savane est assez âgée ou arborée. En cas de savane herbacée, cette classe aura tendance à se confondre davantage avec la classe « sol nu à peu couvert ». D'ailleurs, cette dernière ainsi que la classe « sol nu/bâti » sont mieux discernables par rapport aux autres dans les bandes du bleu, du vert et du rouge. C'est encore dans les bandes du PIR et du MIR que la différenciation se fait le mieux. La classe « plantation de thé » a une signature spectrale très proche de la classe de « cultures » mais la réflectance de la première est légèrement supérieure à celle de la seconde dans le PIR et le MIR, ce qui permet de les distinguer. Cependant, en fonction de la date de prise de vue et donc de la saison, la classe de « plantation de thé » pourra se confondre avec les « cultures », mais également avec le « sol nu à peu couvert » en cas de faible activité chlorophyllienne. Les « jachères » sont également très proches des « cultures », cela confirme la difficile séparation de ces deux types d'occupation du sol, comme déjà observé dans le test de séparabilité. La signature spectrale des « rizicultures » est également assez difficile à différencier d'autres types de végétation, c'est pourquoi l'indice TPI a été introduit, car il permet d'aider à la discrimination des bas-fonds. Cependant, pour les rizières en *tavy* du pays *Tanala*, ces parcelles rizicoles pourront être confondues avec des parcelles de cultures. Les signatures spectrales des autres dates sont présentées en Annexe 3.

1.3.4. Validation des classifications à partir de l'indice de Kappa

Afin d'évaluer la précision et de valider chaque cartographie binaire, les indices de Kappa et la précision globale sont estimés pour chaque classification (tab. 26). Un second fichier d'échantillonnage est créé afin d'y comparer la classification et de déterminer les erreurs associées. La mise en place d'une matrice de confusion permet d'étudier la précision et donc de valider cette classification. Cette matrice est constituée de la carte que l'on veut valider, et d'un second fichier d'échantillons (indépendants de ceux utilisés pour la classification) qui seront utilisés comme « vérité terrain ». Elle permet d'apprécier le pourcentage de pixels correctement affecté dans une classe donnée. Elle donne ainsi une assez bonne indication de la pertinence d'une classe.

Tableau 26 : Matrice de confusion (en %), indice de Kappa et de précision globale pour les cartographies binaires forêt/non forêt de la région du Parc de Ranomafana de 1989 à 2013.

	1989		1993		1998		2002		2009		2013	
	Validation											
Classification	Forêt	Non forêt	Forêt	Non forêt	Forêt	Non forêt	Forêt	Non forêt	Forêt	Non forêt	Forêt	Non forêt
Forêt	96,83	0,97	94,61	1,89	95,83	0	97,69	2,23	95,87	0	97,05	1,75
Non forêt	3,17	99,03	5,39	98,11	4,17	100	2,31	97,77	4,13	100	2,95	98,25
Kappa	0,95		0,92		0,95		0,95		0,96		0,95	
Précision globale	97,98%		96,40%		97,90%		97,70%		98%		97,65%	

De manière générale, les indices de Kappa calculés à chaque date peuvent être considérés comme « bons » même si celui pour 1993 est légèrement inférieur aux autres. Si les valeurs de l'indice sont si élevées, c'est également car ils sont appliqués à des cartographies binaires, car plus le nombre de classes est grand et plus les erreurs et les confusions entre classes s'intensifient.

La matrice de confusion pour la classification issue de l'image LANDSAT de 2013 (tab. 27) donne une précision globale de 83 % pour une valeur de Kappa de 0,81. La classification peut donc, selon

les seuils de Landis et Koch (1977), être considérée comme bonne. Cependant, il subsiste des confusions dans la classification entre certaines classes. Au premier abord, on peut déjà voir que les deux classes ayant le pourcentage de pixels bien classés le moins élevé sont les classes de « jachères » et de « cultures » avec respectivement 49 et 63 % de pixels bien classés. Ce résultat est sans surprise puisque déjà observé lors du test de séparabilité. C'est pourquoi, pour les classifications antérieures à 2013, ces deux classes sont regroupées, car sans données de validation provenant du terrain, il est impossible de les différencier en fonction de la correspondance spectrale. Une troisième classe (« sol nu/bâti ») apparaît problématique avec seulement 22 % de pixels correctement affectés. La confusion principale se fait avec les « rizières », puisque près de 70 % des pixels classés en « sol nu/bâti » devraient en réalité être affectés à la classe « rizières » (erreurs d'omissions). Ces erreurs de classifications peuvent se justifier en partie, par le fait que certaines rizières peuvent apparaître comme des sols nus si elles ont été récoltées. La classe « plantation de thé » a près de 83 % de pixels bien classés. La confusion se fait principalement par des erreurs d'omissions avec les « cultures » dans lesquelles près de 16 % de pixels sont incorrectement affectés à la classe « plantation de thé ». Ensuite viennent les classes « eau » et « forêt de basse altitude » avec pour chacune 93 % de pixels correctement affectés. Pour la première, les confusions viennent d'erreurs d'omissions avec la classe de rizières, tandis que pour la seconde, la confusion se fait principalement avec les « jachères ». La « forêt peu dense », avec plus de 95 % de pixels bien classés, a des erreurs d'omission avec la classe « savane ». Pour les classes de « rizières », « forêt de moyenne altitude » et « zone humide », plus de 99 % des pixels sont correctement affectés.

Tableau 27 : Matrice de confusion établie pour la classification de l'image LANDSAT du 8/10/2013 (en %).

		Validation												
	Eau	Zone humide	Forêt basse altitude	Forêt moyenne altitude	Forêt peu dense	Savane	Jachère	Culture	Rizière	Plantation thé	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Comission	Omission
Eau	93,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,12
Zone humide	0	99,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,22	0,91
Forêt de basse altitude	0	0	93,33	0	0	0	0	1,03	0	0	0	0	0,59	6,67
Forêt de moyenne altitude	0	0	0	99,61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,39
Forêt peu dense	0	0,91	0	0,39	95,8	3,45	0	0	0,62	0	0	0	35,68	4,2
Savane	0	0	0	0	4,2	96,55	0	0	0	0	0	0	9,68	3,45
Jachères	1,02	0	6,67	0	0	0	49,23	29,9	0	0	0	0	56,76	50,77
Cultures	0	0	0	0	0	0	50,77	63,92	0	16,67	0	0	44,64	36,08
Rizières	5,1	0	0	0	0	0	0	4,12	99,38	0	2,13	70,5	29,69	0,62
Plantation thé	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83,33	0	0	0	16,67
Sol nu à peu couvert	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97,87	1,47	10,68	2,13
Sol nu / bâti	0	0	0	0	0	0	0	1,03	0	0	0	22	6,25	77,94
Précision globale	83 %	Kappa 0.81												

Malgré des résultats qui apparaissent comme relativement bons, l'indice de Kappa montre qu'il faut les prendre avec prudence, et qu'ils ne s'appuient que sur des échantillons ponctuels et non pas sur l'ensemble de la classification. Les matrices de confusion pour les cinq autres dates sont présentées en Annexe 4.

2. Analyse multivariée pour l'étude des trajectoires d'évolution entre 1989 et 2013

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique ayant pour objectif de résumer un tableau de données (individus x variables) et d'étudier les ressemblances entre les individus sur l'ensemble des variables afin de dégager des « profils » d'individus (Cornillon *et al.*, 2010). L'ACP permet également de pouvoir établir un bilan des liaisons linéaires entre les variables grâce aux coefficients de corrélations. L'étude des ressemblances entre les individus et les liaisons entre variables permettent alors de caractériser les individus ou groupes d'individus par les variables.

L'ACP peut être utilisée en télédétection sur des séries temporelles d'images permettant ainsi de résumer l'information extraite des données et d'établir des relations entre les variables. Cette méthode statistique s'applique sur des tableaux croisant des individus en lignes (ici les dates et zones d'études) et des variables quantitatives en colonnes (les classes d'occupation du sol).

L'utilisation de cette méthode statistique pour la détection de changements dans l'occupation et l'usage des terres en milieu tropical a déjà fait ses preuves (Hirosawa *et al.*, 1996 ; Oswald *et al.*, 2010 ; Leroux, 2012). L'utilisation de l'ACP sert donc à analyser et à synthétiser les changements des couverts végétaux observés sur les classifications issues des données satellitaires.

Une première ACP est réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude (fig. 71) à partir des résultats issus des classifications de l'occupation du sol pour les 6 dates (surface en km²). Les résultats ne sont pas significatifs statistiquement parlant du fait de la quantité restreinte de données en entrée mais permettent d'avoir une première idée de l'évolution de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana depuis 1989. Le premier axe du plan principal résume une évolution de l'occupation du sol partant d'un milieu forestier et allant vers des milieux plutôt agricoles.

En 1989, l'occupation du sol à Ranomafana est plutôt de nature forestière, mais plus on avance dans le temps, plus les classes agricoles progressent sur les milieux forestiers. Entre 1993 et 2009, on voit se mettre en place une nette progression des classes d'occupation des sols agricoles, tendance qui en 2013 semble se tourner davantage vers la riziculture.

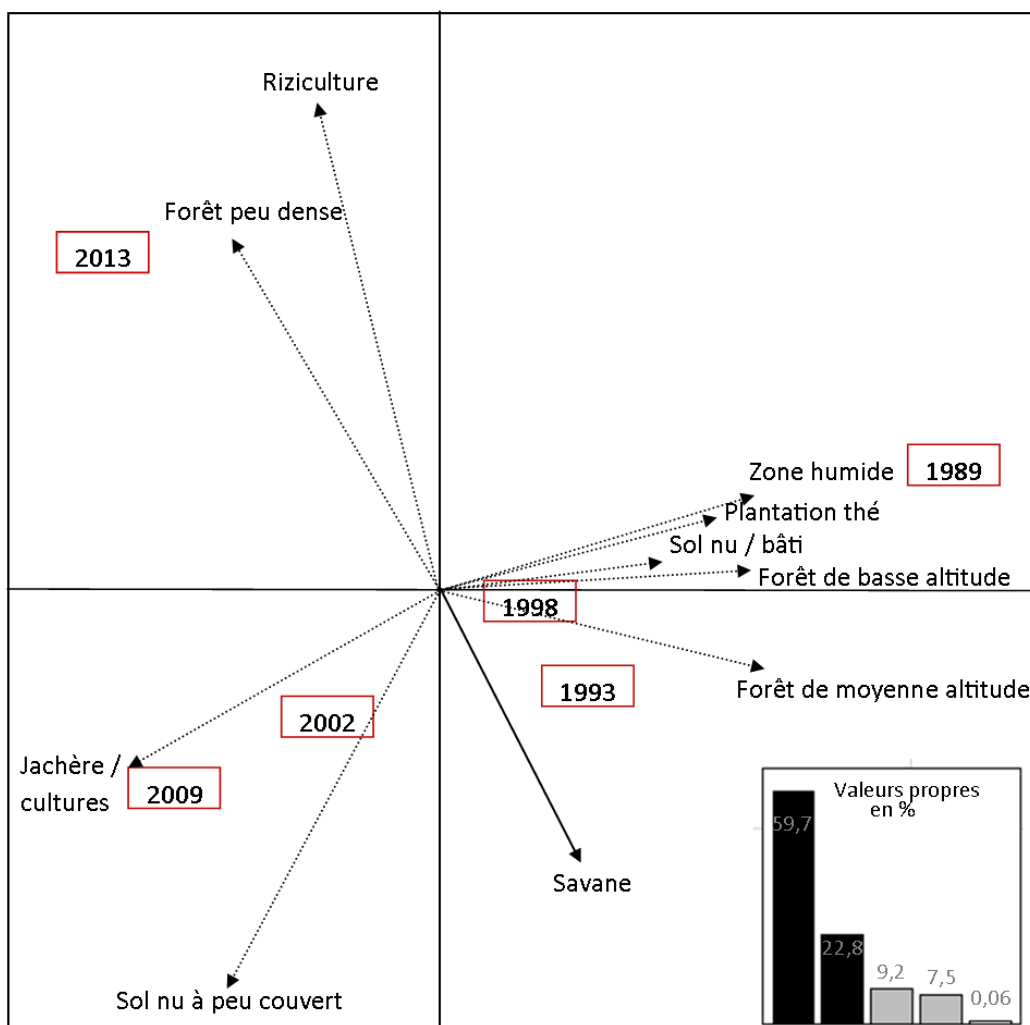


Figure 71 : Dynamiques d'occupation du sol entre 1989 et 2013 dans la région du Parc de Ranomafana d'après une Analyse en Composante Principale réalisée sur les classifications extraites de 6 images LANDSAT en 1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009 ; 2013.

L'ACP a également été calculée sur les différents pourtours du Parc (fig. 72) afin d'observer les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol dans chaque espace. Au sein du Parc (fig. 72a), il n'est pas évident de détecter une tendance nette dans les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol. Il semble y avoir deux phases : entre 1989 et 1998 lorsque le Parc était encore composé essentiellement de paysages forestiers, tandis qu'entre 1998 et 2013, il y a eu une évolution vers l'ouverture des paysages. Toutefois, il faut prendre avec précaution cette tendance évolutive, sachant qu'il existe des zones dans le Parc qui ont été déclassées après sa mise en place (Com. pers., agents du Parc) et transformées par les populations riveraines du Parc. La ceinture à 3 km autour du Parc révèle une tendance nette à l'évolution des milieux forestiers vers des milieux agricoles.

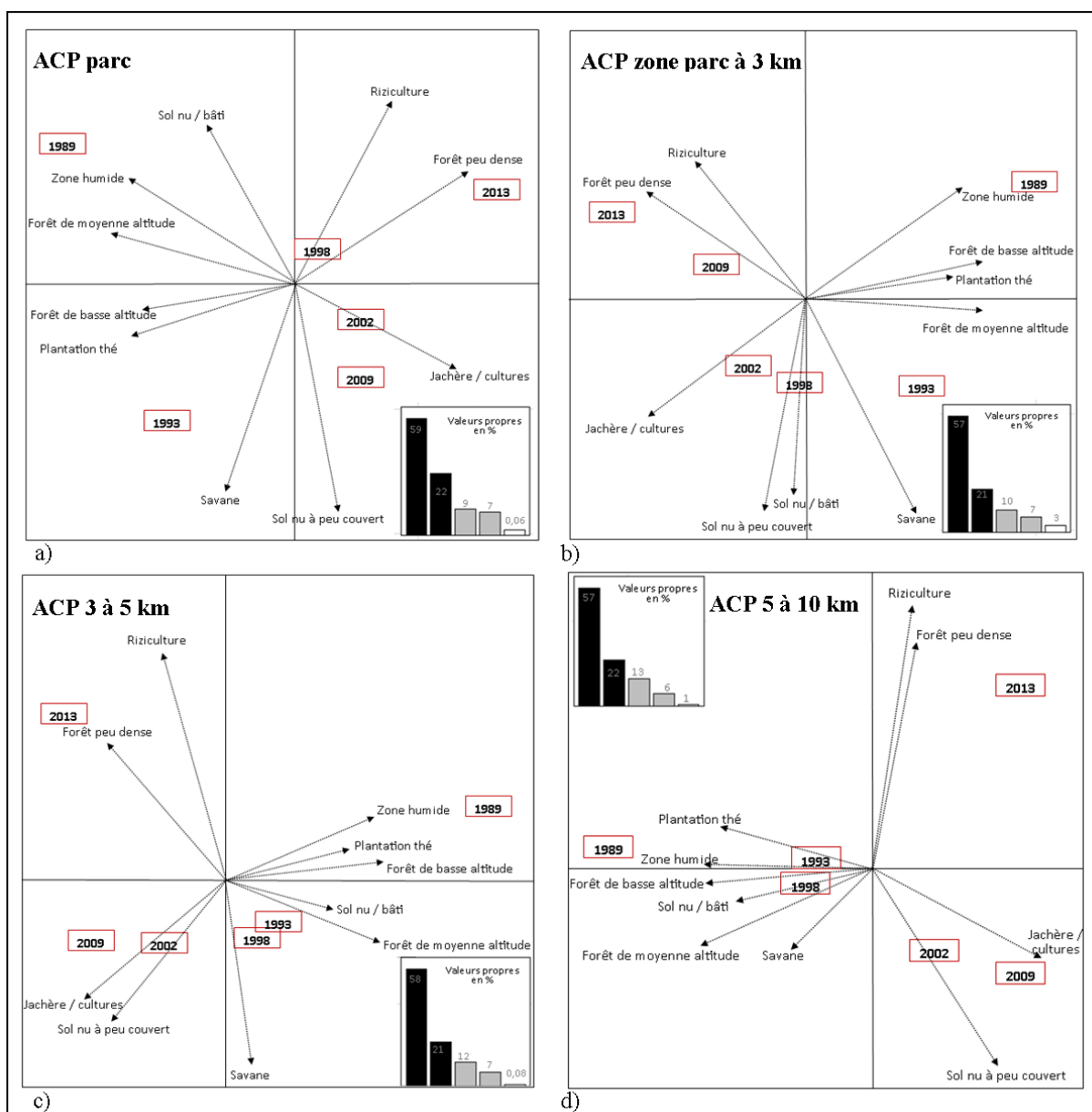


Figure 72 : Dynamiques d’occupation du sol entre 1989 et 2013 d’après une Analyse en Composante Principale calculée au sein du Parc de Ranomafana (a), pour le pourtour entre le Parc et 3 km (b), pour le pourtour entre 3 et 5 km (c) et pour le pourtour compris entre 5 et 10 km (d). (R correspond aux rizicultures, FPD à la forêt peu dense, JC aux jachères et cultures, SNPC aux sols nus à peu couverts, S à la savane, FMA à la forêt de moyenne altitude, FBA à la forêt de basse altitude, SNB aux sols nus/bâti, PT à la plantation de thé, ZH à la zone humide).

Dans la ceinture 5-10 km (fig. 72d), les trajectoires paysagères sont un peu différentes. En effet, en 1989, cet espace est déjà moins forestier que les autres et il évolue également progressivement vers des milieux agricoles et rizicoles. Mais cette trajectoire d’évolution se démarque plutôt à partir de 2002, alors qu’entre 1989 et 1998, les évolutions ne sont pas autant marquées que pour les autres zones (fig. 73).

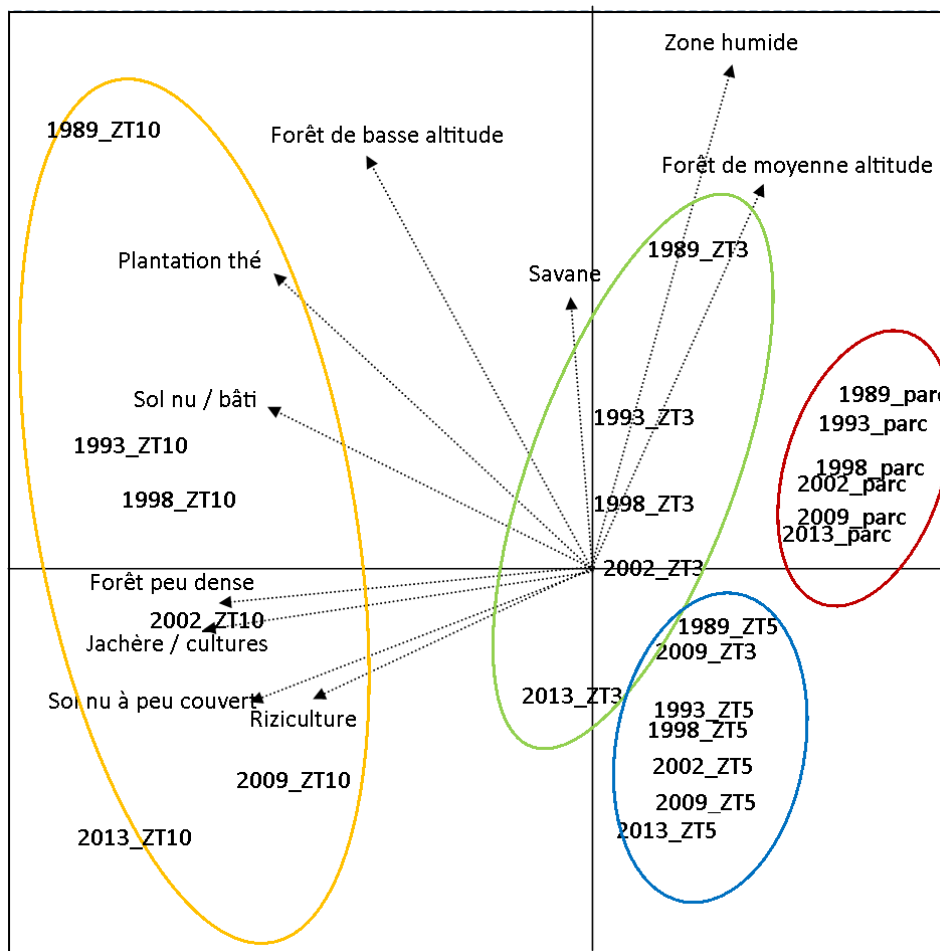
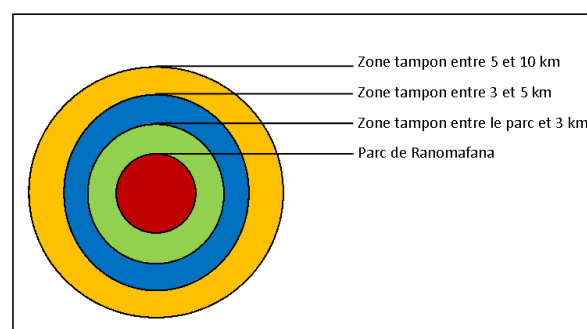


Figure 73 : Dynamiques d'occupation du sol entre 1989 et 2013 d'après une Analyse en Composante Principale dans la région du Parc de Ranomafana et en fonction de l'éloignement au Parc. Entouré de rouge, le Parc, en vert la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km, en bleu, la zone comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et en orange la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.

Les analyses en composante principale sur les données d'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013 donnent un premier aperçu des tendances en cours en termes d'évolution paysagère. Ces tendances sont par la suite analysées plus en détails. L'analyse sera menée par période, nous verrons donc dans un premier temps les dégradations forestières et changements d'occupation du sol s'étant produits entre 1989 et 1993, puis ceux ayant eu lieu durant la période 1993-1998, ensuite les dynamiques entre 1998 et 2002, 2002 et 2009 et enfin, pour 2009 et 2013. Ces analyses sont menées sur différents sous ensemble de la zone d'étude (fig. 74), à savoir, au sein du Parc de Ranomafana, dans une zone tampon comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, une seconde zone tampon comprise entre 3 et 5 km autour du parc et dans une dernière zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.

Figure 74 : Schéma des 4 zones étudiées dans les analyses sur les dynamiques d'occupation du sol : au sein du Parc (en rouge), la zone tampon comprise entre les limites du par cet 3 km autour (en vert), la zone tampon comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc (orange).



3. Les dynamiques paysagères dans la région de Ranomafana entre 1989 et 2013

Dans un premier temps, et sans rentrer dans le détail biogéographique des différentes essences forestières, nous avons cherché à suivre globalement les dynamiques paysagères de la forêt inscrite sur l'ensemble de la région de Ranomafana.

Afin de suivre les évolutions sur la période 1989-2013, la carte des milieux forestiers de 1989 et celle de 2013 ont été croisées (fig. 75). Cela signifie que deux cartes binaires (en forêt/non forêt) à deux dates différentes ont été combinées afin de détecter des changements dans le couvert forestier entre ces deux dates. Ce type de traitement permet d'identifier les pixels qui n'ont pas évolués entre deux dates et ceux ayant connu une évolution.

La carte de la dégradation forestière entre 1989 et 2013 à Ranomafana fait ressortir les espaces qui ont été les plus touchés par la dégradation forestière et ceux, un peu moins nombreux, soumis à une reprise végétale. **Entre ces deux dates, près de 25 % des surfaces couvertes de forêts n'ont pas été soumis à un changement d'occupation du sol**, de même pour 57,5 % de surface considérées comme non forestières. En revanche, **près de 15 % des milieux forestiers ont subi une dégradation entre 1989 et 2013**, ce qui représente près de 300 km². La reprise végétale n'a concernée qu'un peu plus de 1 % de la surface totale de la zone d'étude.

La quantification des évolutions du couvert forestier aux différentes périodes est reprise dans le tableau 28 et est détaillée pour chaque sous période dans les sous-parties suivantes.

Tableau 28 : Evolution par période (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013) de la couverture forestière (en km² et en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

		1989-1993		1993-1998		1998-2002		2002-2009		2009-2013	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Parc	Forêt	270,1	82,2	258,4	78,6	260,1	79,1	263,6	80,2	266,2	81
	Non forêt	41,4	12,5	42,3	12,8	49,6	15,1	45,4	13,8	50,6	15,4
	Reprise végétale	7,3	2,2	8,8	2,7	11,7	3,5	10,9	3,3	3,5	1
	Dégradation forestière	9,6	2,9	18,9	5,7	7	2,1	8,5	2,6	8,1	2,4
Pourtour du Parc à 3 km	Forêt	163,9	40,5	129,6	32	121,2	29,9	113,3	28	109,6	27,1
	Non forêt	200,1	49,4	211,4	52,2	243,4	60,1	248,8	61,5	267,6	66,1
	Reprise végétale	15,9	3,9	13,9	3,4	18,3	4,5	16,5	4,0	7,5	1,8
	Dégradation forestière	24,5	6	49,5	12,2	21,5	5,3	25,9	6,4	19,8	4,8
Pourtour de 3 à 5 km	Forêt	75	31,8	53,9	22,9	48,3	20,5	43	18,2	39,9	16,9
	Non forêt	137	58,1	147	62,3	168,7	71,5	172,3	73,1	182,1	77,2
	Reprise végétale	8,3	3,5	5,7	2,4	7,7	3,2	7,6	3,2	3	1,2
	Dégradation forestière	15,2	6,4	28,8	12,2	10,9	4,6	12,6	5,3	10,5	4,4
Pourtour de 5 à 10 km	Forêt	176,9	18,2	117,1	12	99,3	10,2	82,7	8,5	79,5	8,1
	Non forêt	680,3	70	725	74,6	802,2	82,6	815,7	84	850,1	87,5
	Reprise végétale	45,1	4,6	25,6	2,6	27,6	2,8	29,2	3	9,3	0,9
	Dégradation forestière	68,2	7	102,8	10,5	41,4	4,2	42,9	4,4	31,8	3,2
Zone entière	Forêt	686	35,3	559,1	28,8	529	27,2	502,8	25,9	495,3	25,5
	Non forêt	1058,9	54,5	1125	58	1264	65,1	1282,	66,1	1350,5	69,6
	Reprise végétale	76,8	3,9	54,2	2,7	65,4	3,3	64,3	3,3	23,3	1,2
	Dégradation forestière	117,6	6	200,2	10,3	81	4,1	90,1	4,6	70,3	3,6

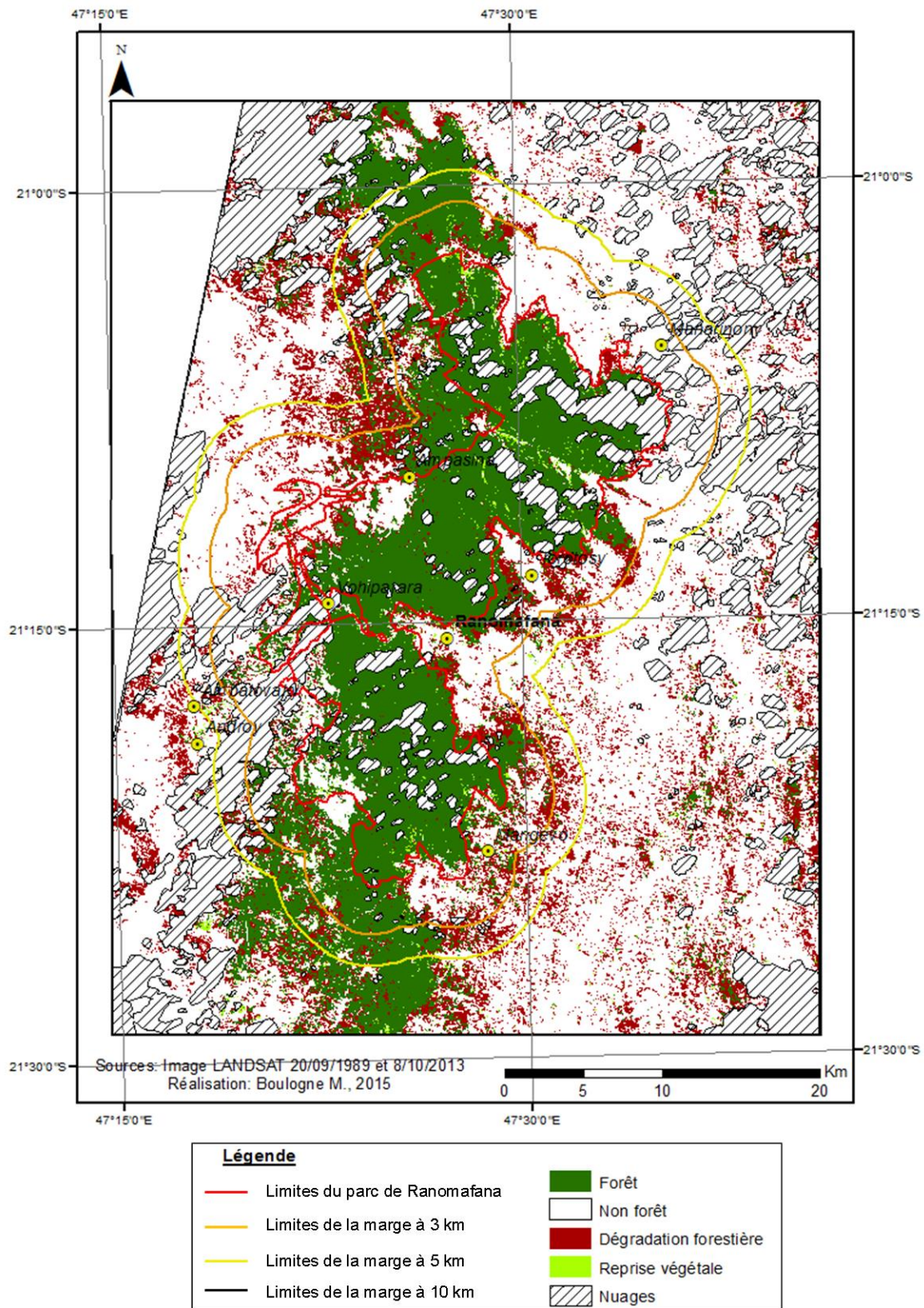


Figure 75 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 20/09/1989 et du 08/10/2013.

3.1. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1989-1993

3.1.1. Suivi de la dégradation forestière

Entre 1989 et 1993 (fig. 76), il y a eu une baisse globale de la couverture forestière passant ainsi de 803 km² en 1989 à 761 km² en 1993 (tab. 29). Sur la carte, il est possible d'observer que la majeure

partie des dégradations intervient en dehors des limites du Parc et principalement sur les forêts de basse altitude. Près de 35 % de la surface totale de la zone est restée en forêt (tab. 29), et près de 55 % de la surface est considérée comme non forestier entre ces deux dates et n'a pas évolué. Six pourcents de la zone a connu une dégradation des milieux forestiers contre un peu moins de 4 % ayant montré une reprise de la végétation.

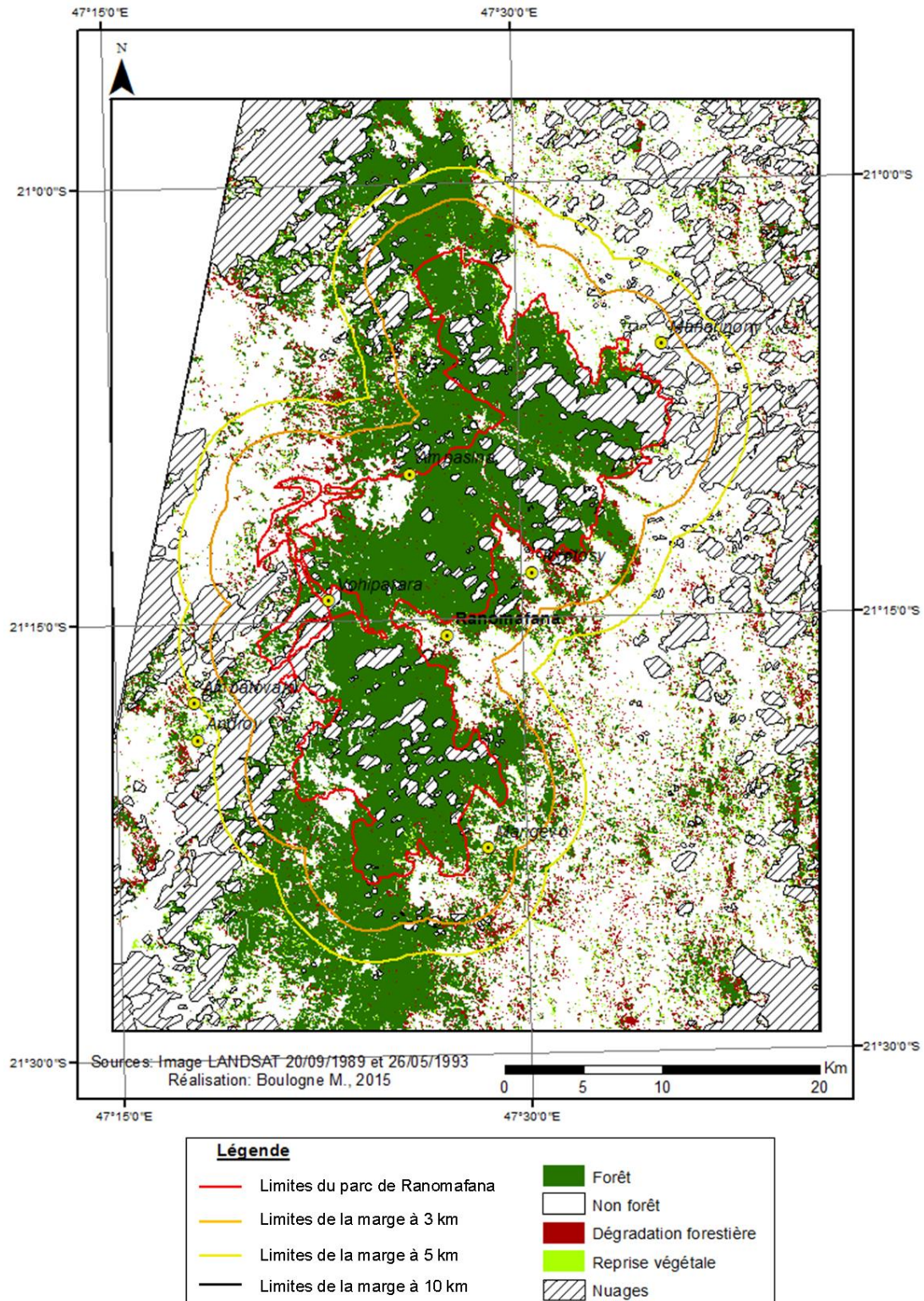


Figure 76 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 20/09/1989 et du 26/05/1993.

Entre ces deux dates, la dégradation forestière la plus importante se développe dans le pourtour de 5 à 10 km (fig. 77), avec un peu plus de 68 km² considérés en dégradation forestière. Mais c'est également cette zone qui a connu la plus importante reprise végétale (plus de 45 km²). Au sein du Parc, moins de 10 km² de forêt ont été dégradés, et plus de 7 km² sont considérés en reprise végétale.

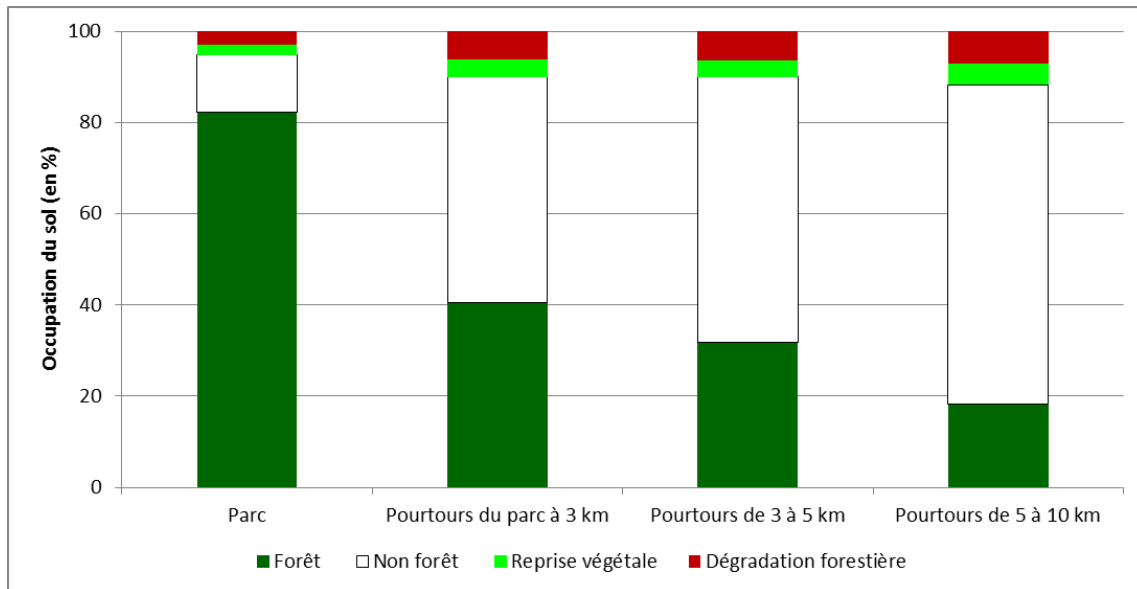


Figure 77 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 1993.

Ces résultats, comme ceux qui suivent sont à prendre avec précaution dans le détail, car ce qui peut être considéré comme une dégradation du milieu forestier, peut en réalité être lié à l'activité végétale en fonction de la date et donc, de la saison d'acquisition des images satellites. La carte permet toutefois, avec une faible incertitude, de synthétiser l'ensemble de l'évolution forestière au cours des sous-périodes définies par les différentes dates.

En fonction des saisons, certains milieux sont spectralement différents alors que la zone n'a pas forcément connu de perturbations majeures. Mais d'autres espaces seront réellement affectés par des évolutions de leur couverture. Cela est bien traduit par les exemples fournis en fig. 78a et 78b : la première carte correspond à une zone où la dégradation forestière est effective (il est possible de suivre l'évolution entre 1989 (fig. 78c et 78e) et 1993 (fig. 78d et 78f). Pour l'exemple de la fig. 78b, il est plus difficile de déterminer si le changement cartographié est dû à une réelle dégradation du couvert forestier ou bien à un changement d'angle de prise de vue et/ou de saison entre les deux dates.

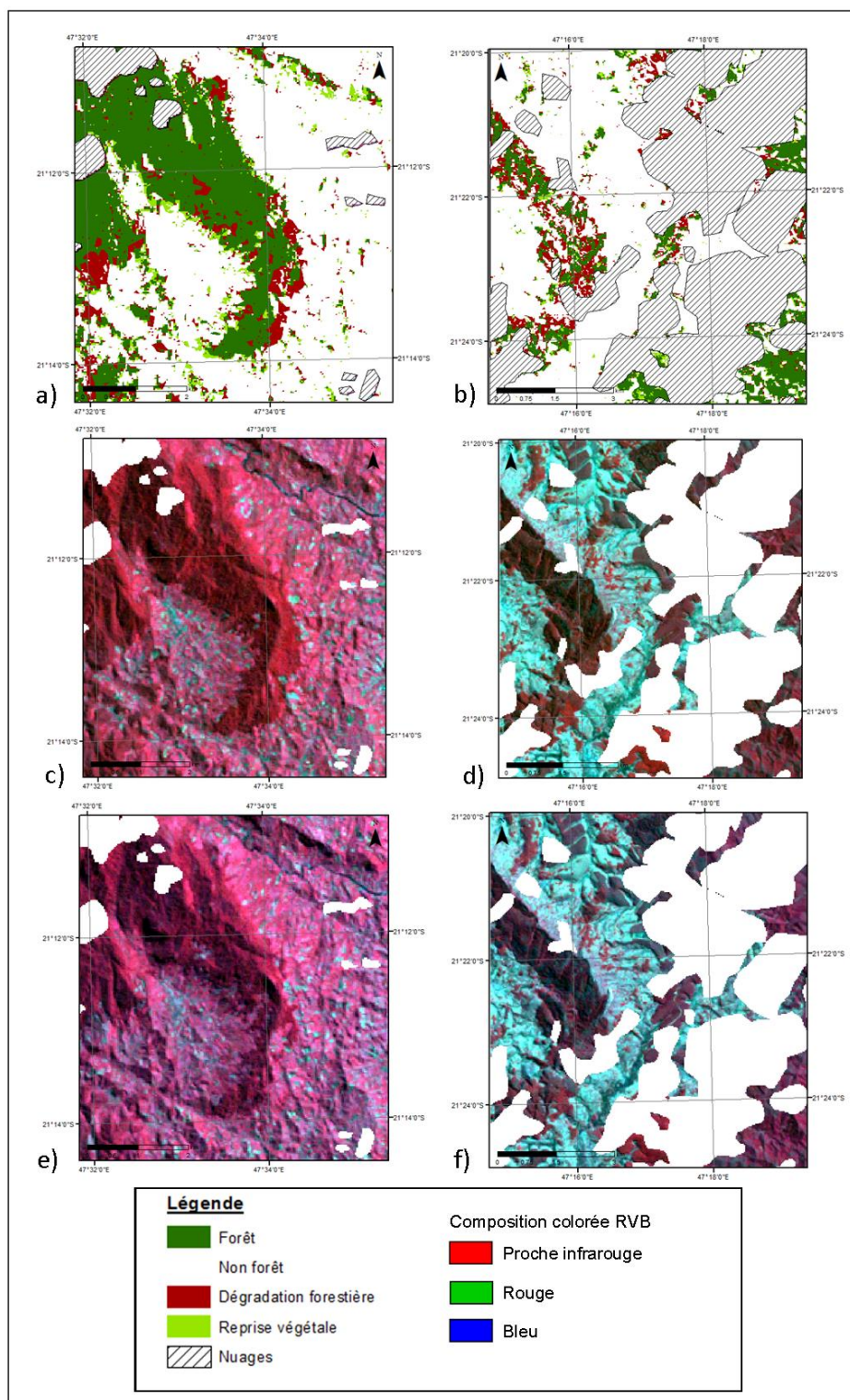


Figure 78 : Exemples de l'impact de la qualité des images pour la détection de changement dans la couverture forestière. En a) et b), extrait de la carte dynamique de la dégradation forestière pour la période 1989-1993, en c) et d), extraits des images LANDSAT de 1989 correspondantes, en e) et f) extraits des images LANDSAT de 1993.

3.1.2. Suivi de l'occupation du sol à Ranomafana en 1989 et 1993

La cartographie de l'occupation du sol en 1989 (fig. 79) fournit l'indice de Kappa le moins élevé mais qui reste cependant considéré comme bon puisqu'il a une valeur estimée à 0,81 pour une précision globale de 83,2 %. Pour cette classification, la classe « savane » apparaît comme celle engendrant le plus d'erreurs, se confondant avec la classe « forêt peu dense » (35 % des pixels étant incorrectement exclus de la classe). Tandis que pour la « forêt peu dense », la confusion se fait

essentiellement avec la classe « savane » mais également « forêt de moyenne altitude ». La classe « sol nu à peu couvert » est encore source de confusion pour cette carte, en se confondant avec la classe de « sol nu / bâti » mais également de « rizicultures ».

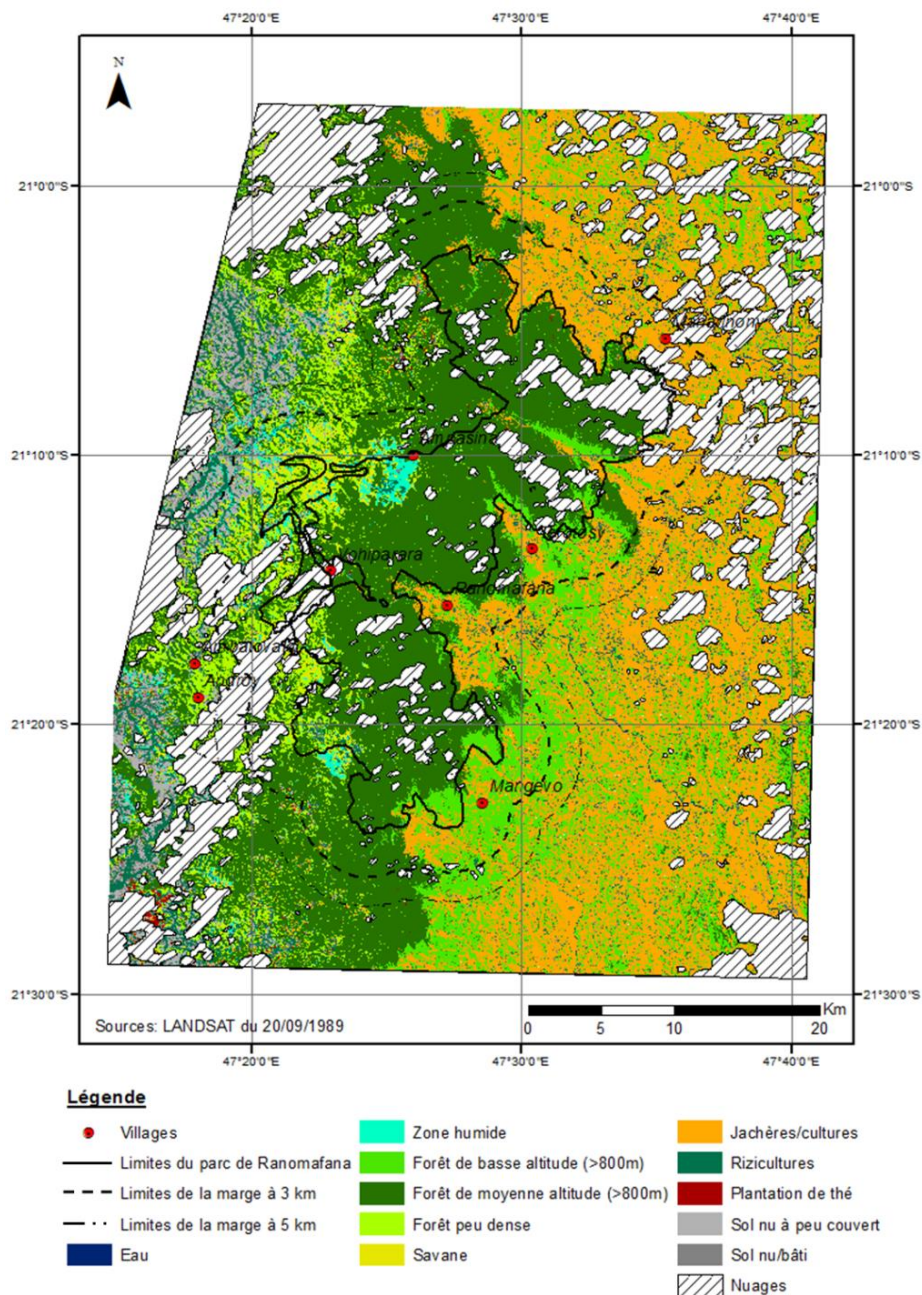


Figure 79 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1989, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 20/09/1989 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).

Pour 1989 (fig. 80), les classes agricoles sont davantage représentées dans la zone allant de 5 à 10 km autour du Parc. La superficie couverte par la « jachère/culture » est d'un peu moins de 430 km², soit plus de 32 % de cet espace, tandis que les rizières occupent près de 75 km² (soit 5,7 % de la zone). Cette proportion diminue progressivement lorsque l'on se rapproche du Parc. La proportion de « forêt de basse altitude » est plus importante à cette date à l'extérieur des limites du Parc (entre 12 et 13 % pour chaque sous espace extérieur au Parc contre moins de 6 % au sein du Parc). Au total, la superficie couverte par les jachères et cultures représente plus de 616 km², et 111 km² pour la riziculture.

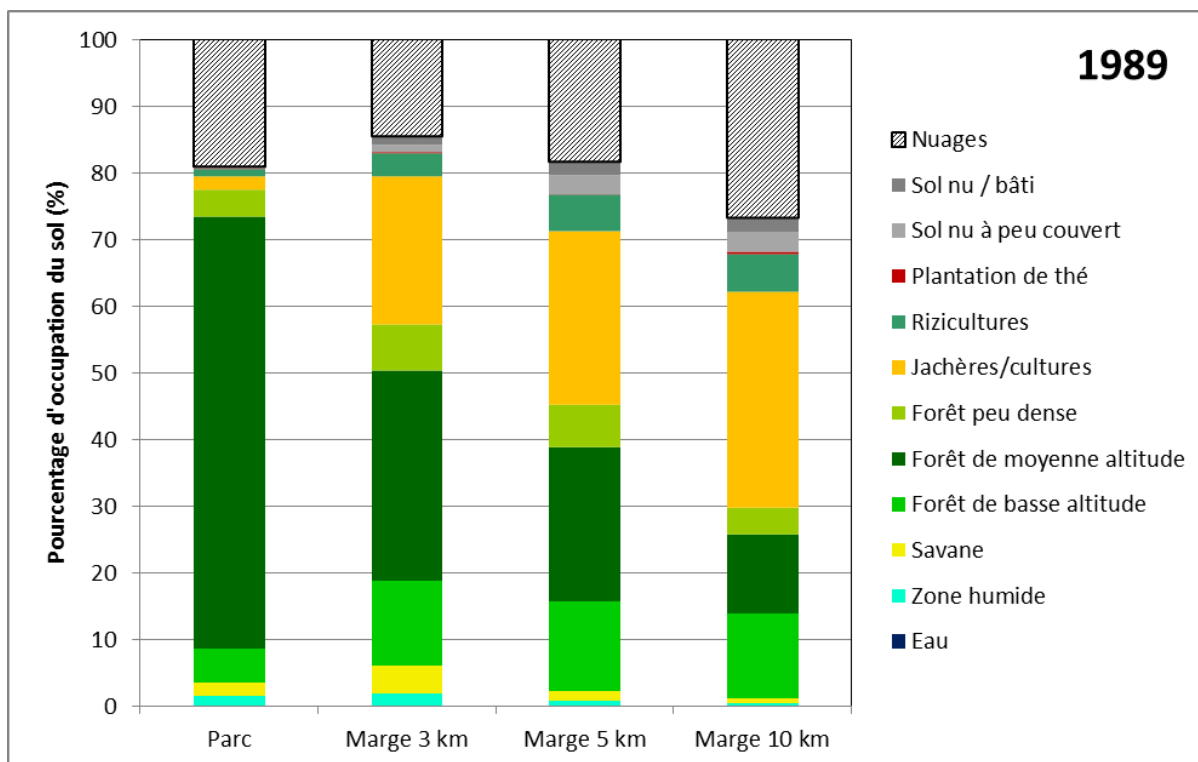


Figure 80 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1989 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.

Pour la cartographie de l'occupation du sol en 1993 (fig. 81), l'indice de Kappa est estimé à 0,9 pour une précision globale de près de 92 %. Là encore, des erreurs de classification entre les classes « sol nu/ bâti » et « sol nu à peu couvert » se font principalement par le biais de pixels classés dans la seconde classe mais qui appartiennent en réalité à la première. La classe de « sol nu à peu couvert » a également des pixels qui devraient y être inclus mais qui sont classés en « cultures jachères ». La classe « forêt peu dense » se confond encore avec la classe de « savane » mais aussi de « forêt de moyenne altitude » essentiellement. La classe « zone humide » voit certains de ses pixels affectés à la classe « rizicultures ». Cependant, cela ne semble pas complètement aberrant car sur le terrain, il a été possible d'observer des rizières implantées dans une zone humide à l'extérieur du Parc.

En 1993 (fig. 82), la superficie agricole a sensiblement augmenté et couvre près de 730 km² de la zone d'étude. Là encore, si l'on regarde à l'échelle des sous-espaces d'analyse, cette proportion de terres agricoles ne cesse de croître au fur et à mesure que l'on s'éloigne du Parc et atteint la proportion la plus grande pour la zone comprise entre 5 et 10 km² autour du Parc. La riziculture quant à elle semble avoir perdu en surface puisqu'elle ne représente que 60 km² au total et se retrouve essentiellement au-delà de la marge à 3 km. La riziculture représente environ 60 km² de la zone d'étude et se retrouve essentiellement dans la marge comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.

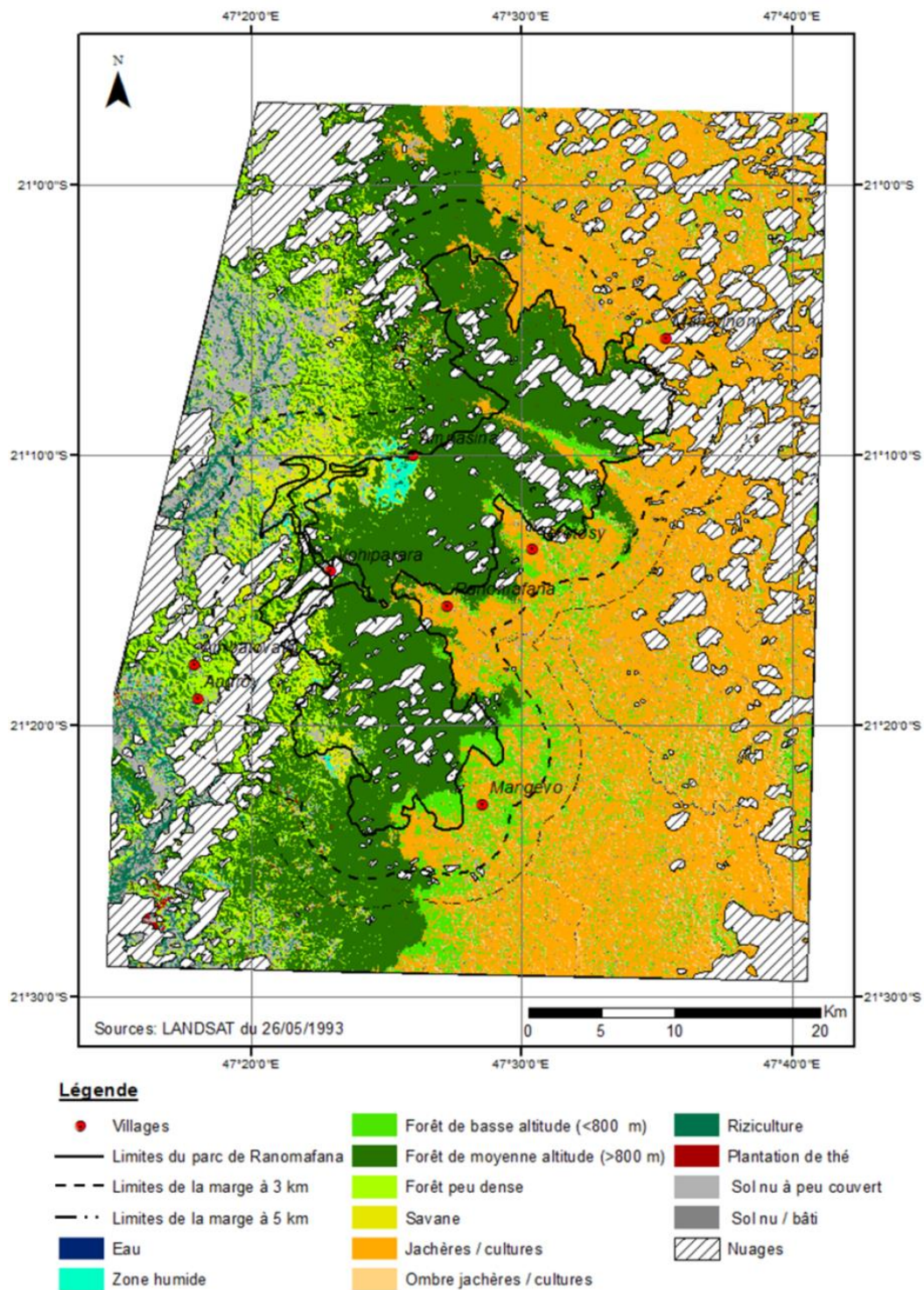


Figure 81 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1993, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 26/05/1993 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité et une à l'ombre).

Si l'on compare l'évolution des surfaces agricoles et forestières entre 1989 et 1993 (fig. 83), une décroissance progressive de la couverture forestière apparaît dès lors que l'on se trouve en dehors des limites du Parc : au-delà de 3 km, celle-ci a déjà diminué de moitié. Les surfaces agricoles augmentent également dès lors qu'on s'éloigne du Parc mais la tendance est moins marquée que pour les milieux forestiers.

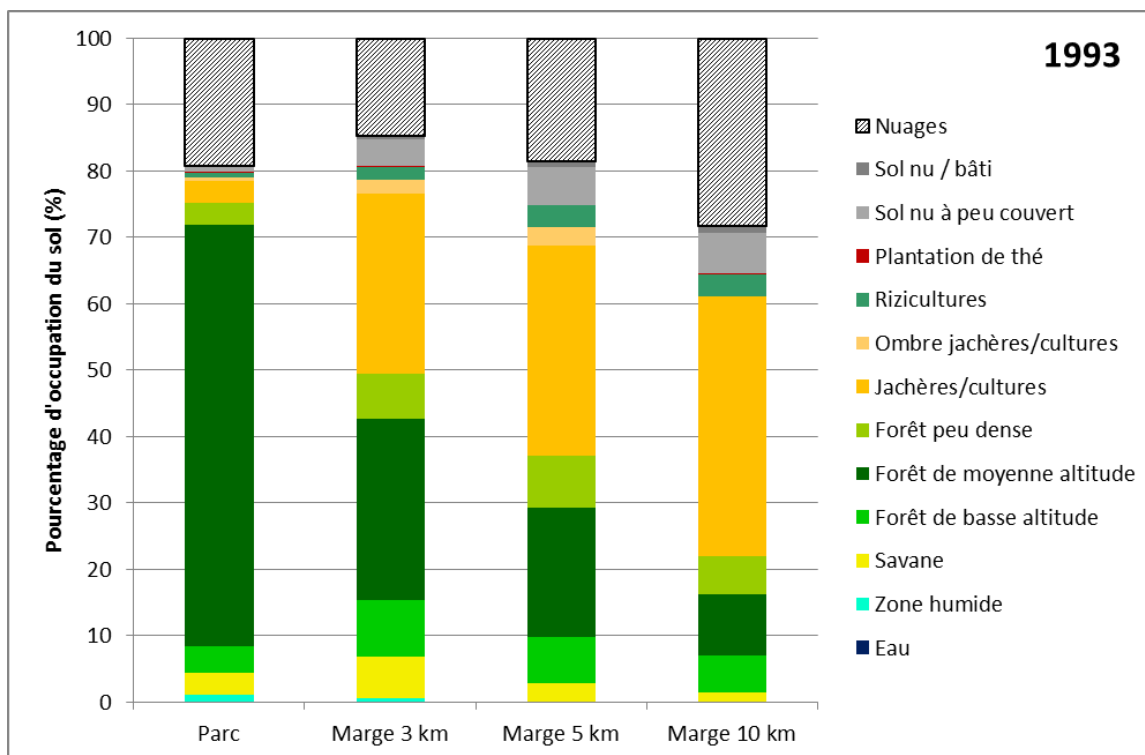


Figure 82 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1993 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc

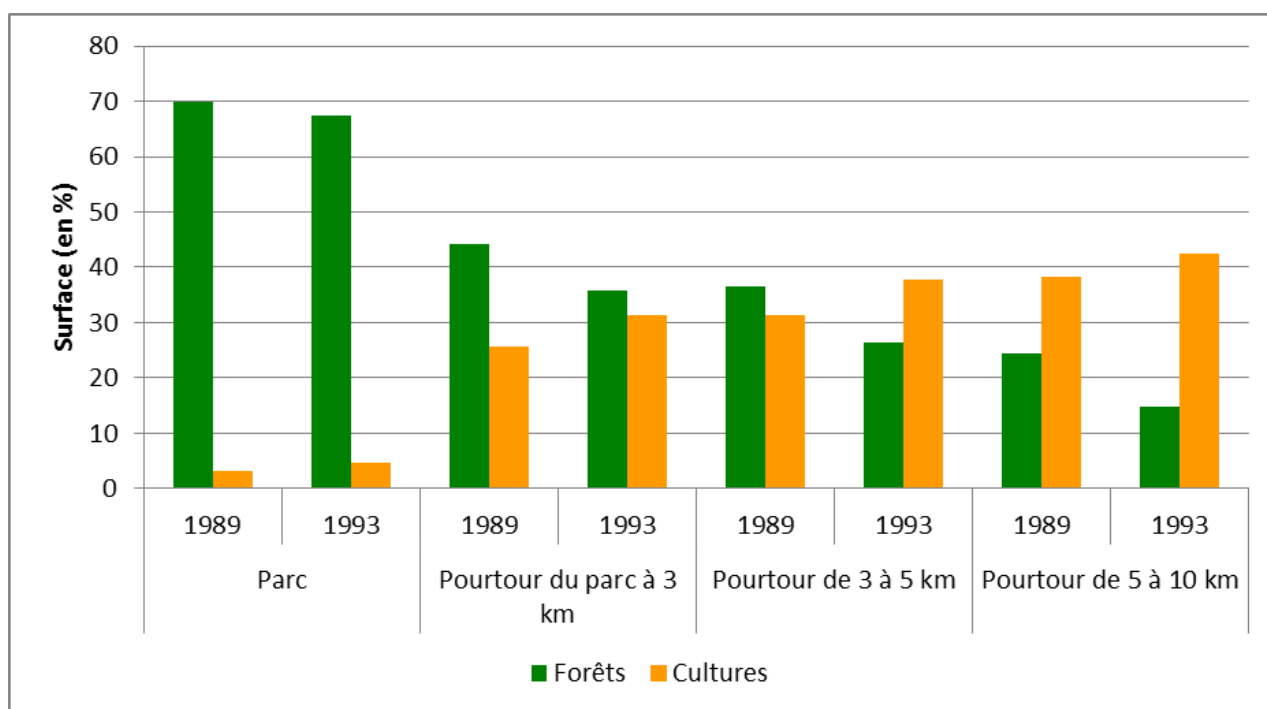


Figure 83 : Evolution comparative entre 1989 et 1993 des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

Entre 1989 et 1993, ce sont un peu moins de 160 km² de surfaces de forêt de basse altitude qui ont été converties en zones agricoles, et près de 98 km² de forêt de moyenne altitude. La savane, les sols nus et les zones humides ont également connu, à minima, ce type de transition. A l'inverse, les surfaces agricoles ont également connu des transitions vers des surfaces forestières mais dans une moindre mesure car cela ne concerne, à cette période, qu'un peu moins de 52 km².

3.2. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1993-1998

3.2.1. Suivi de la dégradation forestière

La carte de l'évolution des milieux forestiers entre 1993 et 1998 (fig. 84) illustre une évolution du couvert forestier plus marquée que sur la période précédente. En effet, sur cette période postérieure, un peu moins de 30 % de la surface forestière est restée stable, contre 57 % de surfaces non forestières. Parmi les évolutions, on note que 10 % du couvert forestier a été dégradé, ce qui représente près de 200 km², contre un peu moins de 3 % de reprise végétale. C'est entre ces deux dates que la dégradation forestière est la plus importante. Les zones qui ont enregistré le plus de défrichement se situent au nord du Parc, dans la marge à 3 km, mais également dans la partie sud-est du Parc et sur les marges forestières. Là encore, même si des dégradations forestières sont effectives, ce chiffre est à relativiser du fait de la présence d'un relief assez marqué à l'est du Parc, en pays *Tanala*, qui est plutôt un milieu très vallonné. En effet, le relief, conjointement à l'angle de prise de vue de l'image satellite, peut influencer la réflectance des objets au sol et donc mener à des surestimations ou sous-estimations.

Les espaces ayant la plus grande perte de surface forestière (de manière proportionnelle à la surface représentée) sont le pourtour à 3 km ainsi que la ceinture de 3 à 5 km, avec 12 % de leur superficie forestière respective dégradée (tab. 29). A l'échelle du Parc, c'est entre ces deux dates que la dégradation forestière a été la plus marquée (fig. 85), concernant 5,7 % de sa superficie soit près de 19 km². La reprise végétale la plus importante a lieu dans le pourtour à 3 km (avec près de 14 km²).

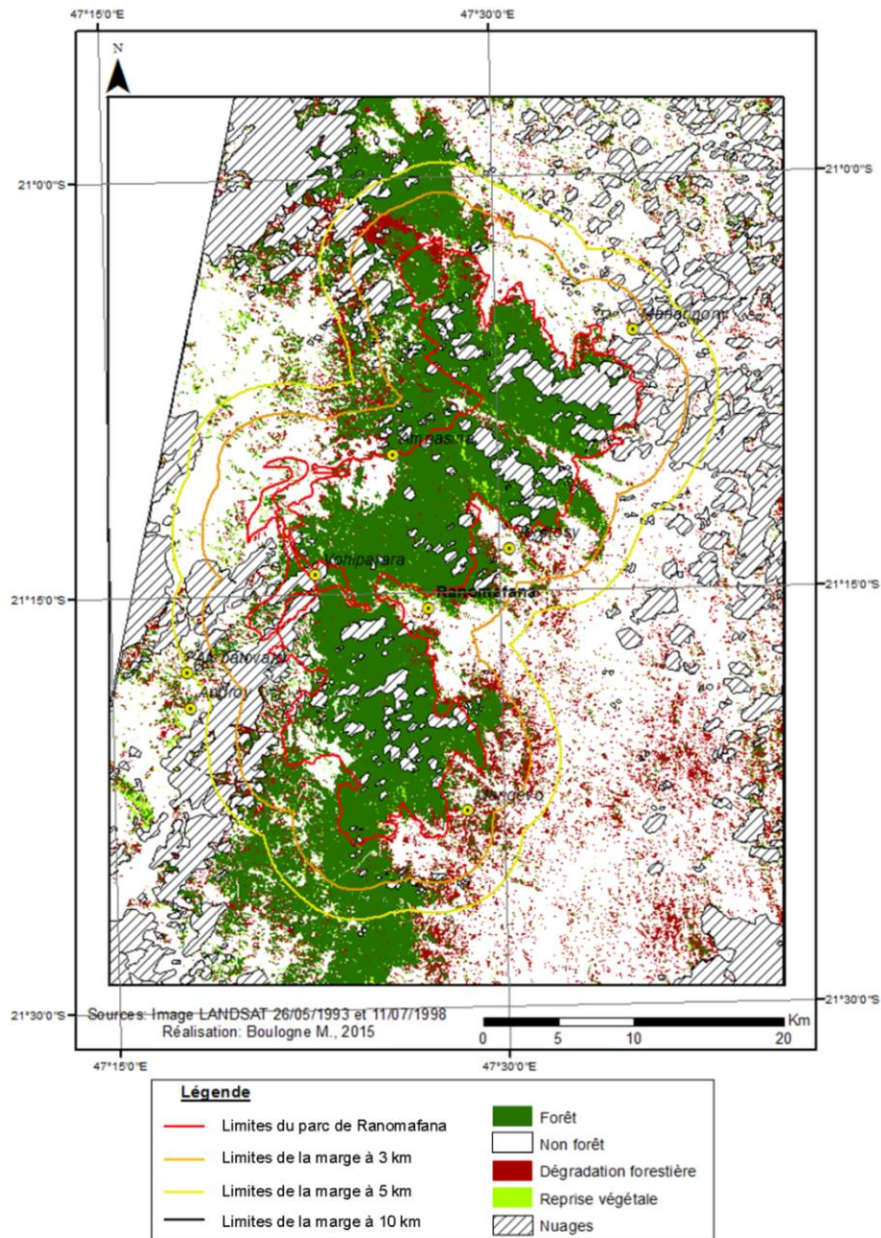


Figure 84 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 26/05/1993 et du 11/07/1998.

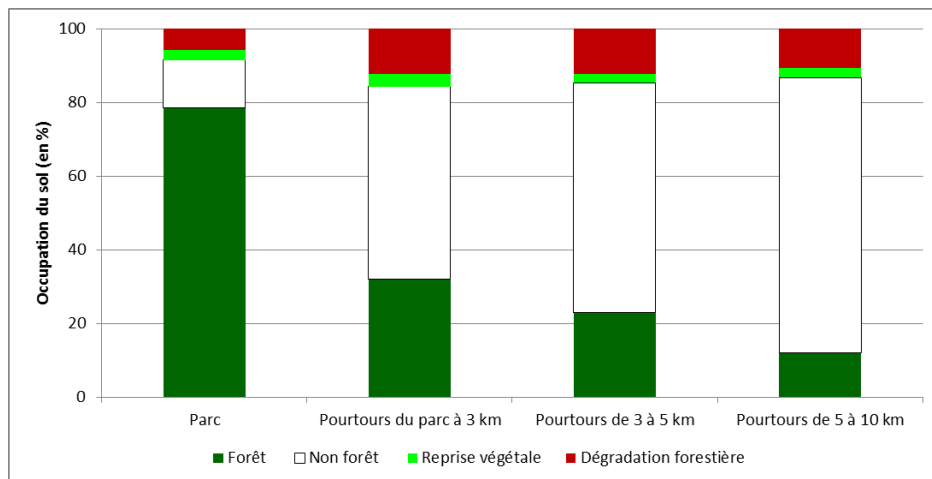


Figure 85 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1993 et 1998.

3.2.2. Les dynamiques d'occupation du sol entre 1993 et 1998

Pour la classification de l'occupation du sol en 1998 (fig. 86), l'indice de Kappa est évalué à 0,86 pour une précision globale de 87,6 %. Les classes les plus impactées par les erreurs de confusion lorsque l'on compare la classification au fichier de validation sont les classes de « sol nu/bâti » et de « sol nu à peu couvert », la première se confondant essentiellement à la seconde avec des pixels incorrectement exclus de la classe. Pour la seconde, les erreurs sont principalement des erreurs d'omissions (pixels incorrectement exclus d'une classe), avec les classes de « savane » et de « plantation de thé » et vice versa. La classe « forêt de basse altitude » se confond essentiellement avec la classe « ombre de jachères/cultures », mais cela se comprend car certains versants en forêt sont ombragés et comme il n'est pas possible de différencier deux classes d'ombre par les techniques utilisées, ces erreurs de classifications sont logiques.

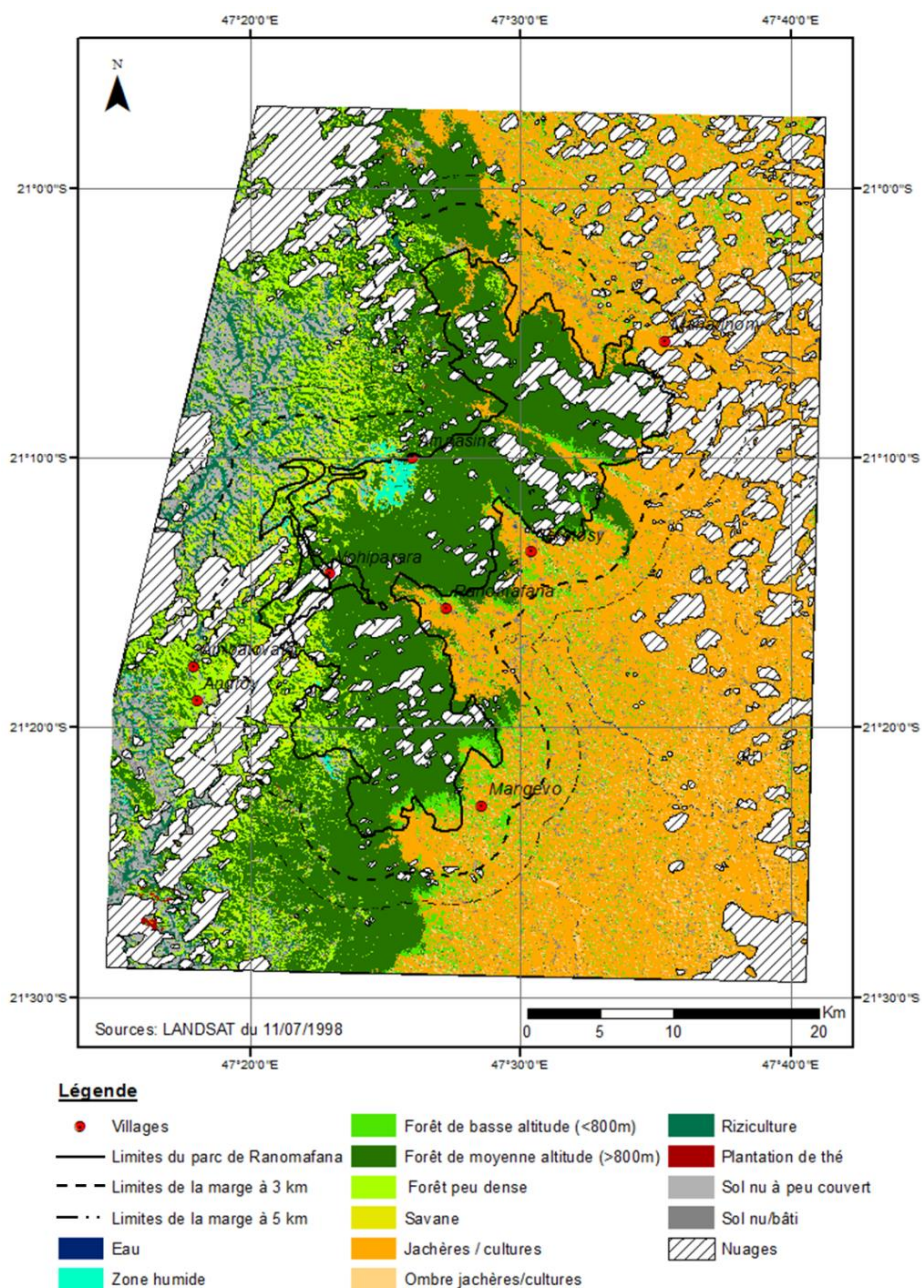


Figure 86 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1998, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 11/07/1998 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité et une à l'ombre).

En 1998, c'est dans le pourtour compris entre 5 et 10 km autour du Parc que les classes agricoles sont le plus représentées. Elles occupent une superficie de près de 540 km² soit 43 % de cette zone (fig. 87). La forêt de moyenne altitude (au-delà de 800 m) est peu représentée dans cette sous-zone, notamment parce qu'elle ne se retrouve qu'à l'ouest du Parc, dans le territoire *Betsileo* (le territoire *Tanala* étant situé à des altitudes plus basses). La classe rizicole a connu une progression entre 1993 et 1998 et représente plus de 72 km² dont la majorité (moins de 42 km²) se trouve également dans la zone entre 5 et 10 km autour du Parc. Cependant il est possible d'observer une progression de cette classe d'occupation du sol dans la marge comprise entre les limites du Parc et 3 km autour puisque la surface concernée est passée de moins de 9 km² en 1993 à un peu moins de 15 km² en 1998.

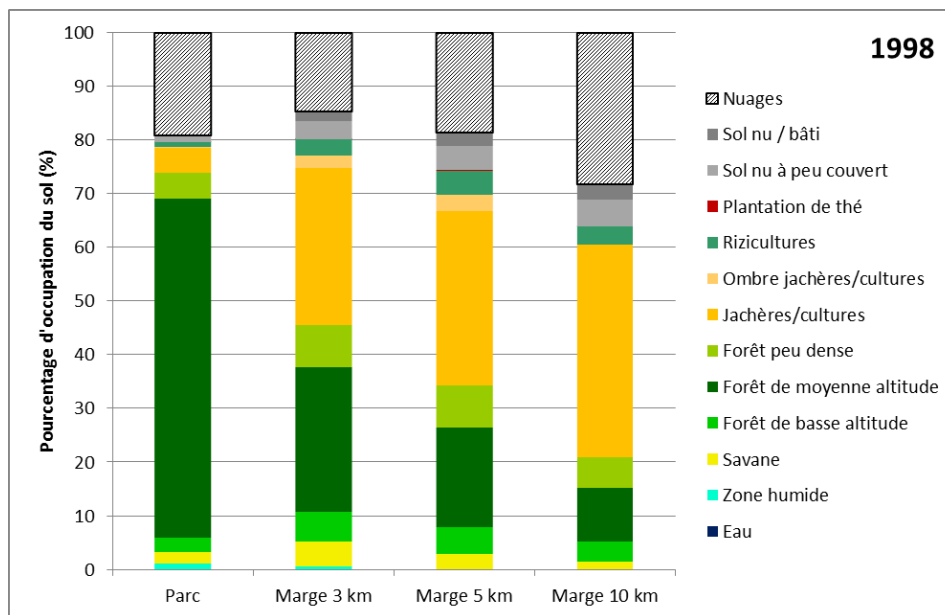


Figure 87 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1998 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.

Là encore, entre 1993 et 1998, les surfaces forestières connaissent une nette diminution, concernant près de la moitié de la surface dès lors que l'on sort des limites du Parc (fig. 88). Ensuite, la dégradation du couvert se fait de manière moins prononcée au fur et à mesure que l'on s'éloigne du Parc. Les surfaces agricoles augmentent de manière nette en dehors des limites du Parc, passant d'environ 5 % de la surface au sein du Parc à plus de 30 % dans la marge à 3 km autour, et évoluent de manière plus progressive au-delà.

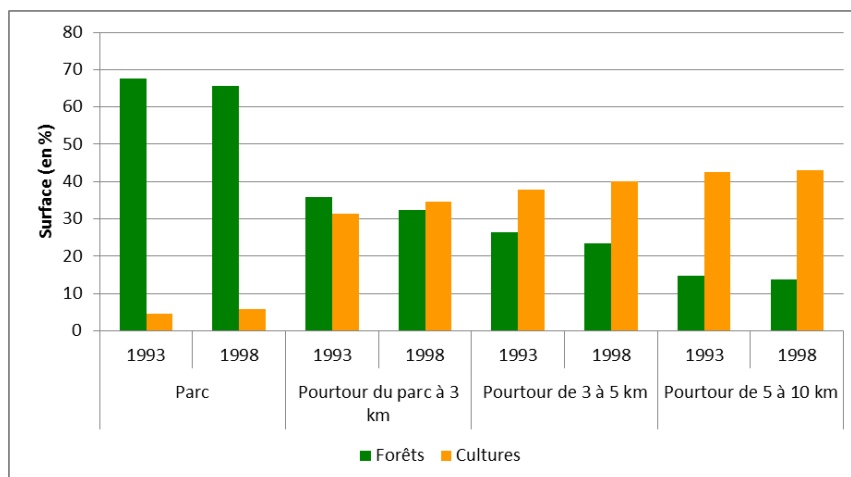


Figure 88 : Evolution comparative entre 1993 et 1998, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

3.3. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1998-2002

3.3.1. Suivi de la dégradation forestière

La carte de l'évolution forestière entre 1998 et 2002 permet d'observer une tendance évolutive moins marquée que la période précédente (fig. 89). Un peu plus de 27 % de la surface correspond à des milieux forestiers qui n'ont pas évolué entre ces deux dates et près de 65 % de la surface est restée non forestière. Un peu moins de 4 % ont connu une reprise de la végétation et près de 4 % de la surface forestière a été dégradée sur cette période.

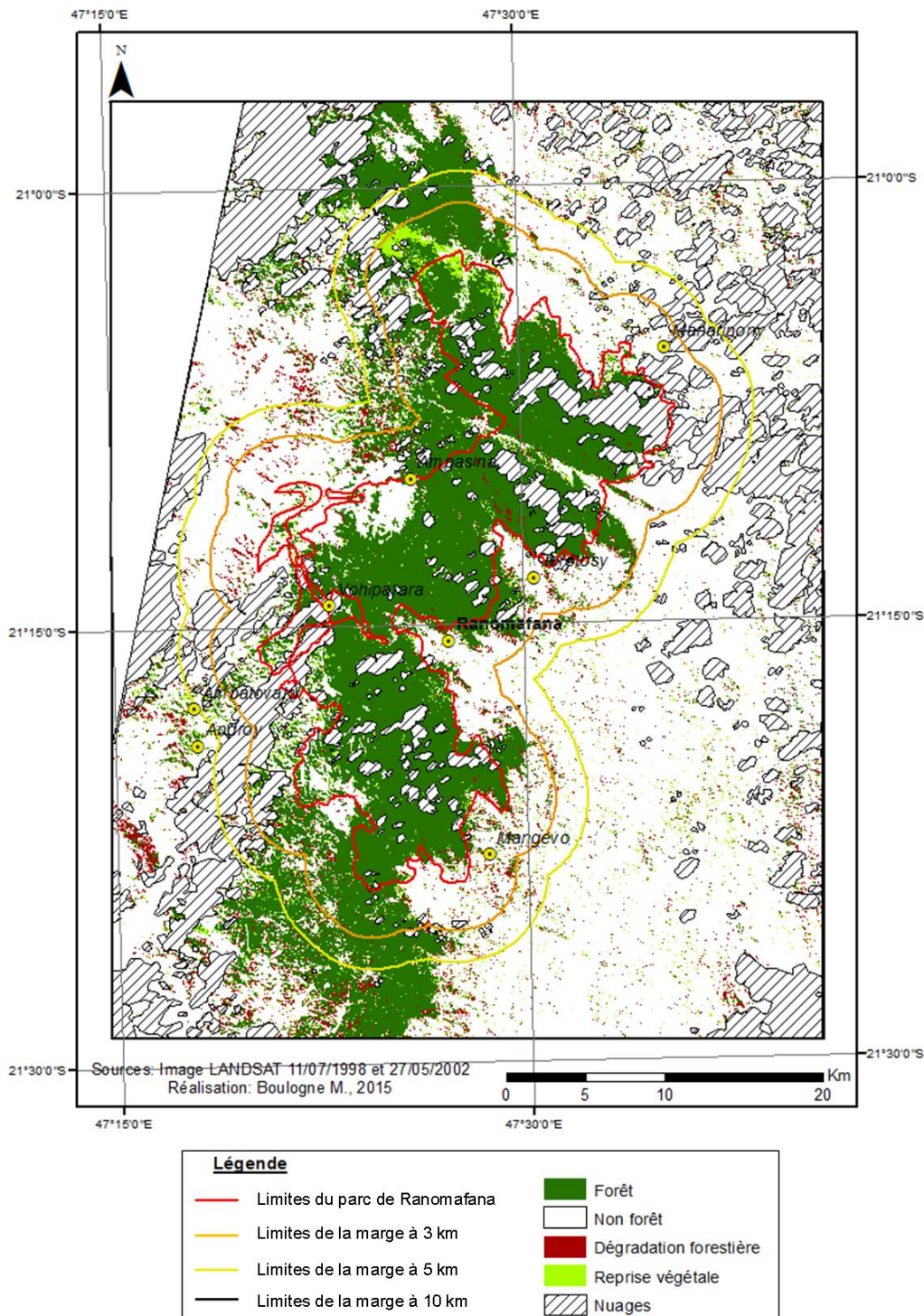


Figure 89 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 11/07/1998 et du 27/05/2002.

La zone au nord du Parc, enregistrant plutôt une dégradation entre 1993 et 1998, est en reprise forestière sur la période 1998-2002. La dégradation forestière la plus marquée entre 1998 et 2002 a lieu dans le pourtour à 3 km avec une perte de plus de 21 km² de forêt (fig. 90).

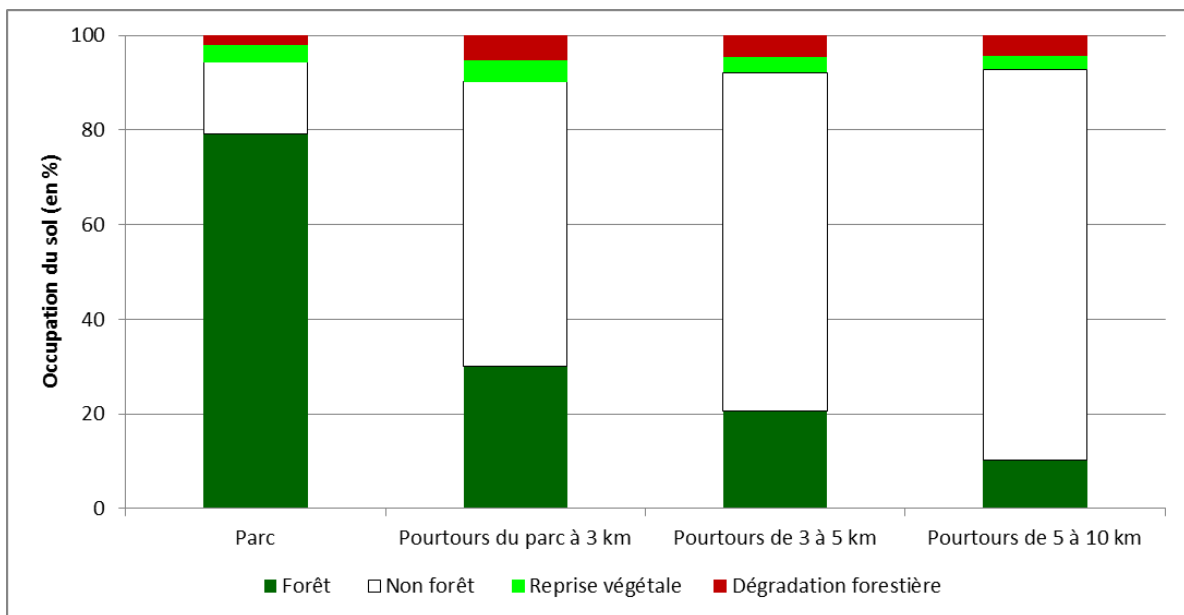


Figure 90 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1998 et 2002.

3.3.2. Suivi de l'occupation du sol à Ranomafana en 2002

Pour la classification de 2002 (fig. 91), l'indice de Kappa est de 0,86 pour une précision globale de 88 %. Les classes les plus problématiques en terme de confusions sont principalement les classes de « plantation de thé » où des pixels classés dans cette classe appartiennent en réalité à la classe « forêt de moyenne altitude », la classe de « savane » où des erreurs de classifications se font essentiellement avec la classe « forêt peu dense » et inversement, ainsi que la classe « sol nu à peu couvert » et « sol nu/bâti ».

En 2002, la progression des surfaces agricoles en marge du Parc se poursuit (fig. 92). La zone comprise entre les limites du Parc et le pourtour à 3 km ainsi que celle entre 3 et 5 km ont toujours une superficie agricole inférieure à celle de la zone comprise entre 5 et 10 km autour des limites du Parc. La forêt de basse altitude se dégrade également au fur et à mesure que l'on s'éloigne du Parc mais connaît un « sursaut » dans la marge comprise entre les limites du Parc et 3 km autour. La classe riziculture connaît entre 1998 et 2002, une nette progression de sa surface avec un peu moins de 94 km² de la zone d'étude. Elle est là encore davantage représentée dans la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc et dans la marge comprise entre les limites du Parc et 3 km.

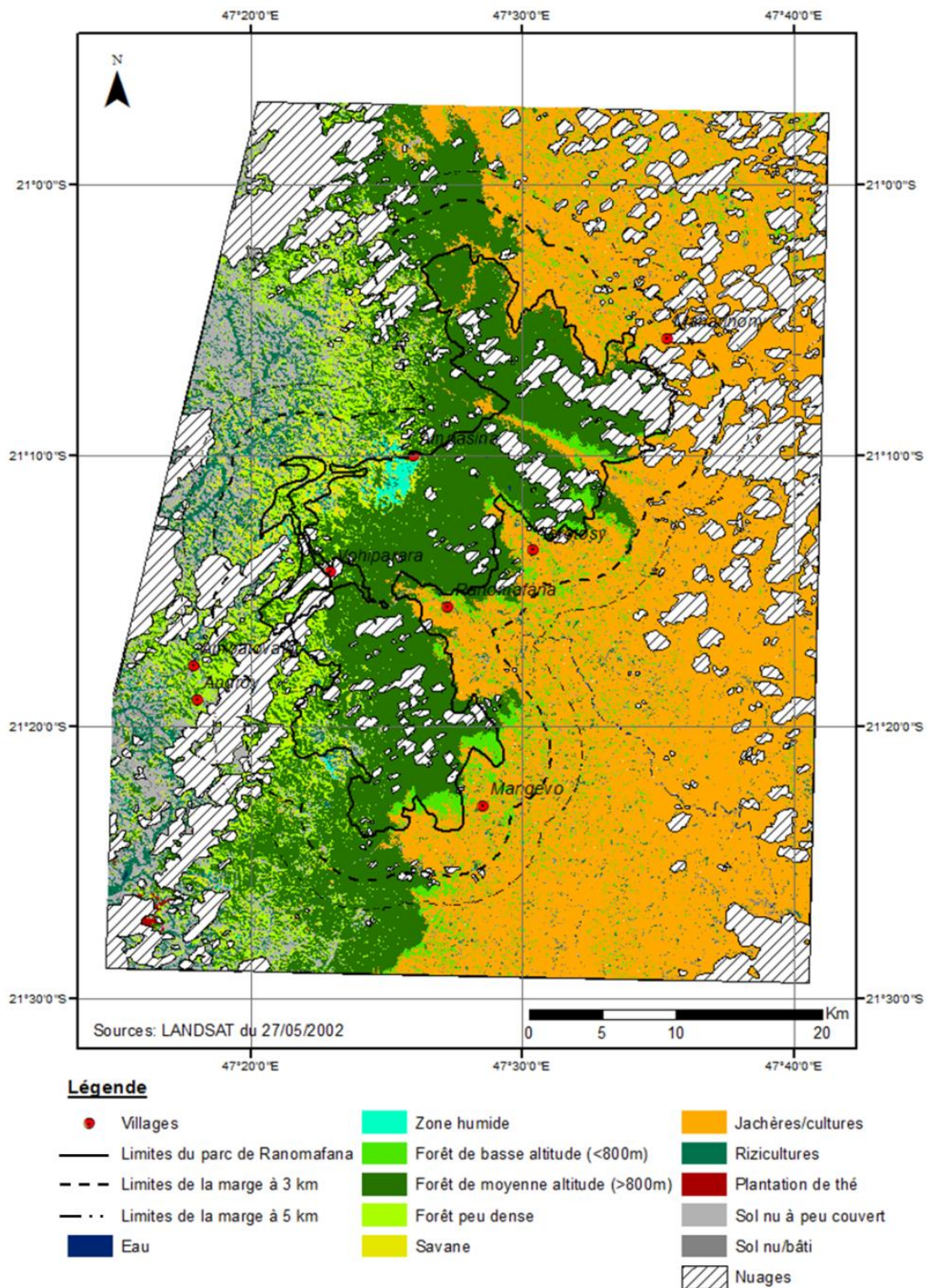


Figure 91 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2002, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 27/05/2002 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).

Entre 1998 et 2002, au sein du Parc, les couvertures forestières et agricoles semblent n'avoir que très peu évolué (fig. 93). Cependant, en dehors des limites du Parc l'érosion des milieux forestiers reste active par rapport à 1989 : dans la zone comprise entre 5 et 10 km, la couverture forestière a diminué de près de 57 % depuis le début de la période d'étude. La marge comprise entre les limites du Parc et 3 km autour reste la zone qui semble la moins touchée par l'érosion forestière.

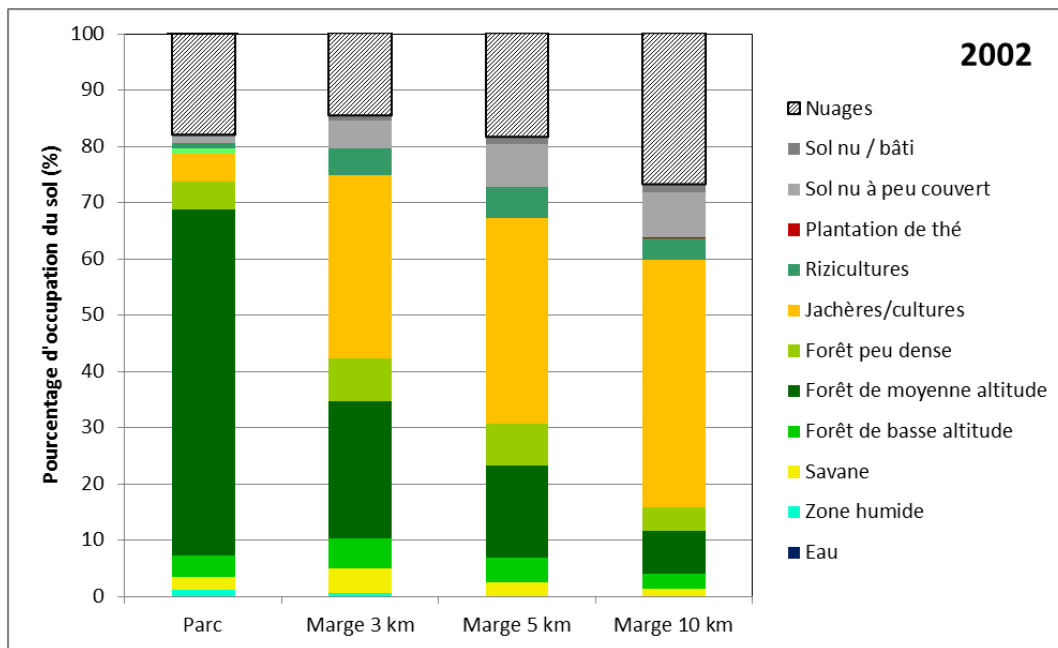


Figure 92 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2002 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.

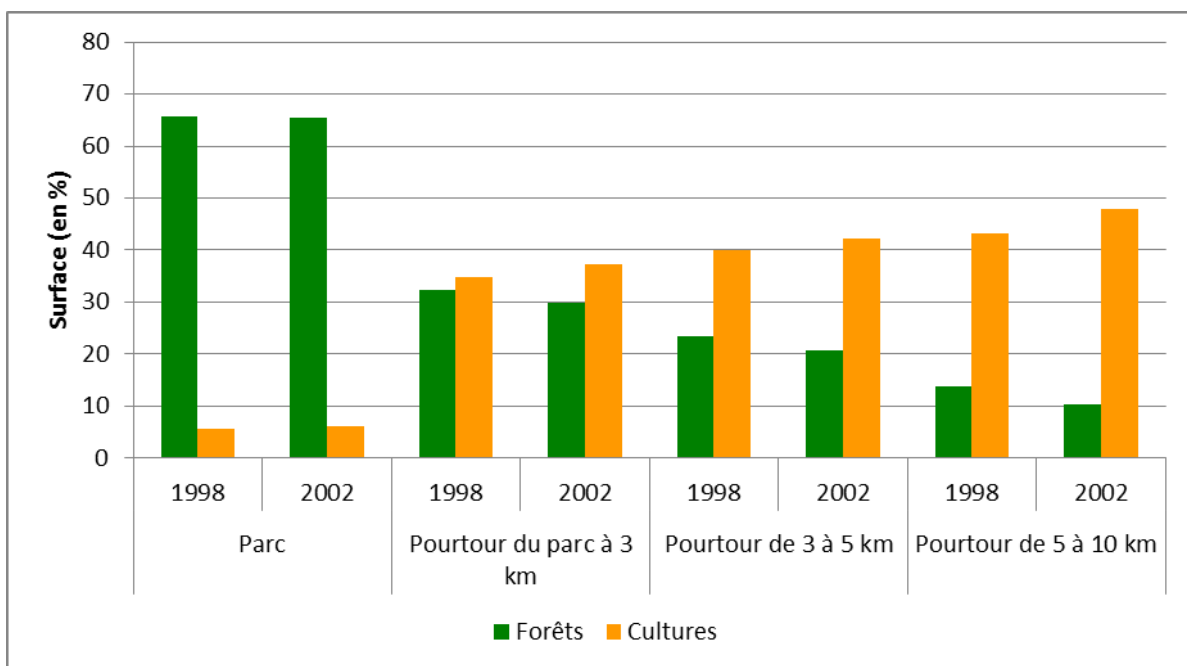


Figure 93 : Evolution comparative entre 1998 et 2002, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

3.4. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2002-2009

3.4.1. Suivi de la dégradation forestière

Entre 2002 et 2009 (fig. 94), près de 26 % de la surface est restée forestière et 66 % en surface non forestière. La reprise végétale n'a pas trop évolué par rapport à la période 1998-2002, puisque cela ne représente que 3 % de la surface totale de la zone d'étude. De même, la surface qui a été dégradée a peu évolué puisqu'elle représente seulement 4,6 %. Là encore, la saison de prise de vue (en mai pour 2002 et en novembre pour 2009) doit être considérée dans l'interprétation des résultats, puisque l'une se situe en début de saison sèche et l'autre en début de saison pluvieuse.

L'effet du relief est beaucoup plus marqué sur l'image de 2002, ce qui peut également engendrer des erreurs dans la classification.

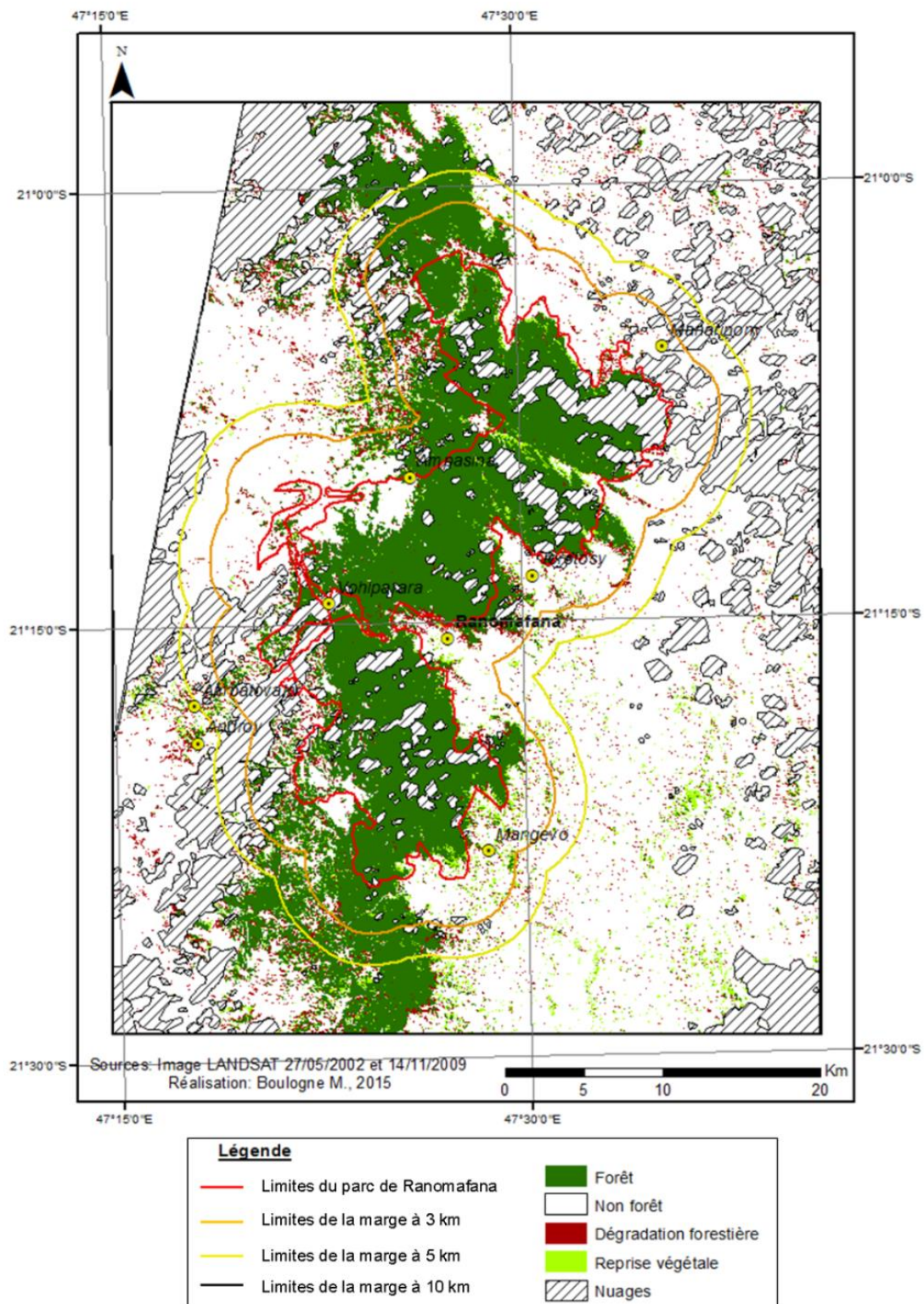


Figure 94 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 27/05/2002 et du 14/11/2009.

Entre 2002 et 2009, c'est également l'espace périphérique à 3 km (fig. 95) qui enregistre la dégradation forestière la plus marquée, avec une perte de 6,4 % de sa surface forestière, soit près de 26 km². La zone traduisant la plus faible dégradation forestière reste le Parc, avec une perte de 2,6 %, soit 8,5 km².

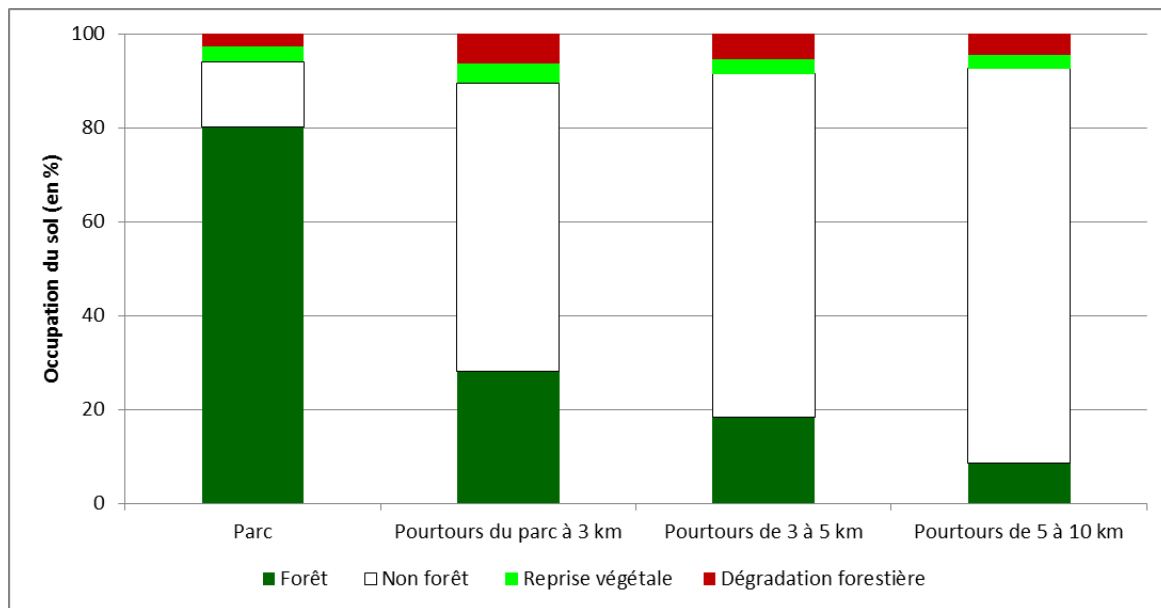


Figure 95 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 2002 et 2009.

3.4.2. Suivi de l'occupation du sol en 2009

L'indice de Kappa obtenu pour la classification de 2009 (fig. 96) est de 0,93 et une précision globale de 93,64 %. Les classes engendrant le plus d'erreurs de classification sont celles de la « plantation de thé » (erreurs de classification avec la classe agricole), de « savane » (confusion avec la forêt peu dense essentiellement), de « sol nu / bâti » qui se confond avec la classe « sol nu à peu couvert ».

En 2009, il apparait que dans la zone entre les limites du Parc et 3 km autour, la forêt de basse altitude a connu une nette diminution puisqu'elle est passée d'un peu moins de 26 km² en 2002 à moins de 17 km² en 2009 (fig. 97). Dans les deux autres sous-espace, l'érosion de cette classe d'occupation du sol continue, mais dans des proportions moindre : il ne reste en 2009 plus que 7 km² de forêt de basse altitude entre 3 et 5 km (soit 2,6 % de la surface de ce sous-espace) et moins de 25 km² dans la zone entre 5 et 10 km (soit 1,93 % de la surface de ce sous-espace).

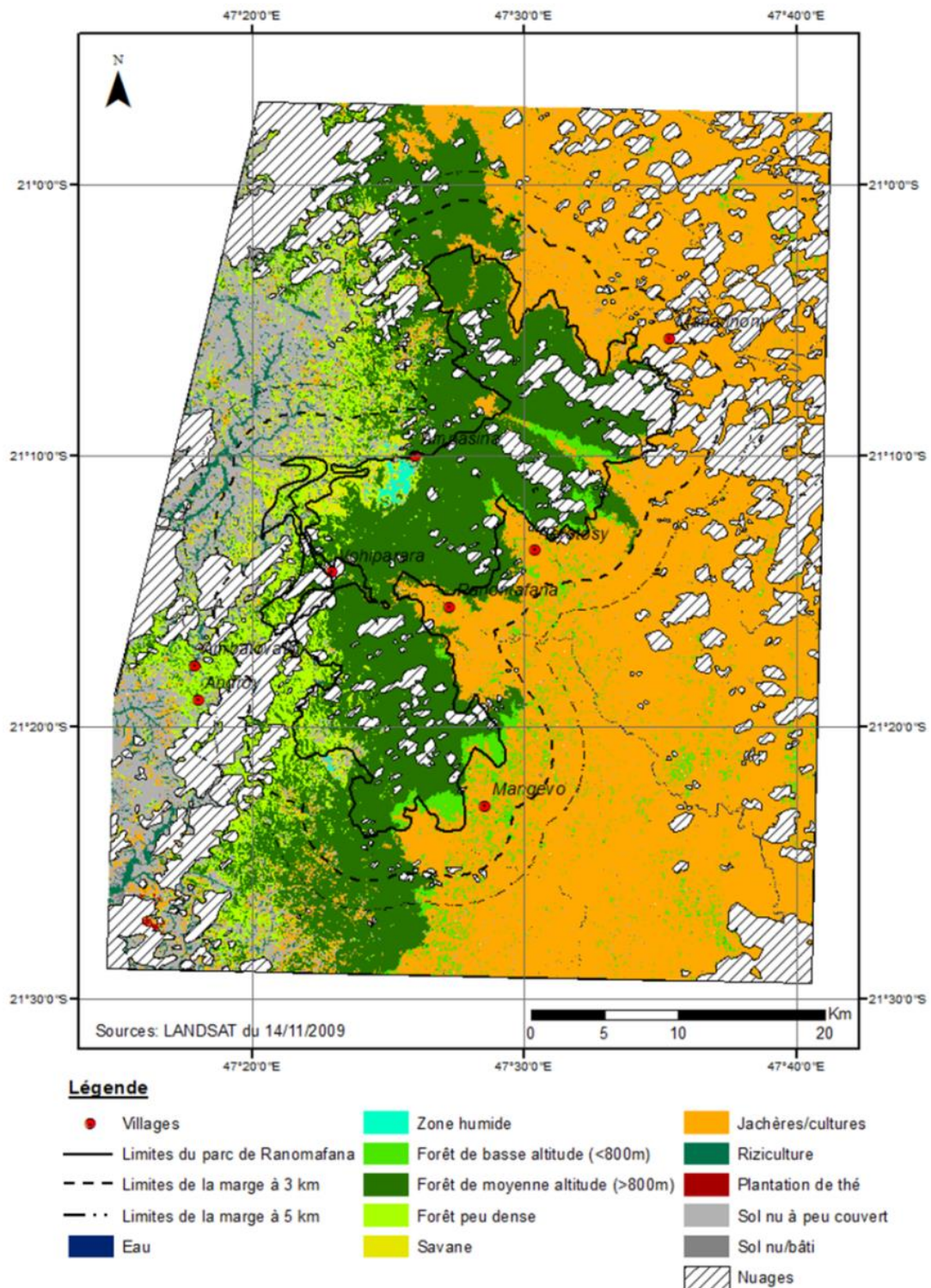


Figure 96 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2009, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 14/11/2009 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).

En 2009, la riziculture a régressé en terme de surface comparé aux autres dates et ne couvre plus que moins de 42 km². Cela représente une diminution de près de la moitié de la surface rizicole. Cependant, cela est probablement davantage lié à la date d'acquisition de l'image (novembre, en saison sèche) plutôt qu'à une réelle diminution des rizières.

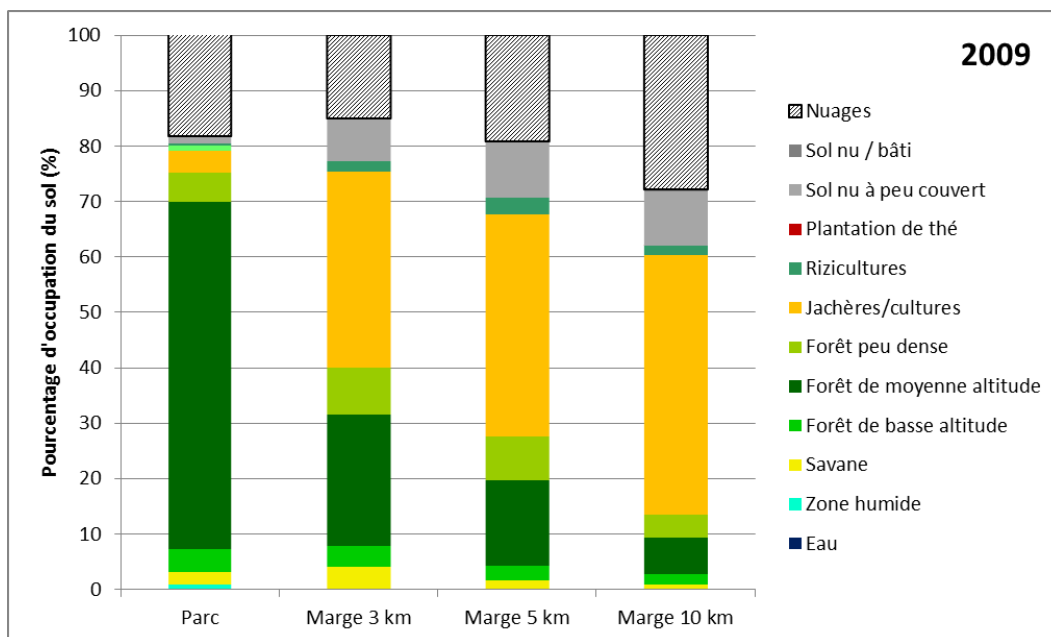


Figure 97 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2009 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.

Entre 2002 et 2009, au sein du Parc, une diminution des zones agricoles au profit des surfaces forestières semble s'être opérée, mais une dégradation forestière plus importante que les années précédentes s'est déroulée dans la marge entre les limites du Parc et 3 km autour (fig. 98).

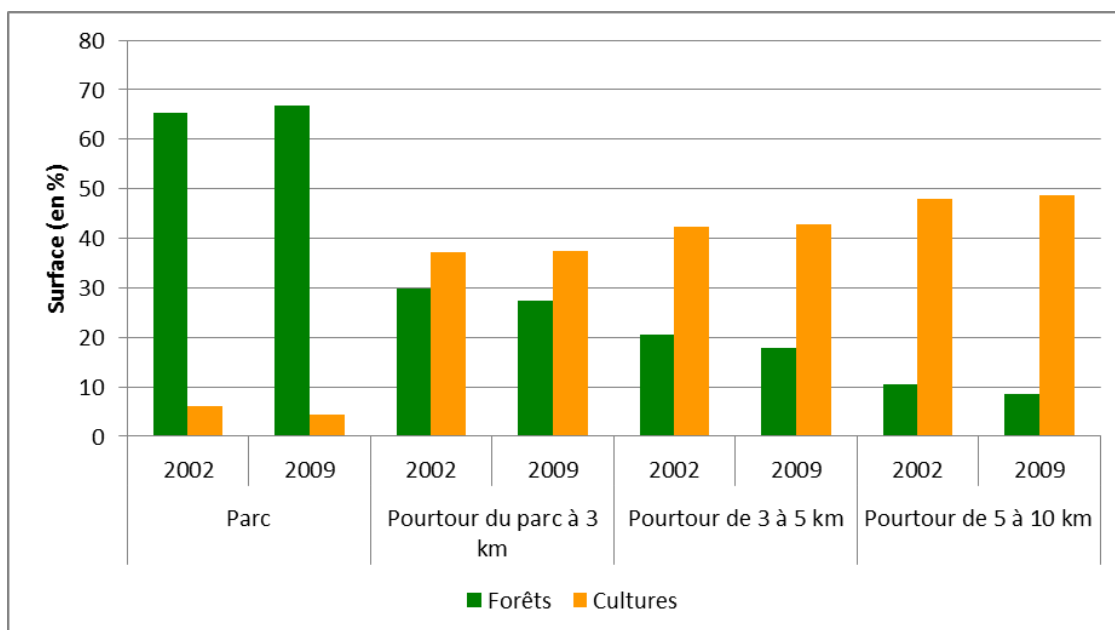


Figure 98 : Evolution comparative entre 2002 et 2009, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

3.5. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2009-2013

3.5.1. Suivi de la dégradation forestière entre 2009 et 2013

Entre 2009 et 2013 (fig. 99), près de 25 % de la surface totale de la zone d'étude est restée en espaces forestiers, et près de 70 % des milieux non forestiers n'ont pas évolué. Un peu plus de 1 % de la surface est considérée comme en reprise végétale et moins de 4 % en dégradation forestière. Cette dégradation se fait pour l'essentiel à la limite externe de la zone tampon de 3 km, même si des

parcelles sont quand même dégradées à l'intérieur de cette zone malgré les restrictions de prélèvements. Etant donné que les deux images sont prises en intersaison (novembre pour 2009, octobre pour 2013), le biais lié à la différence de saisonnalité est moins marqué que pour d'autres cartographies évolutives.

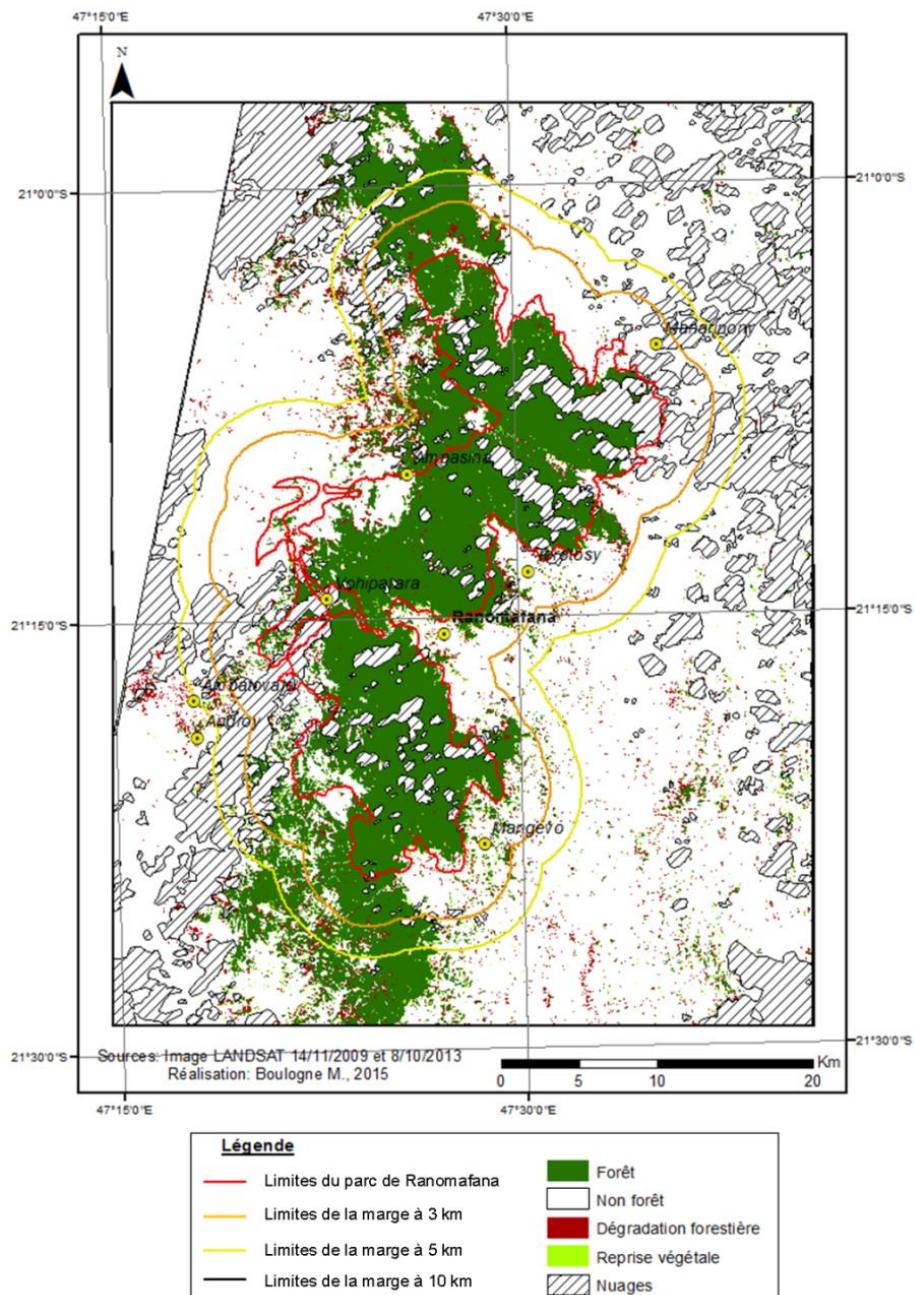


Figure 99 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 14/11/2009 et du 08/10/2013.

Entre ces deux dates, la ceinture 0-3 km montre la dégradation forestière la plus marquée avec une perte de près de 20 km². Cette zone est également celle qui révèle la plus forte reprise végétale, avec 1,85 % de sa superficie allant vers une évolution de type arboré (fig. 100).

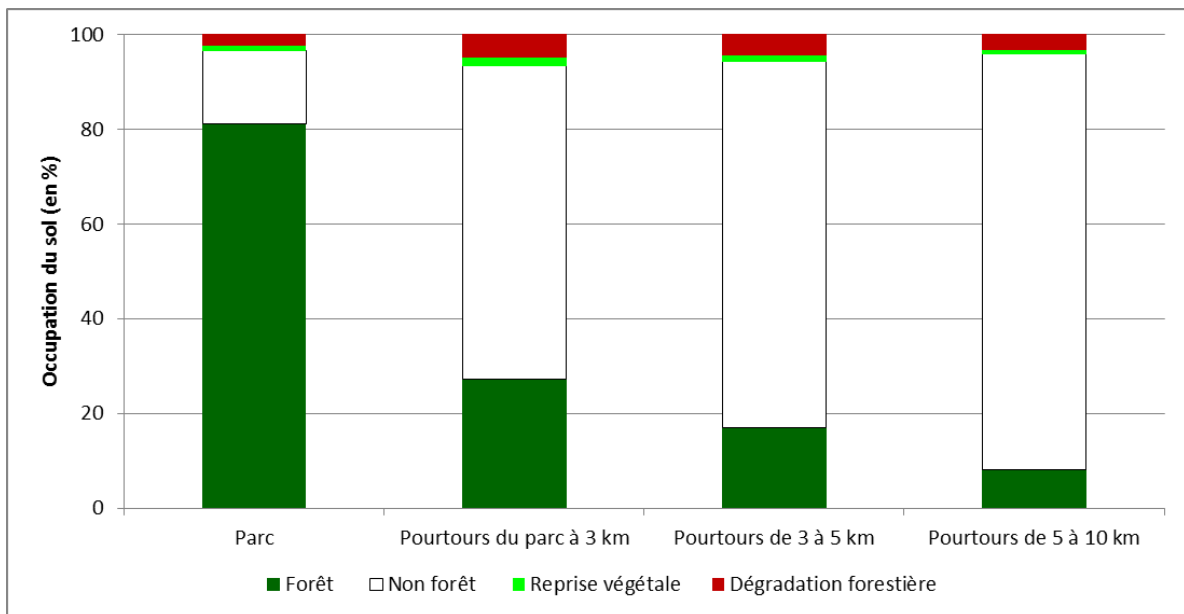


Figure 100 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 2009 et 2013.

Une partie des parcelles défrichées apparaît soit comme des parcelles de *tavy* soit comme des parcelles en sol couvert ou au contraire, ayant une forte activité végétale. L'image de 2009 est celle qui, de toute la base de données, présente le plus grand nombre de parcelles de brûlis. Ces dernières semblent avoir évoluées en 2013 en espaces de cultures ou de jachères.

3.5.2. Suivi de l'occupation du sol en 2013

Pour la carte de l'occupation du sol en 2013 (fig. 101), pour rappel le Kappa était de 0,81 et la précision globale de 83 %. Le détail des confusions entre classe a été vu dans la section 1.3.4 de ce chapitre.

En 2013, la forêt de basse altitude a connu, au sein du Parc, une diminution de sa surface comparée à 2009, passant de 17 km² à un peu moins de 11 km², tandis que la forêt de moyenne altitude a vu sa surface ne diminuer « que de » 3 km² (fig. 102). A l'extérieur des limites du Parc, la pression sur les milieux forestiers reste constante et est davantage marquée au fur et à mesure de l'éloignement au Parc. Les surfaces de jachères et de cultures sont par contre en évolution constante dès lors que l'on s'éloigne du Parc. La surface concernée est plus importante dans la marge entre 5 et 10 km autour du Parc (545 km² en 2013, contre 598 km² en 2009), mais également dans la zone entre les limites du Parc et 3 km autour (153 km² en 2013, 162 en 2009). Cette classe occupe une surface moindre dans la marge entre 3 et 5 km avec 111 km² en 2009 et 101 en 2013. La classe riziculture quant à elle connaît une très nette progression comparée aux dates antérieures et occupe près de 311 km² au total, mais reste davantage représentée dans la zone entre 5 et 10 km avec 193 km² ainsi que dans la zone entre les limites du Parc et 3 km avec plus de 63 km².

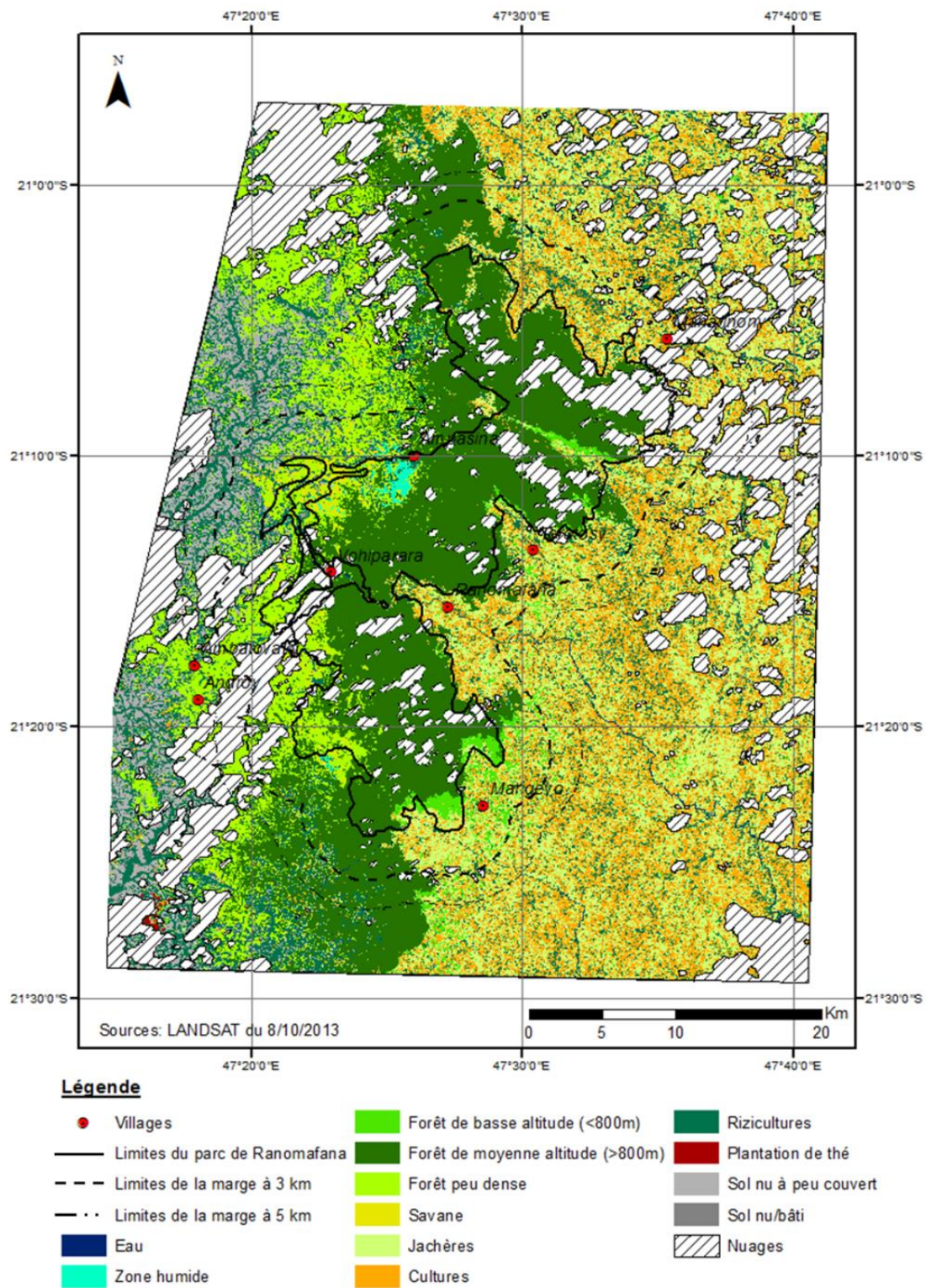


Figure 101 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2013, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 8/10/2013 : discrimination de 12 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).

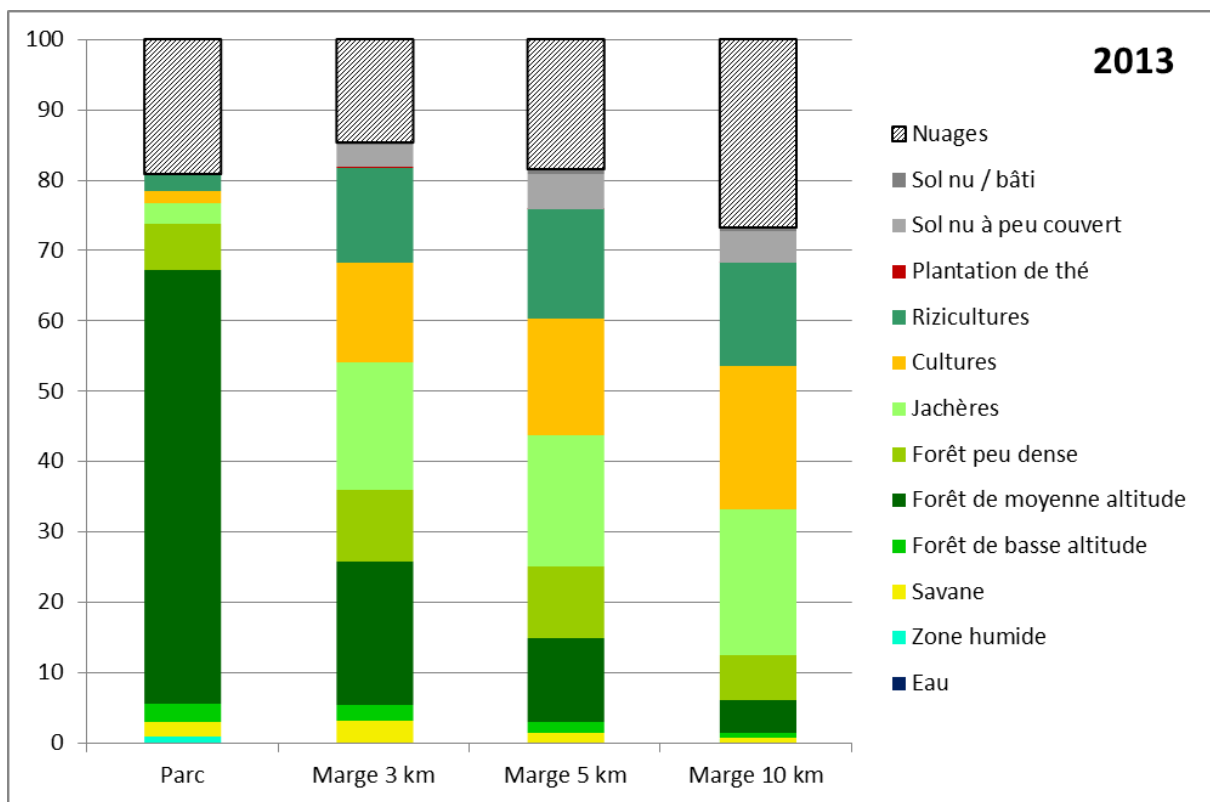


Figure 102 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2013 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.

Après avoir perdu de la surface en 2009, les classes agricoles semblent connaître une légère croissance au sein du Parc en 2013 et ce bien entendu, au détriment de la surface en forêt (fig. 103). Là encore, entre ces deux dates, la croissance des surfaces en cultures se fait de manière progressive en fonction de l'éloignement au Parc.

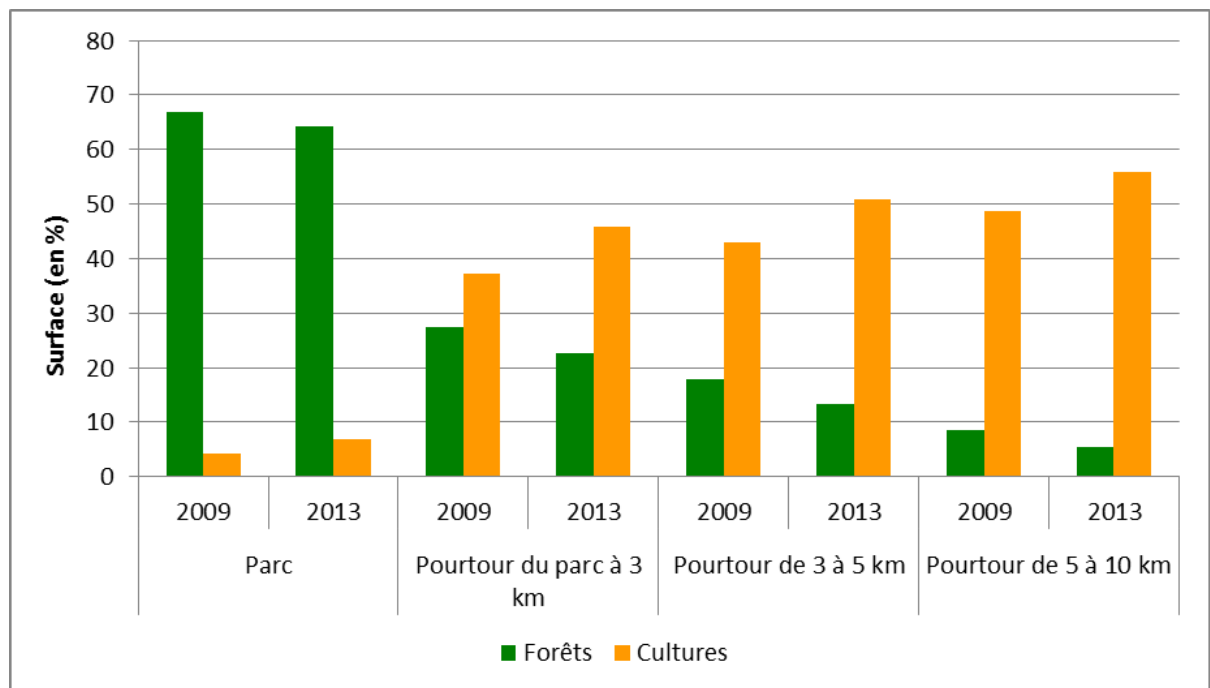


Figure 103 : Evolution entre 2009 et 2013, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.

4. Synthèse sur l'évolution de la couverture forestière à Ranomafana entre 1989 et 2013

4.1. Evolution de la dégradation forestière au sein du Parc et dans les 3 zones tampons

La couverture forestière représente une part importante du paysage au niveau du Parc, entre 65 et 70 % selon les périodes étudiées. La part de l'espace forestier dans le paysage diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de ses limites. D'abord, sur sa bordure immédiate et jusqu'à 3 km, la forêt n'est plus dominante, ne représentant plus que 25 à 40 % du paysage selon les périodes. Puis, un peu plus loin, entre 5 et 10 km des limites du Parc, elle ne pèse plus que 6 à 18 % du paysage.

Sur la période observée, et à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude, la couverture forestière montre une tendance générale à la baisse, puisque l'on passe de 32,2 % de la surface couverte par la forêt en 1989 à un peu moins de 21 % en 2013, soit respectivement de 803 à 517 km² (tab. 29).

Tableau 29 : Couvert forestier et non forestier déterminé à partir des résultats issus des 6 dates analysées entre 1989 et 2013, en fonction de l'éloignement au Parc (en km² et en %) : au sein du Parc, dans le pourtour entre les limites du Parc et 3 km, dans le pourtour entre 3 et 5 km autour du Parc, dans le pourtour entre 5 et 10 km autour du Parc et sur l'ensemble de la zone d'étude (« zone entière »). « Nuages » correspond aux espaces couverts de nuages et masqués dans chaque sous-zone étudiée ; « total » correspond à la superficie totale de chaque sous-zone.

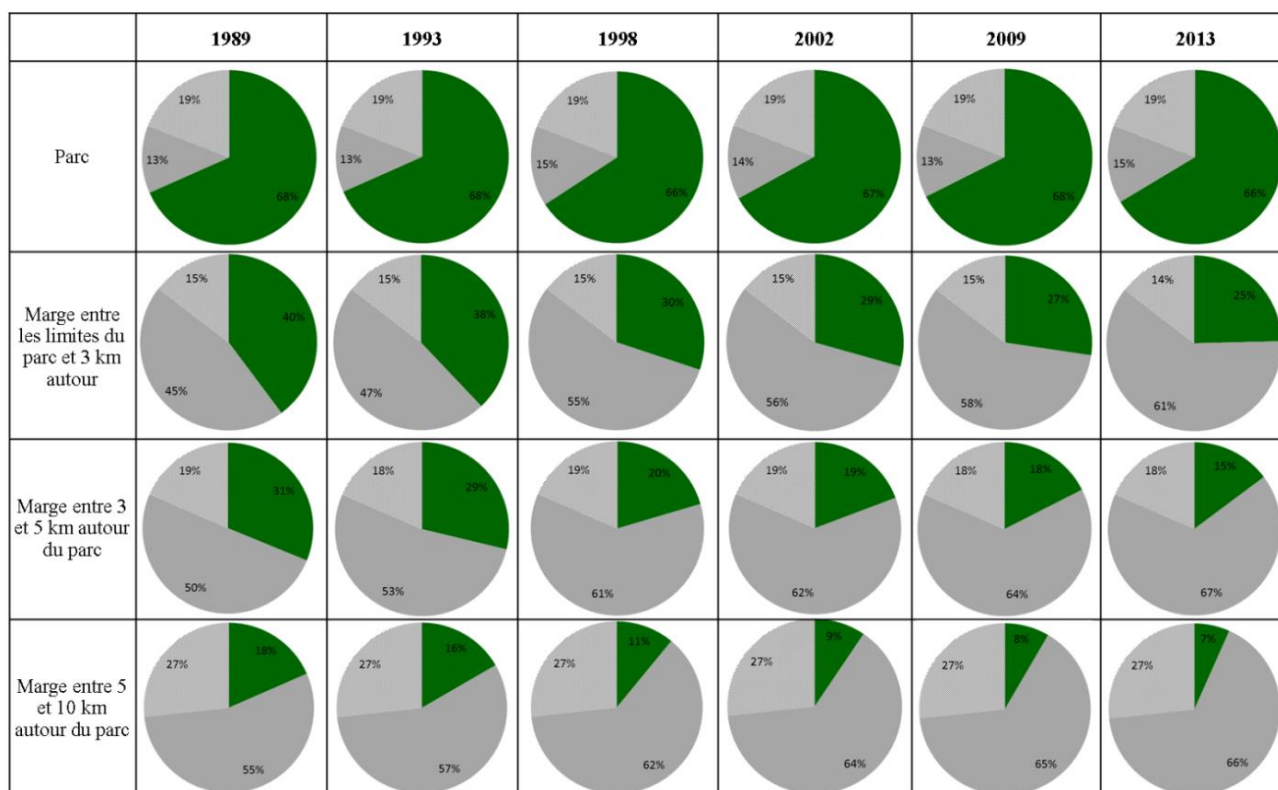
	1989		1993		1998		2002		2009		2013		
	en km ²	en %	en km ²	en %	en km ²	en %	en km ²	en %	en km ²	en %	en km ²	en %	
Parc	<i>Forêt</i>	280	68,9	277,7	68,4	267,1	65,7	272,2	67	274,6	67,6	269,7	66,4
	<i>Non forêt</i>	48,6	12	50,9	12,5	61,5	15,1	56,4	13,9	53,9	13,3	58,9	14,5
	<i>Nuages</i>					77,7	19,1						
	<i>Total</i>					406,3	100						
Pourtour du Parc à 3 km	<i>Forêt</i>	188,6	39,8	179,7	37,9	142,6	30,1	139,1	29,4	129,5	27,3	116,7	24,6
	<i>Non forêt</i>	216,1	45,6	225	47,5	262,2	55,3	265,6	56	275,3	58,1	288	60,8
	<i>Nuages</i>					69,1	14,6						
	<i>Total</i>					473,9	100						
Pourtour de 3 à 5 km	<i>Forêt</i>	90,2	31,2	83,1	28,7	59,1	20,5	55,7	19,3	50,7	17,5	42,8	14,8
	<i>Non forêt</i>	145,5	50,3	152,6	52,8	176,6	61,1	180	62,3	185,1	64	192,9	66,7
	<i>Nuages</i>					53,4	18,5						
	<i>Total</i>					289,1	100						
Pourtour de 5 à 10 km	<i>Forêt</i>	244,2	18,4	220,5	16,6	145,4	11	125,5	9,5	111,5	8,4	88,2	6,7
	<i>Non forêt</i>	726,8	54,9	750,5	56,6	826,1	62,3	845,1	63,8	859,8	64,9	883,2	66,6
	<i>Nuages</i>					353,9	26,7						
	<i>Total</i>					1325,3	100						
Zone entière	<i>Forêt</i>	803	32,2	761	30,5	614,2	24,6	592,5	23,8	566,3	22,7	517,4	20,7
	<i>Non forêt</i>	1137	45,6	1179	47,3	1326,3	53,2	1347	54	1374	55,1	1423	57
	<i>Nuages</i>					554,1	22,2						
	<i>Total</i>					2494,5	100						

Au niveau du Parc lui-même, on passe d'un espace forestier de 280 km² en 1989 à 270 km² en 2013. Il s'agit certes d'une **légère diminution de sa superficie boisée**, et l'on pourrait dès lors imaginer que la création du Parc en 1991 n'a eu qu'un effet limité dans la réduction de l'espace forestier, voire même n'a pas permis d'inverser la dynamique générale observée dans l'ensemble de la région. L'analyse multi-temporelle montre en réalité que cette dynamique générale masque des

évolutions un peu plus complexes sur la période étudiée. Entre 1989 et 1993, il n'y a quasiment pas eu de dégradation du couvert, tandis qu'entre 1993 et 1998, le Parc a perdu 2% de sa superficie forestière. Cependant, à partir de la fin des années 90, la couverture forestière semble non seulement cesser de décroître, mais reprend de l'ampleur.

Pour la zone tampon de 3 km autour des limites du Parc, la tendance est à la diminution du couvert forestier puisque l'on passe de près de 40 % de couverture en 1989 à près de 25 % en 2013, avec une décroissance progressive entre ces deux dates. La diminution du couvert la plus marquée s'est faite entre 1993 et 1998, période durant laquelle on passe de près de 38 % de couverture forestière à seulement 30 %. Durant les autres années, même si une diminution a lieu, elle reste moins rapide.

Dans la zone tampon comprise entre 3 et 5 km autour du Parc, la tendance est là encore à la diminution du couvert forestier, qui passe de 31 % de la surface en 1989 à près de 15 % en 2013. Là encore, la dégradation de la couverture forestière la plus marquée est enregistrée entre 1993 et 1998, passant de 28,7 à 20,5 %. Par la suite, la dégradation forestière continue mais de manière moins prononcée. Les résultats sont similaires pour la zone comprise entre 5 et 10 km où la couverture forestière a diminué entre 1989 (18,4%) et 2013 (6,7 %). Quelle que soit la date, la zone tampon comprise entre 5 et 10 km était déjà un espace où le couvert forestier était moins représenté que pour les autres zones marginales, puisque déjà inférieure à 20 % de la superficie en 1989. Cependant, ce qui demeure inquiétant est que la zone tampon de 3 km autour du Parc est, rappelons-le, une zone contrôlée et où normalement les défrichements sont limités, mais qui reste finalement en proie à une dégradation forestière marquée (fig. 104).



Légende : ■ Forêt ■ Non forêt ▨ Nuages

Figure 104 : Couvert forestier et non forestier, ainsi que la couverture nuageuse, déterminés à partir des résultats issus des 6 dates analysées entre 1989 et 2013, en fonction de l'éloignement au Parc (en %).

Dans les limites du Parc, la couverture forestière représente environ 70 % de la superficie. Dans la marge à 3 km, cette couverture a diminué, passant de près de 40 % de la surface en 1989 à plus de 25 % en 2013. Dans la marge entre 3 et 5 km, il ne subsiste en 2013 que 15 % de surface en forêts, et moins de 10 % pour la ceinture comprise entre 5 et 10 km.

4.2. Analyse de la dégradation forestière en fonction des périodes d'étude

Il est possible de préciser ces évolutions en comparant deux à deux les années pour lesquelles une cartographie a été établie. La carte de la dégradation forestière entre deux dates permet ainsi de spatialiser et localiser les dégradations forestières survenues au cours de cette période. La carte montre également les espaces où l'on peut observer une reprise végétale ainsi que les zones où la couverture arborée n'a pas évolué. L'évolution entre les deux dates reste générale et simplifiée. Elle intègre une proportion variable de forêt qui a été entièrement préservée, de zones restées sans la moindre couverture forestière, de forêt ayant été dégradée, ou bien, à l'inverse, de zones avec une reprise forestière.

L'évolution des couverts forestiers entre différentes dates (tab. 30) permet de quantifier la dégradation du couvert et d'estimer le rythme annuel moyen de cette dégradation (tab. 31). **A l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude, entre 1989 et 2013, avec une perte de 367 km² de surface forestière, le rythme de la dégradation est évalué à 0,62 %/an soit une perte moyenne de 15,5 km²/an (fig. 105).**

Tableau 30 : Estimations des évolutions des surfaces forestières (en km² et en %) par période entre 1989 et 2013 et en fonction de l'éloignement aux limites du Parc de Ranomafana.

	Surface (km ²)	Evolution des surfaces forestières	1989-1993	1993-1998	1998-2002	2002-2009	2009-2013	1989-2013
			km ² /période	km ² /an	%/an	km ² /période	km ² /an	%/an
Parc	406,3	km ² /période	-2,8	-13,1	6,3	3,0	-6,1	-12,8
		km ² /an	-0,79	-2,60	1,65	0,41	-1,60	-0,54
		%/an	-0,19 %	-0,64 %	0,41 %	0,10 %	-0,39 %	-0,13 %
Pourtour du Parc à 3 km	473,88	km ² /période	-10,4	-43,5	-4,0	-11,2	-15,0	-84,2
		km ² /an	-2,89	-8,64	-1,06	-1,53	-3,92	-3,57
		%/an	-0,61 %	-1,82 %	-0,22 %	-0,32 %	-0,83 %	-0,75 %
Pourtour de 3 à 5 km	289,06	km ² /période	-8,7	-29,4	-4,2	-6,2	-9,7	-58,1
		km ² /an	-2,40	-5,84	-1,10	-0,85	-2,52	-2,46
		%/an	-0,83 %	-2,02 %	-0,38 %	-0,29 %	-0,87 %	-0,85 %
Pourtour de 5 à 10 km	1325,25	km ² /période	-32,3	-102,6	-27,1	-19,1	-31,8	-212,9
		km ² /an	-8,95	-20,38	-7,12	-2,60	-8,29	-9,01
		%/an	-0,68 %	-1,54 %	-0,54 %	-0,20 %	-0,63 %	-0,68 %
Zone entière	2494,5	km ² /période	-54,0	-188,8	-27,8	-33,8	-62,9	-367,2
		km ² /an	-14,95	-37,52	-7,30	-4,60	-16,42	-15,55
		%/an	-0,60 %	-1,50 %	-0,29 %	-0,18 %	-0,66 %	-0,62 %

Pour la période 1989-1993, la dégradation forestière fait état d'une perte de près de 54 km² soit un peu moins de 15 km² de forêt disparaissant en moyenne chaque année entre ces deux dates. Durant cette période, le pourtour de 5 à 10 km du Parc a été le plus touché par la dégradation forestière avec une diminution du couvert de 8,95 km²/an. Cependant, la superficie de cette zone est plus conséquente que les autres. Ainsi, si l'on regarde l'évolution en pourcentage, c'est la

ceinture située entre 3 et 5 km autour du Parc qui enregistre la dégradation forestière relative la plus marquée, avec une diminution de 0,83 % ; diminution qui s'observe aussi entre 1993 et 1998 (-2,02 %). Entre 1998 et 2002, c'est de nouveau l'espace entre 5 et 10 km qui est en proie à une dégradation forestière plus marquée, cela pouvant potentiellement être lié à la mise en place du Parc (en 1991).

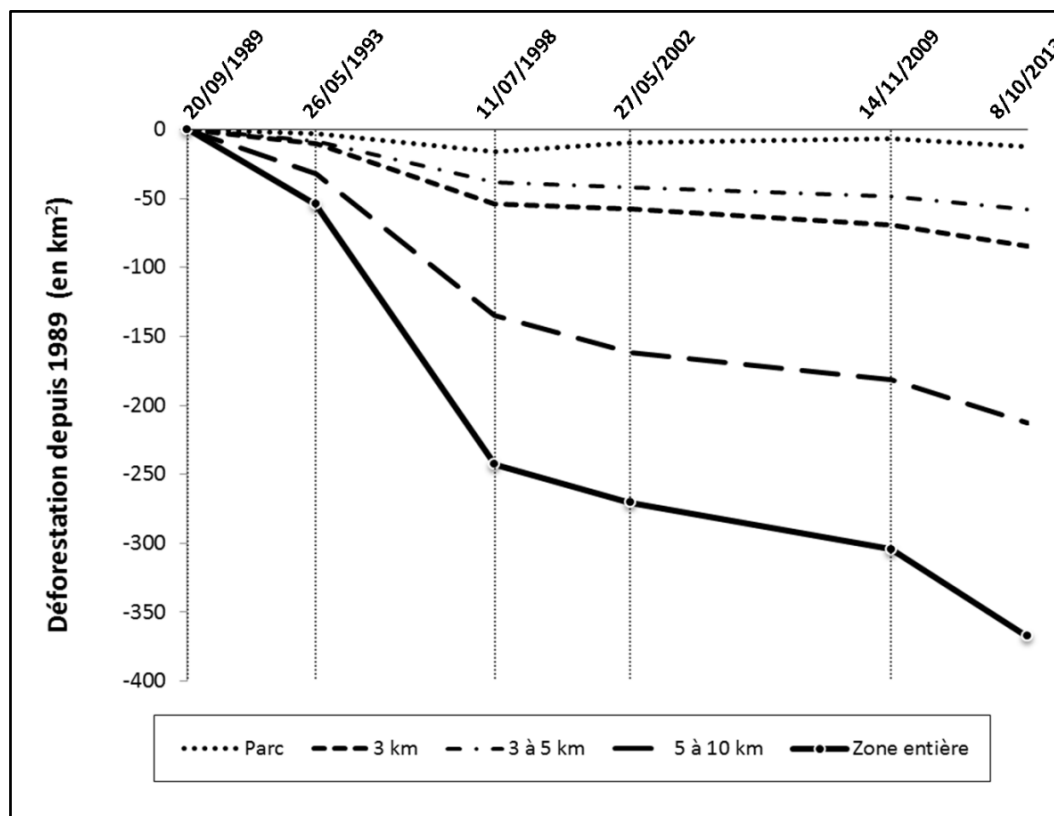


Figure 105 : Evolution de la surface forestière du Parc et de ses alentours par rapport à la situation observée en septembre 1989 : dans le Parc, sur son pourtour jusqu'à 3 km, dans sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.

C'est pendant la période 1993-1998 que la dégradation forestière augmente très fortement, avec une perte de 288 km² de surface forestière pour la sous-période, et un taux de dégradation moyen de 37,5 km²/an (1,65 %/an). Après 1998, on observe une baisse avec des taux de 7 km²/an (0,29 %/an) entre 1998 et 2002, et d'environ 5 km²/an entre 2002 et 2009. Entre 2009 et 2013, la dégradation semble de nouveau s'accélérer et retrouver son intensité du début des années 90, avec une diminution de la couverture forestière enregistrant un rythme moyen de 16 km²/an.

Depuis septembre 1989, la déforestation autour du Parc est relativement homogène, avec un taux de diminution important sur la période 1993-1998 et, après une dégradation ralentie jusqu'en 2008, une reprise quasiment identique à celle observée au début des années 90 (fig. 106). Notons que cette dégradation est légèrement plus marquée sur la zone située entre 3 et 5 km du Parc, où les espaces de cultures semblent davantage s'accroître ces dernières décennies, que dans la zone immédiatement accolée au Parc. Sur l'ensemble de la période étudiée, cette dégradation est très largement atténuée par la limitation de l'exploitation forestière dans la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km de distance.

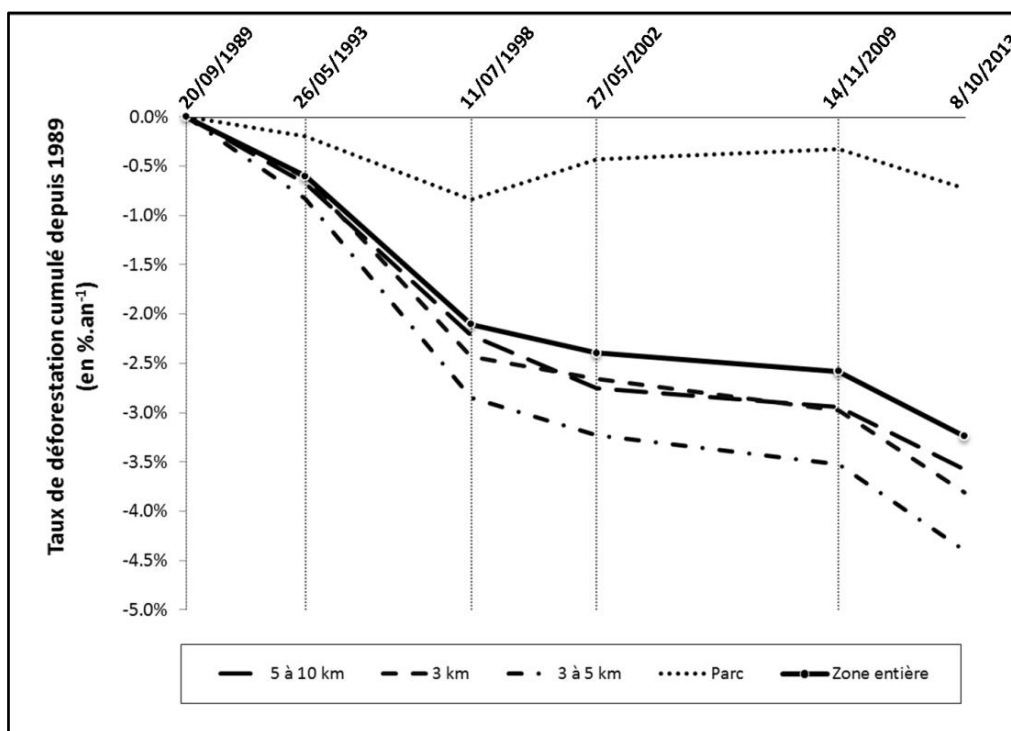


Figure 106 : Taux de déforestation cumulés depuis septembre 1989 des surfaces forestières du Parc et de ses alentours : dans le Parc, sur son pourtour jusqu'à 3 km, dans sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.

La couverture forestière dans la région du Parc de Ranomafana ne cesse de diminuer depuis la fin des années 80 (fig. 107), même si un léger ralentissement semble s'être opéré après la mise en place du Parc. Cependant, cette protection s'applique de manière exclusive aux milieux dans les limites du Parc, et de manière moins stricte dans la zone tampon de 3 km autour. Au-delà de cette limite, les milieux forestiers ne sont plus protégés.

On observe en effet que déjà entre 1989 et 1993, la dégradation moyenne de la forêt est plus réduite dans le Parc que dans les espaces périphériques. Certes, sur cette période, la création du Parc en 1991 pourrait expliquer cette moindre diminution de l'espace forestier. Néanmoins, l'influence du Parc ne semble apparaître réellement que vers 1998, puisque la déforestation continue, et s'amplifie dans le Parc entre 1993 et 1998. D'ailleurs, entre les périodes 1989-1993 et 1993-1998, la dégradation de la couverture forestière dans le Parc reste toujours relativement constante par rapport à la dynamique forestière observée dans le reste de la région. Ainsi, sur ces deux sous-périodes, la dégradation est toujours plus réduite dans un rapport d'environ 1 à 3, donc même après la création du Parc.

Sur l'ensemble des années 90, la moindre dégradation de la couverture forestière dans le Parc pourrait donc être plus en lien avec sa position éloignée des villages et un accès plus difficile causé par la forte topographie que par la création d'un espace protégé. En revanche, il est certain qu'à la fin des années 90, la présence du Parc commence à influencer les dynamiques observées. L'évolution de la couverture forestière se singularise alors très nettement de celle observée à l'échelle du reste de la région. Sur la période 1998- 2009, on observe même un accroissement de la surface forestière, avec des taux d'extension pouvant atteindre 1,6 km²/an. Parallèlement, sur le reste de la zone d'étude, la surface de la forêt diminue nettement moins vite. Dans le Parc, dès 2002, l'extension de la forêt ralentit légèrement pour atteindre une moyenne de 0,4 km²/an de croissance. Puis, après 2009, l'évolution forestière reprend un rythme de dégradation proche de celui observé avant la fin des années 90. Il faut rappeler ici qu'en 2009, l'île de Madagascar a connu une crise politique suite à un coup d'état, crise qui a pu impacter la surveillance des zones protégées et leur

exploitation illégale. On observe après 1998 une dégradation (certes toujours plus réduite qu'à l'extérieur du Parc) qui retrouve sensiblement la même évolution proportionnelle à celle que l'on peut observer à l'extérieur du Parc.

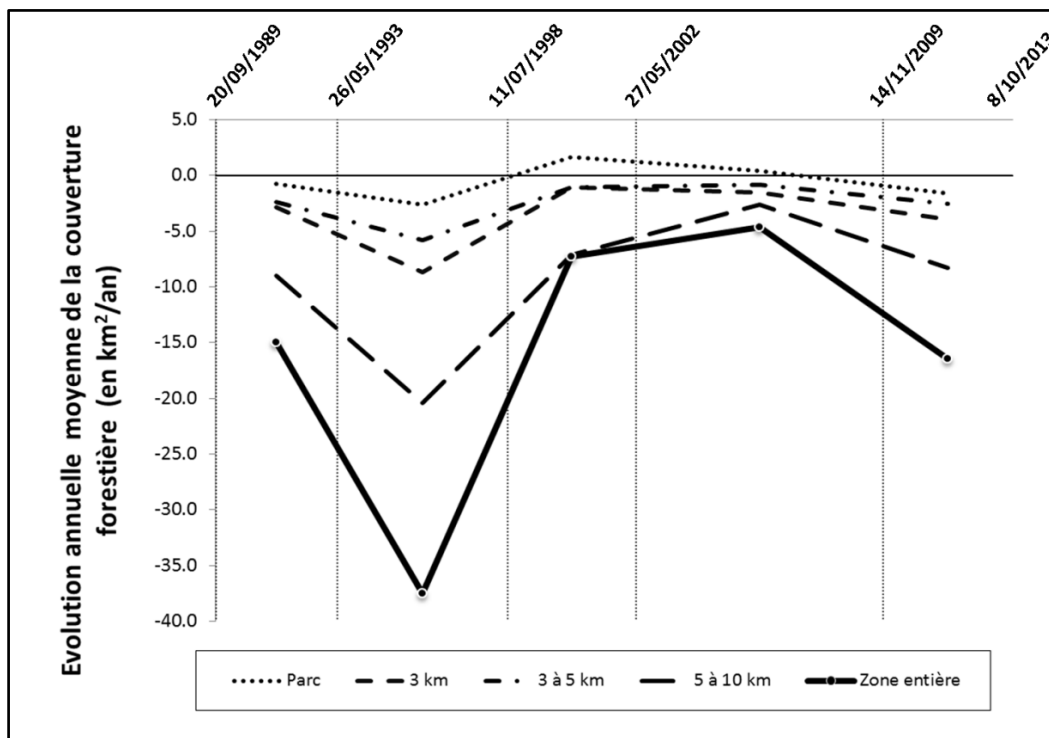


Figure 107 : Estimation des taux de déforestation moyens, en km²/an, pour les différentes périodes d'observation des sous-espaces retenus : le Parc, son pourtour jusqu'à 3 km, sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.

La synthèse représentant l'évolution relative de la surface forestière au sein du Parc de Ranomafana (fig. 108) été nécessaire jusqu'en 1998, période durant laquelle des dégradations forestières ont encore eu lieu avant que la protection du Parc ne soit vraiment effective. Cette dynamique semble ensuite avoir été enrayée, après la crise de 2009 lorsque le Parc a de nouveau été victime de dégradations forestières.

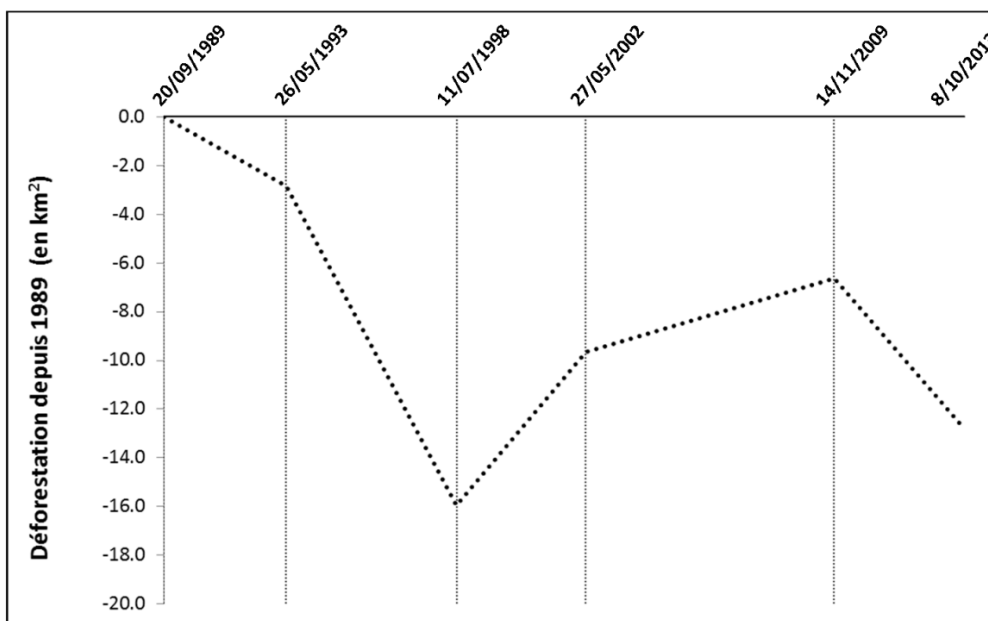


Figure 108 : Synthèse de l'évolution relative de la surface forestière du Parc par rapport à la situation observée en septembre 1989 (en km²).

4.3. Conclusion partielle sur l'évolution de la couverture forestière observée à partir des données LANDSAT

La tendance est à la dégradation forestière principalement en périphérie du Parc, mais également sur ses lisières, à certains endroits, et plus ponctuellement au sein même du Parc (pour l'exploitation aurifère). Il est également possible d'observer une tendance à la diminution des couverts forestiers, que les reprises végétales ne suffisent pas à palier. En effet, même si après la mise en *tavy*, les parcelles sont laissées en jachère, la formation de forêt secondaire prend des années, et seulement si la parcelle n'est pas défrichée de nouveau, ou si des espèces invasives, comme le goyavier, ne viennent pas s'installer sur ces parcelles laissées à l'abandon.

Entre 1993 et 1998, il y a eu un « pic » de dégradation des milieux forestiers, avec en moyenne sur l'ensemble de la zone étudiée, un rythme de dégradation de la couverture forestière de 37 km²/an. En 1993, Madagascar a connu une profonde crise politique suite à des mésententes entre le président de l'époque (Albert Zafy) et son premier ministre, période de déstabilisation des aires protégées. Cependant, à partir de 1996 et jusqu'en 2001, la situation économique trouve une certaine stabilité. La période durant laquelle la pression sur les milieux forestiers est la plus réduite s'observe entre 1998 et 2009. Entre 2002 et 2009, le pays semble avoir connu une certaine stabilité politique, plus favorable à une mise en place opérationnelle de la gestion du Parc de Ranomafana. Après la crise politique de 2009, la dégradation des milieux forestiers reprend avec une intensité relativement similaire à celle que l'on pouvait observer dans les années 90.

Plus on s'éloigne des limites du Parc, plus le pourcentage de couverture forestière diminue. La zone la plus en proie à la dégradation est la zone située entre 3 et 5 km des limites du Parc (fig. 109). Cela peut s'expliquer en partie par le fait que la zone immédiate autour du Parc (pourtour entre les limites du Parc et 3 km autour) a été mise sous protection ; les prélèvements de bois y sont ainsi réglementés, ce qui n'est pas le cas pour les espaces au-delà de cette limite de 3 km. Or si les populations riveraines sont limitées dans leur extraction de bois, elles doivent se fournir à une plus grande distance en charbon de bois et bois de chauffe. L'impact lié à la mise en place du Parc sur la préservation du milieu forestier semble avoir pris du temps, car ce n'est qu'à partir du début des années 2000 que la dégradation forestière semble se réduire. Le contexte politico-économique malgache a connu plusieurs crises durant ces 20 dernières années et le gouvernement ne dispose pas de suffisamment de moyens financiers et humains pour établir une surveillance plus efficace de ses milieux naturels. Cela peut en partie expliquer la difficulté de protéger des intrusions et prélèvements illégaux ces milieux qui sont, la plupart du temps, difficiles d'accès.

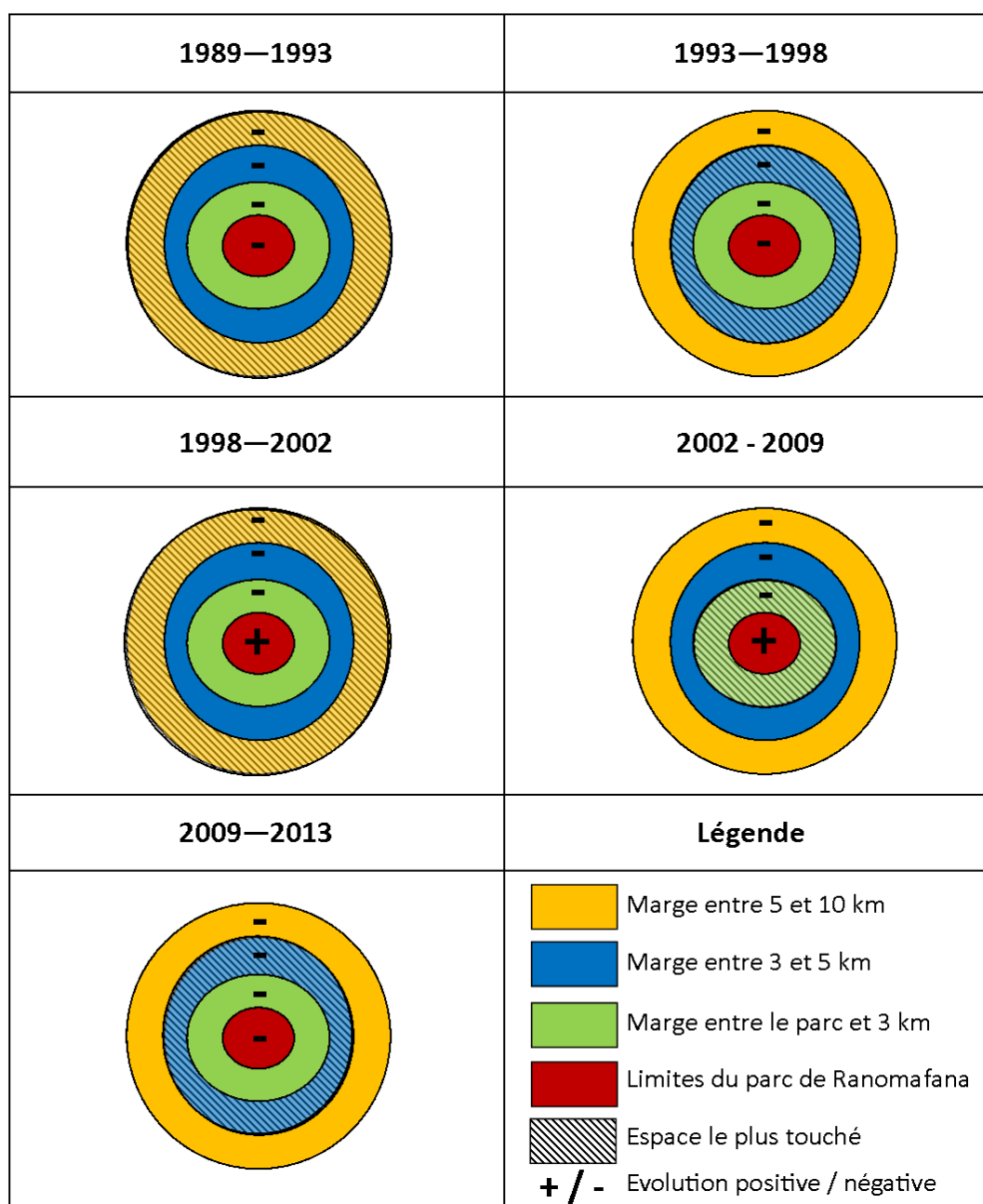


Figure 109 : Synthèse de évolutions de la surface forestière dans la région du Parc de Ranomafana pour chaque période étudiée (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013) et en fonction du sous-espace concerné (au sein du Parc, dans la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, dans la zone entre 3 et 5 km autour du Parc et dans la zone entre 5 et 10 km autour du Parc).

Cependant, les milieux à l'extérieur de ses limites, et notamment la zone tampon de 3 km, restent vulnérables aux changements d'usages des terres. Il est pourtant crucial, pour les populations locales, d'enrayer dans cette zone la dynamique de dégradation qui risque de favoriser les processus d'érosion, de limiter la rétention d'eau dans les sols, et donc à terme, de rendre l'agriculture plus sensible aux aléas climatiques. Par ailleurs, avec cette dégradation à plus ou moins long terme, risque d'apparaître un manque de bois pour les différents usages domestiques et dès lors, des prélèvements dans les forêts protégées.

Cette étape constitue un premier niveau d'analyse sur les dynamiques paysagères dans la région du Parc de Ranomafana. Afin de mieux cerner les pratiques des populations locales, il est important d'affiner cette évolution à travers une cartographie plus détaillée et dynamique de l'occupation du sol et des changements appliqués aux milieux naturels.

4.4. Synthèse sur les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol autour du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013

En 1989, l'occupation du sol de la région était principalement d'origine naturelle (forêts de basse et moyenne altitude, savanes, zone humide), ces 4 types représentant près de 40 % de la surface du territoire (fig 110). En 2013, ils ne représentent qu'un peu plus de 20 % de la surface totale de la zone d'étude.

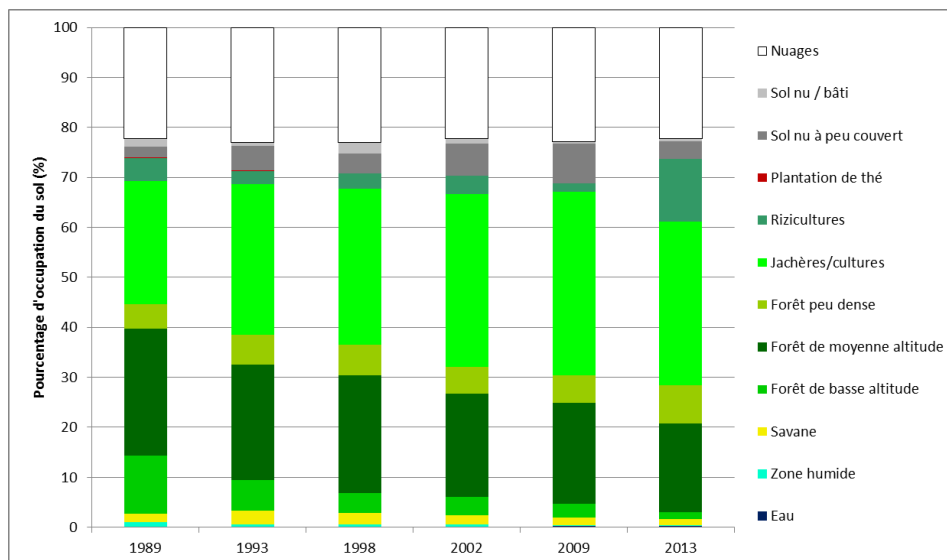


Figure 110 : Synthèse des évolutions (en %) des principaux types d'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013.

Comme il a été observé précédemment, l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana tend à se convertir en milieux agricoles au détriment des forêts. Si l'on observe la relation entre le pourcentage de surface forestière et celui de surface agricole pour chaque sous espace étudié (fig. 111), il apparaît que l'éloignement par rapport au Parc favorise la conversion des milieux forestiers en terres agricoles pour les trois sous-espaces à l'extérieur des limites du Parc et que le pourcentage de surface agricole est plus élevé pour les zones les plus éloignées du Parc.

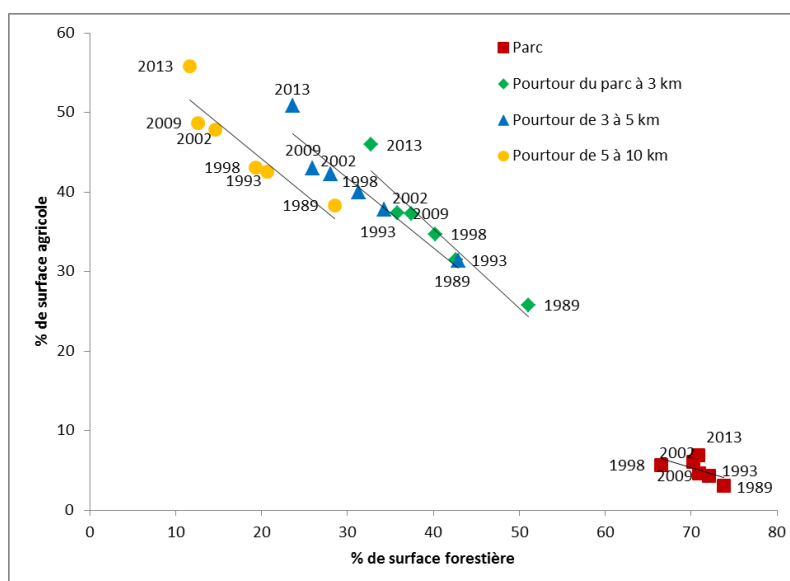


Figure 111 : Relation entre le pourcentage de surface forestière et le pourcentage de surface agricole en fonction des 4 sous-espaces étudiés (au sein du Parc, dans la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, dans la zone entre 3 et 5 km autour du Parc et dans la zone entre 5 et 10 km autour du Parc) et pour chaque date d'analyse (1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009 ; 2013).

Dans le Parc, le lien entre le pourcentage des surfaces forestières et des zones cultivées montre une relation particulière (fig. 112). La diminution des espaces forestiers est également en lien avec l'orpaillage, pour lequel des parcelles forestières peuvent être entièrement détruites, laissant apparaître des ouvertures dans la canopée et détruisant les sols sur les espaces concernés. Elle peut également être le fait de prélèvements illégaux de bois, l'agriculture n'étant pas la cause majeure de la dégradation des espaces forestiers dans le Parc.

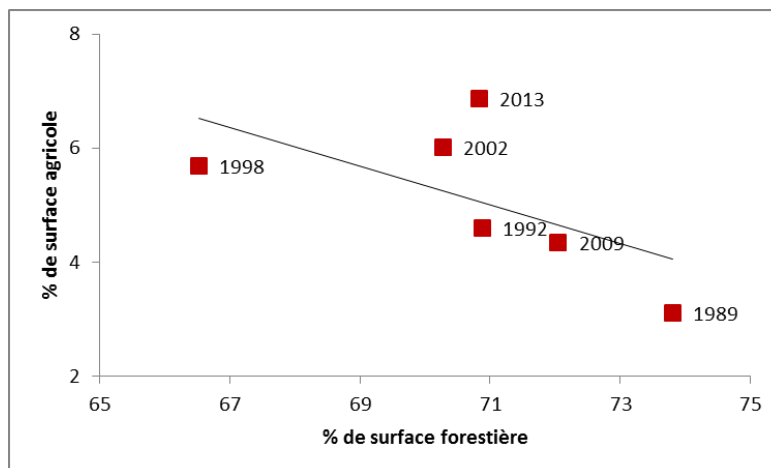


Figure 112 : Relation bivariée entre les surfaces (en %) liées aux cultures et celles des forêts dans le Parc de Ranomafana à six dates entre 1989 et 2013.

Les cartes d'occupation du sol sont croisées deux par deux afin de réaliser des cartographies dynamiques de l'occupation du sol. Pour ce faire, les classes agricoles (« rizicultures », « plantation de thé », « jachères/cultures ») ainsi que la « forêt peu dense » ont été regroupées en une seule classe afin de faciliter l'analyse. Ce même processus est appliqué aux deux classes de sols nus (« sol nu/bâti » et « sol nu à peu couvert »). Les « forêts peu dense » ont été regroupées avec les classes agricoles car ce sont des milieux d'origine anthropique et non pas des forêts naturelles (tab. 31).

Tableau 31 : Surface par classes d'occupation du sol (en km² et en %) n'ayant pas connu de conversion dans l'utilisation des terres durant 5 périodes distinctes.

	1989-1993		1993-1998		1998-2002		2002-2009		2009-2013	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Pas d'évolution entre deux dates										
Zone humide	6,68	0,34	6,18	0,31	5,73	0,29	3,47	0,17	2,79	0,14
Forêt de basse altitude	112,47	5,79	57,13	2,94	55,55	2,86	31,69	1,63	27,91	1,43
Forêt de moyenne altitude	506,79	26,12	488,72	25,19	469,31	24,18	442,61	22,81	416,14	21,44
Cultures et autres	718,98	37,05	841,19	43,35	898,22	46,29	929,65	47,91	1087,27	56,04
Savane	24,29	1,25	25,73	1,32	22,35	1,15	15,95	0,82	14,81	0,76
Sols nus	66,36	3,42	80,49	4,14	86,02	4,43	110,45	5,69	87,94	4,53
Eau	1,79	0,09	2,13	0,11	2,11	0,1	2,27	0,11	3,12	0,16
Total sans transition	1437,39	74,08	1501,60	77,39	1539,33	79,34	1536,12	79,17	1640,02	84,53

Si l'on observe les valeurs des surfaces agricoles évoluant en surfaces forestières entre deux dates (fig. 113), il ne ressort pas de tendance évolutive marquée. Cependant, entre 2009 et 2013, la surface concernée (23,82 km²) est minimale comparée au reste de l'ensemble de la période d'étude (en moyenne 62 km²). Cette transition peut s'expliquer par la présence des espaces de jachères et de forêt peu dense dans la classe « cultures et autre » pouvant tendre à une réelle conversion pour la première, mais à des difficultés de discrimination pour la seconde.

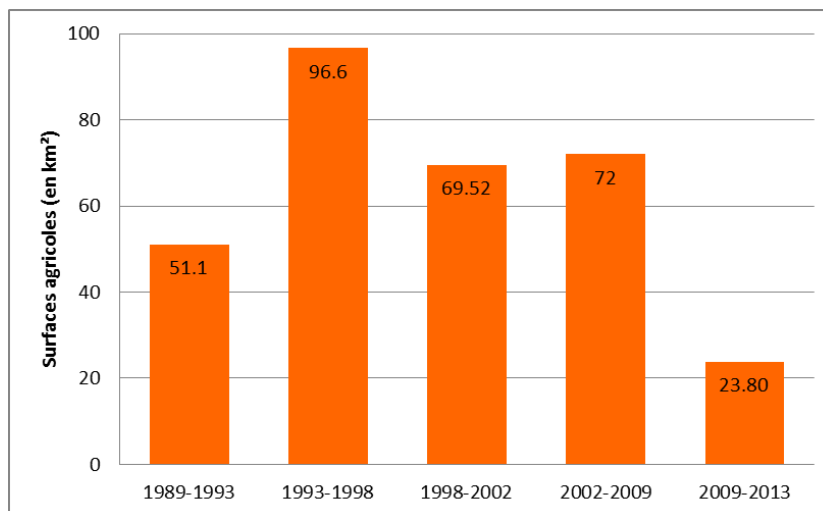


Figure 113 : Surfaces agricoles (en km²) dans la région de Ranomafana ayant évoluées vers des surfaces forestières dans 5 périodes distinctes (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013).

Si l'on observe l'évolution par période des classes d'occupation du sol ayant connu une évolution vers des terres agricoles (fig. 114), c'est durant la période 1989-1993 que la forêt de basse altitude a été la plus perturbée avec près de 160 km² convertis en usages agricoles. Entre 1993 et 1998, cette surface diminue quasiment de moitié (un peu plus de 80 km²). Entre 2009 et 2013, la dégradation des forêts de basse altitude est moindre comparée aux autres périodes (32 km²). Cela peut être lié au fait que ce qu'il reste de forêt de basse altitude est concentré soit dans le Parc, soit dans la zone entre les limites du Parc et 3 km autour, où l'exploitation du bois est davantage réglementée. La forêt de moyenne altitude est moins impactée mais reste quand même en proie à des conversions en terres agricoles. Il n'apparaît pas de tendance marquée de cette conversion de terres forestières en agriculture car cela varie en fonction des périodes. Pour les espaces en zone humide, la conversion en terre agricole, essentiellement en riziculture, concerne des surfaces minimales comparées aux autres classes affectées. La dynamique des milieux de savane, étant concentrés principalement dans les limites du Parc ou celles de la zone tampon à 3 km, est également difficile à analyser en fonction de l'éloignement au Parc. Pourtant, ce milieu est soumis à un important risque d'incendie qui peut parfois dévaster plusieurs hectares (com. pers., agents du Parc). Là encore il n'existe pas de réelle tendance évolutive durant la période d'étude. Pour les sols nus, il semble y avoir une tendance positive à la conversion en terres agricoles, cependant ces deux classes sont liées, car une fois les récoltes effectuées, les terres redeviennent des sols nus ou peu couverts.

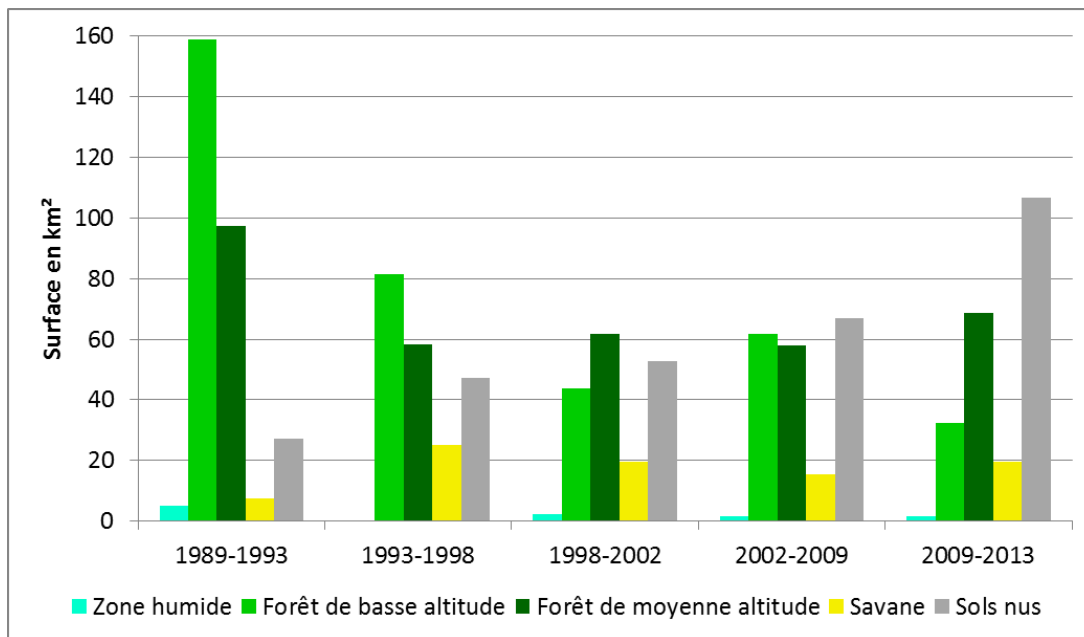


Figure 114 : Surfaces (en km²) de classes d'occupation du sol ayant connu une transition vers des classes agricoles dans 5 périodes.

Les surfaces ne subissant pas de changement évoluent au cours du temps (fig. 115) puisqu'on peut observer une diminution du couvert en « forêt de basse altitude » entre 1989 et 2013. Entre 1989 et 1993, près de 506 km² de forêt de basse altitude n'ont pas évolué durant cette période, mais entre 2009 et 2013, ce type d'occupation du sol ne représentait qu'une surface de près de 416 km².

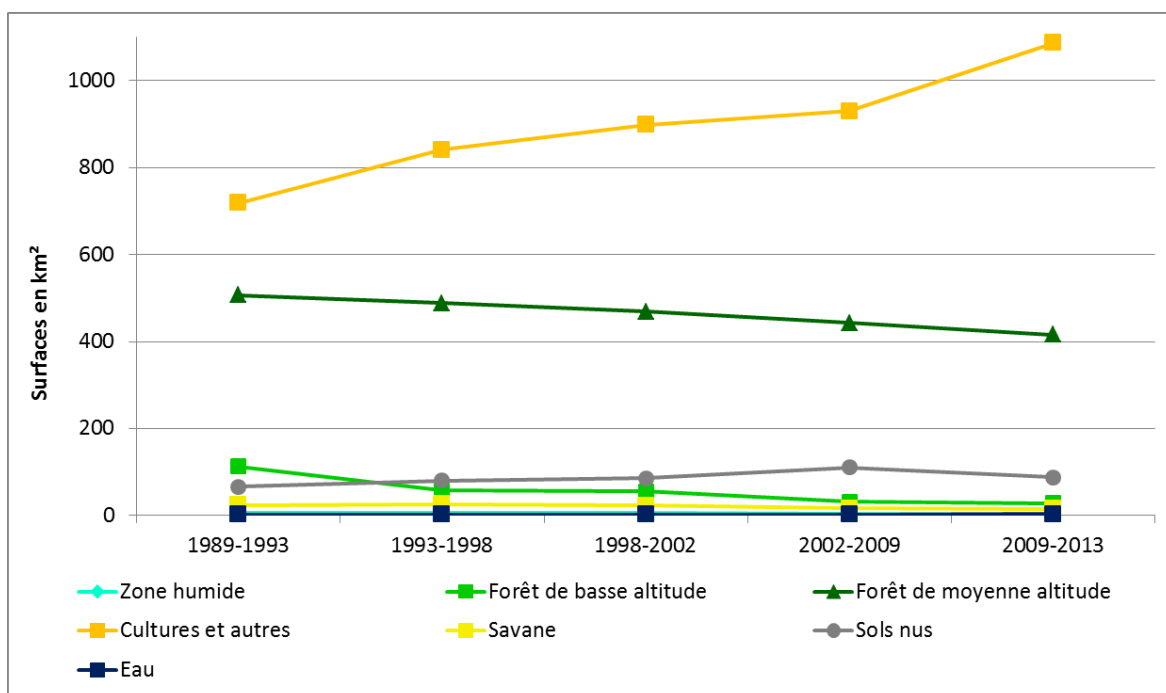


Figure 115 : Surface par type d'occupation du sol (en km²) n'ayant pas connu de changement d'occupation par période (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013).

A l'inverse, l'occupation du sol des classes agricoles ne cesse de croître puisqu'entre 1989 et 1993, elles couvraient un peu moins de 720 km² tandis qu'entre 2009 et 2013, elles représentent moins de 1100 km².

En pays *Betsileo* à l'ouest du Parc, la dégradation des milieux concerne essentiellement les savanes mais également les forêts peu denses (davantage de plantations). En effet, il ne reste que des

reliquats forestiers dans cet espace, constitué essentiellement de rizicultures dans les bas-fonds et de sols nus à peu couverts sur les pentes. Les milieux de savanes sont essentiellement menacés par le risque d'incendie qui s'accroît durant la saison la plus sèche en venant perturber le cycle d'évolution naturelle du milieu. Les milieux de zone humide sont également menacés par des pratiques anthropiques (orpaillage, riziculture). Les forêts peu denses ne montrent pas une tendance très marquée et sont restées, malgré quelques dégradations, relativement stables en termes de superficie. Ces forêts, essentiellement constituées de pins et d'eucalyptus, ont souvent été plantées durant la colonisation pour répondre au besoin en bois lors de la construction d'une ligne ferroviaire ou bien pour le besoin des colons. Or le pin est connu pour sa tendance à acidifier et appauvrir la qualité du sol par podzolisation, mais également parce que la biodiversité dans ce type de formation est très pauvre. À l'inverse, les plantations d'eucalyptus entraînent une perte importante de biodiversité et un appauvrissement du sol. Cette espèce est cependant souvent utilisée du fait de sa croissance rapide et de son adaptabilité à différents types de milieux.

À l'est du Parc, en pays *Tanala*, les dynamiques de l'occupation du sol ont pour moteur principal la pratique du *tavy*, ou agriculture sur brûlis. Cette partie de la zone d'étude est un milieu vallonné avec peu de bas-fonds (ceux existants étant dédiés à la riziculture). Les cultures qui y sont implantées sont majoritairement temporaires, avec mise en place de jachères. Si les parcelles sont laissées suffisamment longtemps à l'abandon (mise en culture de 1 ou 2 ans maximum – Serpantié *et al.*, 2007) une formation forestière secondaire peut s'implanter. Cependant, la présence d'espèces invasives compromet cette régénération en constituant des jachères mono spécifiques où les essences forestières ne peuvent plus s'installer. Or, l'étude et le suivi des jachères constituent un enjeu important dans le cadre de la préservation des écosystèmes forestiers naturels. Dans notre étude, il n'a pas été évident de distinguer les parcelles en cultures de celles en jachères, du fait de la similitude de leur réponse spectrale : en effet, dans le cas des jeunes jachères, elles peuvent facilement être confondues avec des champs (manioc ou riz par exemple), tandis que les jachères plus anciennes ou proche de la régénération forestière peuvent être confondues avec des milieux forestiers (photographies 16).



Photographies 16 : Les classes de jachères sont difficiles à discriminer de deux types d'occupation du sol : les jeunes jachères (a) et les cultures (champ de manioc en b), ainsi que les jachères plus anciennes (c) des forêts (d). Clichés réalisés à Torotosy (a, b et c), Manarinony (d). Source : Boulogne M., 2014.

L'agriculture sur brûlis reste considérée par la communauté scientifique comme la principale cause majoritaire de la dégradation des forêts tropicales (Myers, 1991) par son caractère archaïque, peu productif et destructeur des milieux naturels ; elle est même devenue interdite dans certains pays d'Asie (Mertz *et al.*, 2009). Cependant, la pratique du *tavy* par les *Tanala* se fait selon un savoir-faire traditionnel et dans un souci d'éviter la perte de terres agricoles. De plus ce type de culture est adapté à une topographie accidentée et à un climat tropical humide (Serpantié et Rakotonirina, 2012).

Il serait intéressant de pouvoir approfondir l'étude des dynamiques des jachères, car elles pourraient potentiellement être utilisées pour la production de bois afin de diminuer la pression sur les écosystèmes naturels. La jachère est un type d'occupation du sol faisant partie intégrante du système d'agriculture sur brûlis, les terres étant laissées « à l'abandon » dans l'optique d'être réutilisées par la suite. La mise en jachère d'une terre permet d'assurer différentes fonctions permettant la régénération du sol (stockage d'éléments nutritifs dans la biomasse limitant la lixiviation, augmentation de la capacité d'échange du sol, augmentation de la matière organique, amélioration des propriétés physiques et biologiques du sol... ; De Rouw, 1991 ; Floret *et al.*, 1993). Le risque étant que des temps de mise en jachère trop courts (5 ou 6 ans), dus à une baisse de rendement, nuisent à la reprise d'espèces ligneuses.

De plus, il serait intéressant de travailler davantage sur la mise en place de pépinières ainsi que de sensibiliser les populations locales à la nécessité de replanter des arbres dès lors qu'il y a déforestation ou bien de laisser les jachères suffisamment longtemps (à minima une dizaine d'années) pour qu'une formation forestière se reconstitue. Des projets allant dans ce sens ont déjà

été amorcés dans certains villages (par exemple à Andafyantsimoa) en périphérie du Parc mais ils restent encore bien trop anecdotiques (com. pers., agents du Parc). Au vu de l'évolution de la couverture forestière dans la région de Ranomafana en seulement 25 ans, il est fort probable que le Parc soit à son tour menacé à plus ou moins long terme. Cela non pas à cause uniquement des prélèvements, mais également à cause des conséquences de la fragmentation des milieux sur l'écosystème forestier, d'autant plus que les forêts de l'est de l'île apparaissent comme des milieux vulnérables aux changements climatiques en cours sur l'île, notamment en terme de biodiversité (Hannah *et al.*, 2008 ; Raxworthy *et al.*, 2008).

De manière globale, à l'échelle de Madagascar, la protection de certains milieux forestiers a été bénéfique puisque le taux de déforestation dans les Aires Protégées est estimé 0,7 % par an contre 1,5 % par an pour les forêts non protégées (Razafindralambo et Gaylord, 2006). La dégradation forestière a également connu une baisse significative dans les Aires Protégées passant de 1,7 % par an à 0,6 %. A l'avenir, il apparaît important que Madagascar puisse financer en interne la gestion des milieux protégés et non plus dépendre uniquement des bailleurs de fonds pour sa politique forestière (Hufty *et al.*, 1997 ; Bertrand *et al.*, 2014). Le système de transfert de gestion permettant d'inclure les communautés locales dans la gestion de leur milieu et des ressources naturelles, est très demandé, même au-delà des espaces protégés, puisque 60 % des contrats sont fait en dehors des limites et des périphéries de tels espaces (Lohanivo et Rahajason, 2013). Ce système de transfert permet de sensibiliser les populations à la préservation des ressources naturelles et de les intégrer à leur gestion, rendant ce système plus durable qu'une gestion à l'échelle étatique, sans prise en compte des spécificités locales de chaque zone. Bertrand *et al.* (2014) mettent bien en avant l'idée que la généralisation des contrats GELOSE de transferts de gestion de l'état aux communautés pourrait permettre un développement local par la valorisation durable des ressources renouvelables.

5. Conclusion du troisième chapitre

L'utilisation de l'imagerie satellitaire LANDSAT permet de suivre l'évolution du couvert forestier ainsi que les dynamiques d'occupation du sol à l'intérieur et aux alentours du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013.

De manière générale, la tendance est à la diminution du couvert forestier sur cette période, essentiellement au détriment de la forêt de basse altitude. La dégradation forestière a enregistré un « pic » entre 1993 et 1998, puis un peu plus de stabilité entre 1998 et 2009 avant de connaître une « reprise ». Il est possible de mettre en relation, notamment pour l'année 2009, cette augmentation de la dégradation forestière avec la crise politique sur l'île de Madagascar. Les milieux forestiers occupent une part importante du paysage au sein du Parc, place qui ne cesse de décroître au fur et à mesure que l'on s'éloigne des limites du Parc (passant de 65 à 70 % de la surface selon les dates dans le Parc, à 6-18 % dans la ceinture située entre 5 et 10 km aux alentours du Parc). Le taux de dégradation forestière durant les 25 années étudiées est estimé à 0,62 %/an, ce qui représente une perte de 15,5 km²/an.

L'analyse des dynamiques d'occupation du sol détaille les conversions de l'usage des sols induites par la dégradation forestière. D'après des analyses multivariées par ACP, les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol aux alentours du Parc de Ranomafana tendent vers une anthropisation des milieux, notamment pour la mise en cultures (*tavy*, manioc, fruits, légumineuses, légumes) ou en rizicultures des terres. Cette trajectoire d'évolution est très marquée dans la zone tampon comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, ainsi que dans la zone située entre 3 et 5 km. Les milieux forestiers de ces deux zones sont davantage soumis à des pressions qui se portent essentiellement sur la forêt de basse altitude. Cette dernière subsiste essentiellement dans la marge,

dans la ceinture à 3 km, mais également au sein du Parc dans une moindre mesure. Or la forêt primaire de basse altitude constitue l'habitat d'une espèce de lémurien, le *Varecia Variegata*, considéré comme cible de conservation par les gestionnaires du Parc.

L'agriculture est l'un des principaux facteurs de changement des paysages (Inra et al., 1977 ; Burel et Baudry, 1999), mais n'est pas l'unique responsable puisque des perturbations d'origine naturelle, telle que les tempêtes, incendies ou inondations (Picket et White, 1985) peuvent également contribuer à leur évolution. Les changements sont inhérents aux paysages, que ce soit des changements à long terme (liés à la migration ou à l'évolution des espèces, aux phénomènes géologiques) ou à court terme (liés aux saisons, aux rythmes physiologiques – Burel et Baudry, 1999).

Dans les limites du Parc, les dynamiques sont beaucoup moins marquées mais elles ne sont pas absentes pour autant, notamment dans les zones proches des limites et principalement dans les milieux forestiers de basse altitude. Cela ne veut pas dire qu'il n'y a pas eu de prélèvements dans des zones plus intérieures, notamment dans les forêts dites secondaires où des espèces de bois précieux (notamment le bois de rose) ont été prélevées. Des dégradations des forêts ont lieu, même après la mise en place de l'aire protégée. Ces dernières sont liées à l'orpaillage illégal qui, malgré les patrouilles de surveillance mise en place conjointement entre les agents du Parc, des paysans et des militaires, ne peuvent pas toujours être évitées. La direction du Parc de Ranomafana envoie régulièrement des agents faire des patrouilles dans les forêts protégées, mais le terrain est parfois difficile d'accès et les moyens humains et financiers sont limités, ne permettant pas une protection optimale. L'intégration de riverains locaux aux patrouilles de surveillance permet de sensibiliser les paysans à la nécessité d'une préservation de leur milieu naturel et rentre en concordance avec la volonté du gouvernement de transférer la gestion des milieux aux populations locales. Ce type de démarche visant à ne pas exclure les riverains est essentielle au vu de la nécessité de combiner les besoins de ces personnes et la préservation des écosystèmes naturels, car rappelons le, les populations sont dépendantes plus ou moins indirectement des ressources naturelles et des biens fournis par la forêt.

La forêt de moyenne altitude est relativement mieux préservée car plus difficile d'accès et se retrouve essentiellement dans les limites du Parc. Cependant, ce milieu est perturbé par des prélèvements illégaux et par l'orpaillage illégal au sein même du Parc.

Il est également possible de s'interroger sur la préservation de cet écosystème dans un avenir à plus ou moins long terme (moins de 50 ans) à la lumière des taux de dégradations calculés et de la dégradation progressive de la forêt de basse altitude. De même, les zones humides sont soumises à une pression pour la riziculture, les bas-fonds de la zone d'étude étant déjà quasiment tous exploités. Cependant, il n'a pas été possible de mettre en avant les évolutions significatives par le biais de l'imagerie satellitaire optique, mais cela ne signifie pas qu'elles n'existent pas en générant de prochaines menaces environnementales. Les espaces savanicoles sont relativement difficiles à discriminer mais ce milieu semble également soumis régionalement à une perturbation d'origine anthropique. Ainsi, les feux de brousse constituent une menace directe, même s'ils font partie du cycle d'évolution écologique des savanes, notamment pour les forêts alentours. En effet, la savane se trouve en lisière du Parc, or les lisières forestières sont des milieux fragilisés et deviennent donc plus directement vulnérables. Le Parc a ainsi mis en place des « pistes pare feu » entre les savanes et la forêt du Parc afin de limiter la propagation des feux de savane (photographie 17).



Photographie 17 : Piste pare-feu séparant (sur la route d'Ampasina) les savanes incluses dans le Parc des savanes exclues du Parc afin de limiter la propagation des feux. Source : Boulogne M., 2014.

Entre 1989 et 2013, la zone extérieure au Parc dans la limite retenue des 3 km a connu la plus forte croissance de la superficie agricole, avec +78 % en 25 ans, tandis que celles situées entre 3-5 et 5-10 km enregistrent respectivement +62 et +45% de surfaces agricoles (fig. 116). Cette conversion semble davantage affecter la forêt de basse altitude, notamment pour la mise en place du *tavy* en pays *Tanala*. A l'ouest du Parc, il n'y a pas de forêt de basse altitude, aussi, les dynamiques agro-forestières se font essentiellement à l'est du Parc. Cependant, il est possible d'observer des dégradations forestières dans le nord-ouest, en dehors des limites du Parc. A l'ouest, en pays *Betsileo*, la forêt naturelle ne subsiste plus que de manière relictuelle, les milieux forestiers étant essentiellement représentés par des plantations datant de l'époque coloniale.

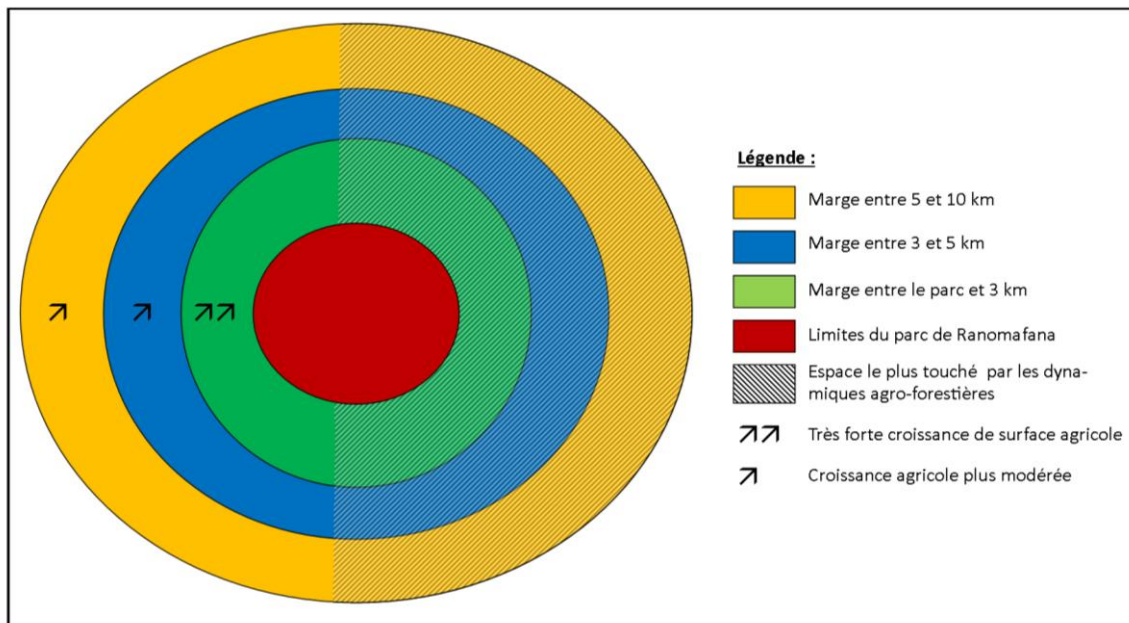


Figure 116 : Schéma des dynamiques agro-forestières dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013 en fonction des sous-espaces étudiés.

La mise en place de la zone protégée du Parc de Ranomafana semble avoir mis un peu de temps pour être effective puisque des dégradations forestières ont quand même eu lieu après son

classement en 1991. Cependant, après 2009, il semble qu'une reprise végétale s'est opérée. Au vu des dynamiques observées aux alentours du Parc de Ranomafana, la question de sa préservation devient préoccupante, d'autant plus que l'instabilité politique et économique semble avoir un effet sur la préservation des milieux forestiers. Les marges ont une nette tendance à la dégradation forestière au profit des terres agricoles. Si la tendance se poursuit, les milieux forestiers du Parc risquent de devenir vulnérables aux dégradations. Cependant, cette tendance pourrait être enrayée si des efforts plus accentués étaient consentis sur le développement d'une agriculture plus durable, qui a déjà fait son apparition près de Ranomafana. Cette évolution a été observée sur le terrain (entretien avec Mr Jean-Baptiste LEABY dans le village de Andafyantsimoa sud, avril 2013), avec la mise en place, par des paysans, de cultures en terrasses sur les pentes et l'utilisation de plantes dont les racines retiennent l'eau au niveau des ruptures de pentes, permettant de conserver l'eau et ce, même en saison sèche. Malheureusement, ce type d'initiative reste encore très ponctuel régionalement et il faudrait pouvoir davantage sensibiliser les paysans vivant aux alentours du Parc et leur donner la formation ainsi que les moyens techniques nécessaires pour pouvoir mettre en pratique ce type d'agriculture.

De même, la mise en place de pépinières et la plantation d'arbres après défrichement pourrait être un atout, d'une part pour la préservation des espèces locales, mais également pour permettre de diminuer la pression sur les milieux forestiers naturels encore en place. Il existe des villages où des pépinières ont été créées, mais sans que cela soit une initiative systématique. Il serait aussi intéressant de mettre en place un système où certaines parcelles de jachères seraient laissées suffisamment longtemps à l'abandon (en enrayant l'installation d'espèces invasives) pour que des arbres puissent croître et servir par la suite de bois de chauffe et de cuisine. Bahuchet et Betsch (2012) ont, dans le cadre d'un programme pluridisciplinaire sur les *Effets des pratiques culturelles traditionnelles sur les sols et la forêt guyanaise*, montré que l'agriculture sur brûlis pouvait « répondre à la nécessité de fournir les éléments minéraux nécessaires aux cultures sans apport d'engrais et faire repousser rapidement une forêt secondaire pouvant être coupée au bout de 10 ans » et que les cycles agricoles cultures courtes/jachères longues assuraient l'auto-régénération du système agroforestier de leur zone d'étude guyanaise.

Une analyse de la fragmentation forestière dans la région de Ranomafana aurait également été intéressante car celle-ci impacte fortement la faune, notamment par la réduction des habitats disponibles pouvant mener à la disparition d'espèces. Par exemple, Raherilalao (2001) a mené une étude sur 30 espèces d'oiseaux dépendants d'habitats forestiers dans le Parc de Ranomafana. Il en est ressorti que la dégradation forestière liée à l'agriculture sur brûlis a entraîné une diminution de la diversité des oiseaux parallèlement à la réduction de la taille des îlots forestiers. Il semblerait également que les espèces d'oiseaux endémiques ou les espèces terrestres des sous-bois soient les plus sensibles à cette fragmentation des milieux. Sous les tropiques, la fragmentation forestière, par le biais de l'effet de lisière, peut altérer la diversité des espèces et leur composition (Saunders *et al.*, 1995 ; Laurance et Bierregaard, 1997 ; Laurance *et al.*, 2007), les dynamiques des communautés ainsi que les fonctions écosystémiques des forêts (Fearnside, 2000 ; Laurance *et al.*, 2007), et cela impacte également les interactions climat-végétation (Laurence, 2004). En premier lieu, la fragmentation forestière induit la création de lisières artificielles, rendant les milieux forestiers plus vulnérables aux feux (Cochrane et Laurance, 2002 ; Laurance et Curran, 2008) et aux vents (Miller *et al.*, 1991). En condition normale, la forêt humide est sombre et humide, avec des températures stables, peu de vent et une couverture continue de la canopée (Lovejoy *et al.*, 1986 ; Laurance, 2004). Sur les lisières nouvellement créées suite à la fragmentation, les températures sont plus élevées, l'humidité est réduite, l'apport de lumière solaire et le déficit de pression de vapeur augmentés, modifications qui pénètrent jusqu'à 40 à 60 m à l'intérieur des fragments forestiers

(Didham et Lawton 1999 ; Sizer et Tanner 1999). Ces changements induisent une augmentation de l'évapotranspiration dans la végétation saine, ce qui réduit l'humidité du sol et met en danger les plantes sensibles à la sécheresse (Malcolm 1998 ; Laurance, 2004).

Des solutions pour enrayer la dégradation des forêts naturelles existent. Cependant, leur mise en place reste un réel problème dans cette région, car cela nécessiterait des moyens financiers et humains afin de pouvoir sensibiliser et former des agriculteurs à des pratiques plus durables.

CHAPITRE 4 : Evolution de l'activité bioclimatique forestière dans la région du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014

En complément du travail mené sur l'évolution de l'occupation du sol, ce chapitre propose d'aborder une notion complémentaire pour conforter l'analyse interannuelle régionale : celle **d'activité bioclimatique forestière**. Dans un contexte de changement global, le suivi de l'activité phénologique de la végétation sur des grands espaces à partir des données satellitaires permet d'analyser le poids des changements des conditions climatiques sur les dynamiques de la végétation, et donc théoriquement, sur les cycles biochimiques (Testa *et al.*, 2015). La phénologie de la végétation correspond à l'étude de la chronologie des événements saisonniers (bourgeonnement à la sénescence) considérés comme étant le résultat d'adaptation aux contraintes climatiques. Celle-ci permet d'apporter des informations sur les interactions climat-végétation et leurs impacts sur les échanges de matières et d'énergie à différentes échelles (Hmimina *et al.*, 2013).

L'analyse de l'activité végétale est devenue une question scientifique de poids ces dernières années, notamment pour l'estimation de la biomasse hors-sol permettant de déterminer les capacités de stockage de carbone de la végétation (Zhu et Liu, 2015). En effet, les données de télédétection et les indices de végétation pouvant en être déduits sont de plus en plus utilisés pour étudier la capacité de certains écosystèmes, essentiellement des milieux forestiers, à être déterminés comme des puits de carbone (Gonzalez-Alonso *et al.*, 2007) car ce type d'écosystème s'avère primordial dans le cycle du carbone (Grace *et al.*, 1995 ; Schimel *et al.*, 2001 ; Wang *et al.*, 2009). Aussi, les données sur l'activité végétale sont intégrées dans les modèles de biomasse car les indices de végétation sont fortement corrélés à celle-ci (Jin *et al.*, 2015 ; Machwitz *et al.*, 2015).

A travers l'usage de différents indices radiométriques, l'évolution de l'activité végétale est analysée pour déterminer son évolution sur l'ensemble de la zone d'étude sur la période 2000-2014 ; puis un focus est fait sur les milieux forestiers et sur des sous-espaces spécifiques, en particulier les réponses d'espaces naturels (savanes et zones humides) et anthropisés (jachères/cultures, rizicultures).

1. Méthodologie à partir de l'analyse de données MODIS

1.1. Les données à basse résolution spatiale MODIS

Le capteur MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) est embarqué à bord des satellites TERRA et AQUA, lancés à la fin de l'année 1999 et dont les premières images disponibles datent de mi-janvier 2000. Les satellites couvrent l'ensemble de la surface terrestre en un ou deux jours et acquièrent des images dans 36 bandes spectrales. Le capteur dispose de trois résolutions spatiales : 250 m pour les bandes 1 et 2 ; 500 m pour les bandes 3 à 7 ; 1 km pour les bandes allant de 8 à 36 (Masuoka *et al.*, 1998).

Le capteur MODIS présente de nombreux avantages (Justice *et al.*, 1998 ; Giri *et al.*, 2005) :

- un ensemble de calibration et d'étalonnage radiométrique de qualité ;
- des bandes spectrales étroites afin d'éviter les fenêtres d'absorption atmosphériques ;
- une fauchée importante (les dimensions de la trace sont de 2330 x 10 km pour chaque balayage perpendiculaire) ;
- une large gamme spectrale (on compte 36 bandes spectrales couvrant un large domaine spectral [0,4 - 14,4 μm] ;
- une haute résolution temporelle : la revisite du site se fait quasi quotidiennement ;
- une résolution spatiale allant de 250 m à 1 km ;

- un réseau de points de contrôle au sol dense et bien réparti (GCP, Ground Control Points) amenant la précision du géoréférencement à 45 m (cela permet d'avoir une probabilité de corrélation entre le pixel et le terrain de 65 %).

1.2. Méthode de traitement des données MODIS

1.2.1. Acquisition des données et prétraitements

Les données sont téléchargées gratuitement à partir du site MRTWEB (<https://mrtweb.cr.usgs.gov/>). Toutes les données sont déjà prétraitées (corrections géométriques et atmosphériques) et sont donc directement exploitables. L'interface permet d'extraire, à partir des produits MODIS choisis, les bandes nécessaires et de les projeter dans le système de coordonnées choisi, en l'occurrence ici, en UTM WGS84.

Une multitude de produits dérivés de données MODIS sont disponibles. Pour notre étude, seuls deux sont sélectionnés. **Celui intitulé MOD09A1**, ou « *Surface Reflectance 8-Day L3 Global 500m* » est produit à partir des bandes de 1 à 7 (centrées respectivement à 648, 858, 470, 555, 1240, 1640 et 2130 nm). Il permet d'avoir une estimation de la réflectance de surface pour chaque bande comme si elle avait été mesurée au niveau du sol sans diffusion atmosphérique ou absorption. Ces données sont disponibles à 500 m de résolution spatiale et sous forme de composite 8 jours (ou « huitaine »). Cela signifie que sur chaque période de 8 jours, seul le « meilleur » pixel est conservé pour constituer une image incluse dans le produit. Le choix du pixel conservé est déterminé par différents critères : une bonne couverture d'observation, un faible angle de vue, l'absence de nuage ou d'ombre de nuage, la charge en aérosols. **Le second produit téléchargé correspond au MOD13Q1**, « *Vegetation Indices 16-Day L3 Global 500m SIN Grid V005* », qui fournit directement des indices de végétation (NDVI et EVI) à 250 m de résolution spatiale. Les données sont sous forme de composite à 16 jours (ou « semaine »). Là encore, il s'agit de ne conserver que le « meilleur » pixel sur une période de 16 jours selon trois critères principaux : le pixel doit avoir la plus faible couverture nuageuse, l'angle de vue le plus faible, et la valeur de EVI ou NDVI la plus forte.

Le EVI est un indice proposé par le capteur MODIS qui se révèle être une amélioration de l'indice NDVI (Huete *et al.*, 2002) et qui se calcule ainsi :

$$EVI = \frac{2,5 * (PIR - R)}{PIR + 6 * R - 7,5 * B + 1}$$

Avec *PIR* réflectance dans le proche Infrarouge (bande 5),
R dans le Rouge (bande 2),
B dans Bleu (bande 1).

Cet indice est particulièrement sensible aux variations structurelles de la canopée, au LAI (*Leaf Area Index*), au type de canopée et à son architecture, ainsi qu'à la physiologie de la plante (Gao *et al.*, 2000). L'utilisation de la bande du Bleu permet de s'affranchir des effets des perturbations atmosphériques et de corriger la bande du rouge de l'influence des aérosols (Huete *et al.*, 2002). Le EVI a déjà démontré son efficacité en milieu tropical et permet de disposer d'informations sur l'activité végétale (Pennec *et al.*, 2011 ; Gond *et al.*, 2013) quand l'indice le plus couramment utilisé, le NDVI, sature rapidement à des valeurs élevées d'activité chlorophyllienne (Gond *et al.*, 2013). Le NDVI ainsi que le SIWSI ont été détaillés précédemment dans le chapitre 2.

1.2.2. Synthèse des données pour le suivi de l'activité végétale pour « une année type »

Afin de pouvoir étudier l'évolution générale sur ces dernières années de l'activité végétale dans la région du parc de Ranomafana, une « synthèse des images » EVI entre 2000 et 2012 est réalisée (soit 276 images concernées). Pour chaque image ou « semaine », une moyenne est calculée sur les pixels considérés comme « bons » entre 2000 et 2012 (avec un filtrage des pixels parasités par les nuages, ou indiqués en « no data » à partir de la bande de métadonnées de *Quality Assessment*), permettant ainsi de s'affranchir en grande partie de la nébulosité ou de toutes autres perturbations atmosphériques pouvant influencer significativement le signal (Pennec *et al.*, 2011 ; Gond *et al.*, 2013). A l'issue de ce prétraitement, nous disposons donc de 23 images représentant une année « moyenne » pour la période 2000-2012.

Une classification de type non supervisée ISODATA (Tou et Gonzalez, 1974) est ensuite appliquée sur ces 23 images, afin d'établir une première carte dans la région du Parc de Ranomafana en fonction des gammes d'activité photosynthétique et de pouvoir extraire les signatures du EVI correspondant à chaque classe détectée. Cela permet de déterminer les principales variations de l'activité végétale.

1.2.3. Analyse du suivi annuel et interannuel de l'activité végétale

Les données MODIS utilisées pour réaliser la synthèse annuelle sont complétées par les images de 2013 et 2014. Nous disposons ainsi d'un recul temporel de 15 ans, ce qui représente 342 images pour le NDVI et l'EVI, et 683 images pour le SIWSI.

Un masque spatial a été appliqué sur ces données afin d'en extraire uniquement la zone d'étude telle qu'elle a été délimitée pour les traitements antérieurs. Des sous-espaces d'études sont ensuite déterminés, en fonction du type d'occupation du sol observé à partir des analyses précédentes via l'imagerie LANDSAT, des signatures temporelles spécifiques étant ainsi constituées pour chacun de ces différents indices.

1.2.4. Exemple d'un outil d'analyse : l'outil TIMESAT

Le logiciel TIMESAT a été développé par des chercheurs des Universités de Lund et de Malmö en Suède afin de pouvoir estimer, à partir de séries temporelles de données satellitaires, les saisons de croissance de la végétation en calculant des métriques sur la phénologie, tels que le début et la fin de la saison de croissance végétative, sa longueur, son amplitude ou encore l'asymétrie de cette saison, et ce, pour chaque pixel des images (fig. 117 - Jönsson et Eklundh, 2002, 2004). Ce programme a été développé à la base pour les données AVHRR NDVI.

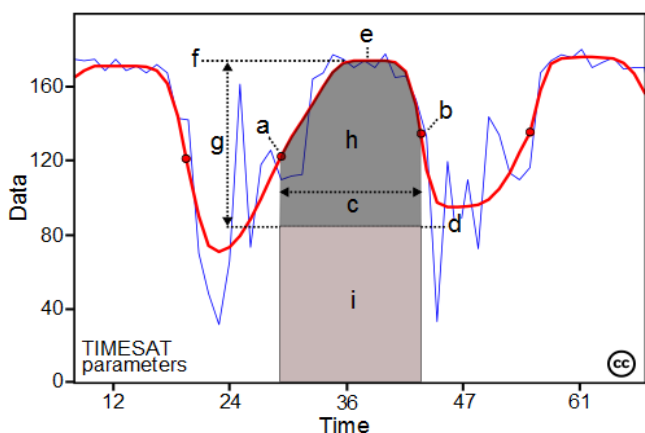


Figure 117 : Quelques paramètres de saisonnalité générés par TIMESAT : a) le début de la saison, b) la fin de la saison, c) la valeur de base, e) le milieu de la saison, f) la valeur maximale, g) l'amplitude, h) la petite valeur intégrée, h+i) la grande valeur intégrée. Source : <http://web.nateko.lu.se/timesat/timesat.asp>.

Cette démarche s'inscrit dans une volonté scientifique de développer des algorithmes permettant de retrouver de manière automatique des indicateurs de la phénologie végétale observée à la surface terrestre par des données satellitaires. Ces dernières sont en effet bruitées par de nombreuses perturbations liées à la prise de vue, la géométrie d'acquisition, les propriétés atmosphériques, les conditions de surfaces, mais également à l'absence de données sur certaines images du fait de la couverture nuageuse, de la présence de neige ou encore de la perturbation induite par les aérosols atmosphériques (Tan *et al.*, 2011).

Le traitement des données brutes se fait en plusieurs étapes (Jönsson et Eklundh, 2004) :

- dans un premier temps, le nombre de saisons ainsi que leur période approximative sont déterminés ;
- la seconde étape consiste à filtrer les données et/ou à adapter les fonctions de lissage des données à partir d'un filtre de Savitzky-Golay, ou d'un filtre des moindres carrés affiliés à un filtre gaussien asymétrique ou d'un double filtre logistique des fonctions lisses ;
- après que les données aient été préparées, les paramètres de saisonnalités sont calculés et peuvent être analysés.

Cet outil a fait l'objet de nombreuses utilisations pour le suivi et la cartographie de l'activité végétale à travers le globe, notamment par le biais de l'indice NDVI (Linthicum *et al.*, 1999 ; Lotsch *et al.*, 2005 ; Tucker *et al.*, 2005). Seaquist *et al.* (2009) ont, par exemple, cherché à démêler les effets du climat et de la démographie sur les dynamiques de la végétation au Sahel sur la période 1982-2002. Ils n'ont pas pu réellement déterminer un impact significatif des activités humaines sur la réponse des dynamiques de végétation sur cette période, mais n'excluent pas un impact grandissant sur ces dynamiques dans les années à venir, notamment par le biais des changements d'usages des terres. D'autres études ont été menées en Afrique afin d'étudier l'évolution des dynamiques de la végétation (Olsson *et al.*, 2005 ; Heumann *et al.*, 2007), mais TIMESAT a également pu être intégré dans des modèles de carbone (Olofsson et Eklundh 2007 ; Sjöström *et al.*, 2009) et dans de nombreuses autres applications (Eklundh et Jönsson, 2012).

Cet outil n'a cependant pas été conservé dans le cadre de cette étude. En effet, les analyses menées ont permis de cibler des paramètres statistiques et phénologiques sans avoir besoin de passer par l'outil TIMESAT. C'est le cas par exemple des périodes à faible ou à forte activité végétale ou encore de l'amplitude de variation des valeurs de l'indice.

1.3. Analyses des variations pluvio-thermiques en lien avec le suivi de l'activité végétale

Il est nécessaire de pouvoir disposer de données pluvio-thermiques afin de pouvoir les confronter aux évolutions temporelles des indices de végétation. Plusieurs sources de données pluviométriques sont possibles, à savoir (fig. 118) :

- les données stationnelles du Parc de Ranomafana, disponibles quotidiennement de 2010 à 2013 (et récupérées sur place en 2014) ;
- les données TRMM 3B42, acquises entre 1998 et 2013, pour lesquelles la moyenne mensuelle a été calculée (les données sont fournies en mm/h) ; ces données ont une résolution spatiale de 27 km, et 6 pixels ont été conservés pour couvrir l'ensemble de la zone d'étude ; elles sont issues de la combinaison de plusieurs capteurs micro-ondes et infrarouge permettant d'estimer les précipitations (Huffman *et al.*, 2007 ; Chen *et al.*, 2012) ;
- les données RFE (*Rainfall Estimate*), allant de 2001 à 2014, qui fournissent les précipitations moyennes estimées en décades. Ces estimations sont notamment disponibles à une échelle régionale, les régions Haute Matsiatra et Vatovavy Fitovivany couvrant la zone d'étude. Ces

données sont implémentées par le Centre de prédiction du climat de la NOAA (CPC) et reposent sur l'utilisation de données METEOSAT et de données stationnelles de précipitations journalières (Xie et Arkin, 1996 ; Toté *et al.*, 2015).

En comparant les données TRMM et RFE (fig. 118a), il apparaît que durant la saison la plus sèche, il n'y a pas de concordance entre les deux types de données, avec une surestimation des précipitations pour le produit TRMM. Par exemple, pour le mois de juillet 2006, TRMM estime les précipitations mensuelles à 50 mm tandis que pour RFE, la somme des précipitations pour les 3 décades de juillet donnent 31 mm. Ce même différentiel apparaît durant la saison humide, avec des moyennes mensuelles de précipitations plus élevées pour TRMM que pour les données RFE. Nous avons cherché à comparer ces deux sources de données aux mesures stationnelles pour la période 2010-2013 (fig. 118b).

En saison humide, les données RFE sont effectivement plus proches des données stationnelles, même si elles restent inférieures aux valeurs relevées, tandis que les données TRMM restent toujours strictement inférieures. Il est cependant possible d'observer des surestimations des précipitations des données RFE comme c'est le cas en décembre 2011 où celles-ci atteignent 800 mm quand les données stationnelles ne dépassent pas les 400 mm. En saison sèche, les deux sources de données sous-estiment les précipitations comparées aux données stationnelles, même si pour le produit TRMM elles sont un peu plus élevées.

Les données stationnelles n'ont pas été conservées pour la suite de ce travail, car la période couverte par les données qui ont pu être recueillies n'est pas suffisante pour couvrir l'ensemble de la période d'étude. Les données RFE sont conservées, du fait de leur pas de temps décadaire, plus concordant avec les données satellitaires (huitaines et seizaines) que les données TRMM (en mm/heure pour chaque mois).

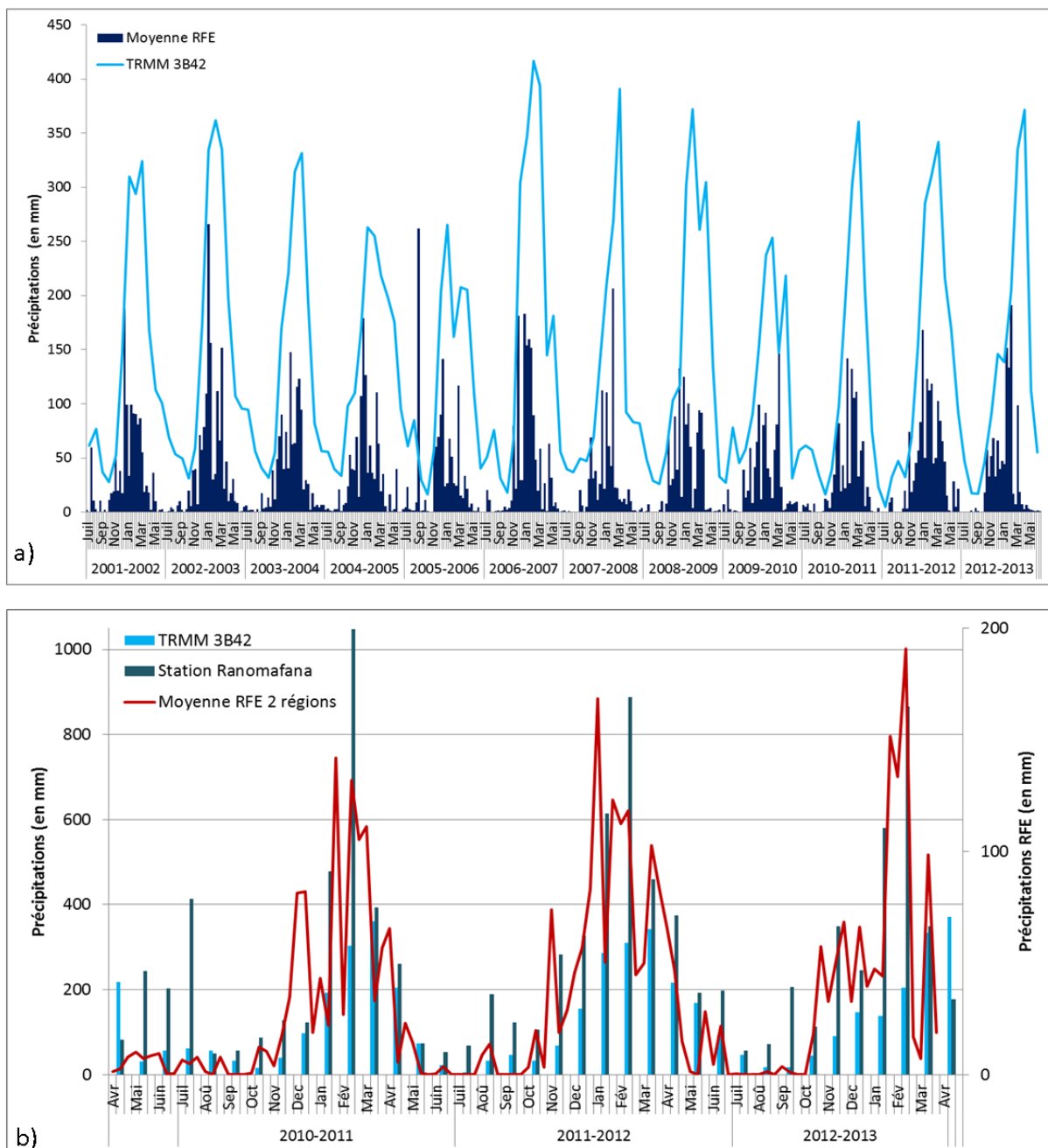


Figure 118 : a) Comparaison des données RFE (à l'échelle des 2 régions composant le Parc) et TRMM (échelle locale) pour la période 2001-2013 et b) mise en relation de ces données avec la série pluviométriques de la station du Parc de Ranomafana entre 2010 et 2013.

Les anomalies de températures pour la station de Fianarantsoa sont obtenues pour la période 2000-2013 (fig. 119). Une légère tendance à la hausse des anomalies peut être observée sur cette période. Ces anomalies ont été calculées par rapport aux températures moyennes observées entre 1951 et 1980. Seules deux années présentent des anomalies de températures négatives : 2005 et 2008 (mais cette dernière année est incomplète, les données n'étant pas disponibles).

Avant 2005, les anomalies de températures atteignent au maximum $+1^{\circ}\text{C}$, tandis qu'à partir de 2007, les anomalies augmentent et dépassent $+1,5$ à $+2^{\circ}\text{C}$. Les deux années les plus chaudes ont été 2000 (avec des anomalies dépassant 2°C) et 2006 (avec $+3^{\circ}\text{C}$).

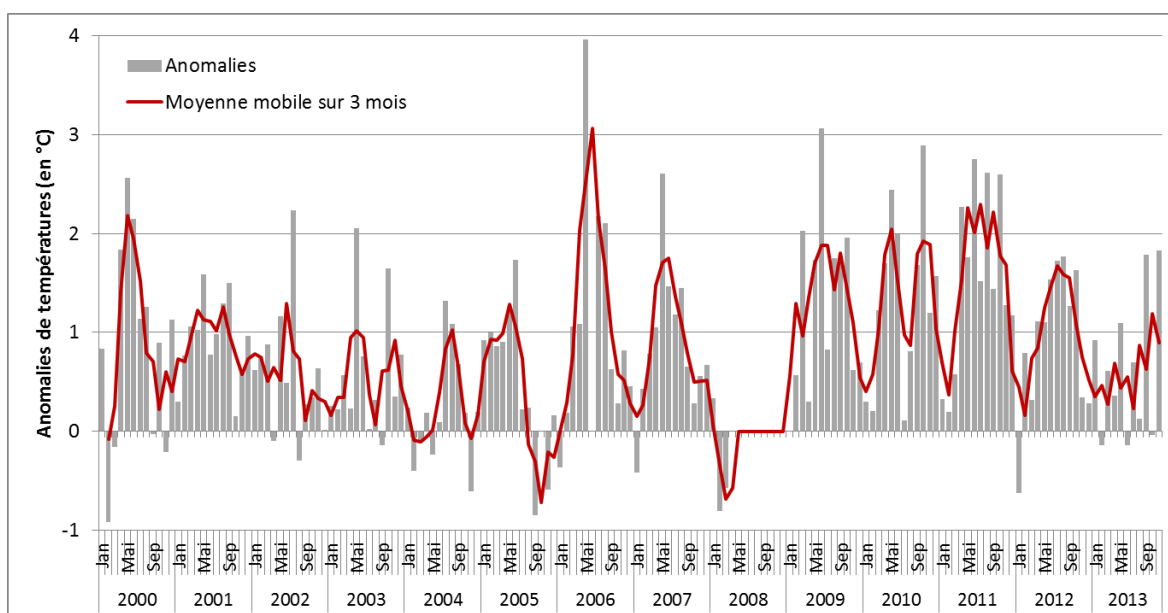


Figure 119 : Anomalies des températures (en °C) pour la station de Fianarantsoa à Madagascar entre 2000 et 2013. Source des données : <http://berkeleyearth.lbl.gov/>.

La comparaison des données de précipitations et d'anomalies de températures (fig. 120) permet de mettre en évidence les années apparaissant comme chaudes et peu humides, comme c'est le cas pour 2006 ou bien 2011, mais également les années plus fraîches et humides, comme pour 2002 ou 2005.

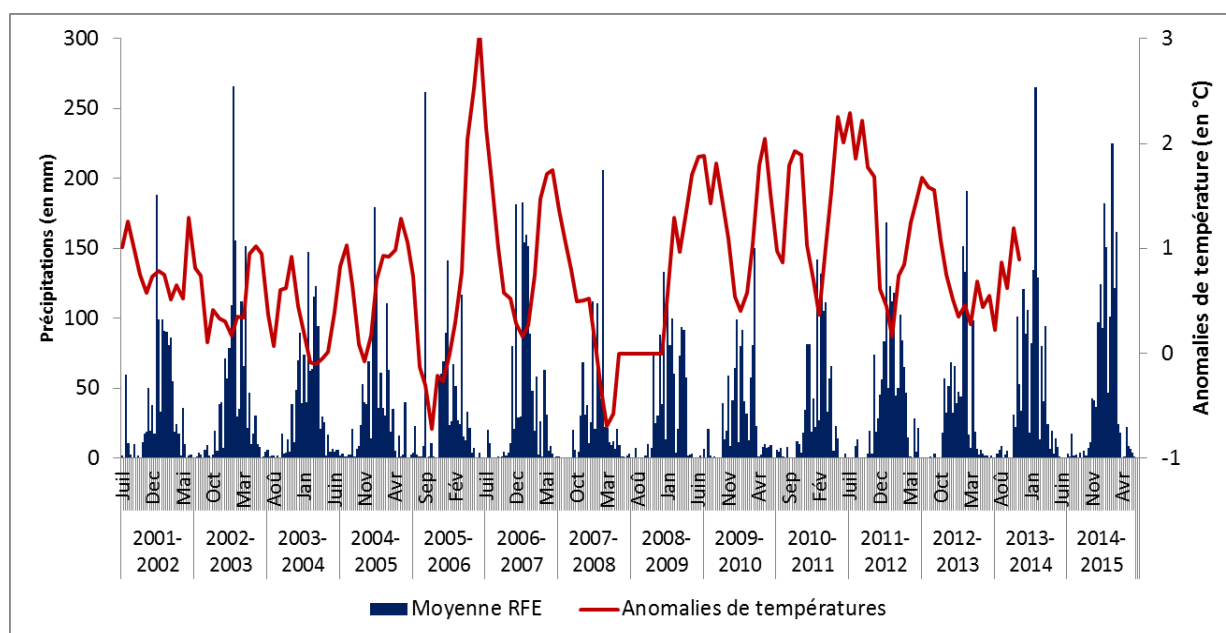


Figure 120 : Données pluviométriques RFE moyennées et anomalies de températures à la station de Fianarantsoa pour la période comprise entre 2001 et 2014.

2. Activité bioclimatique forestière moyenne au sein du Parc de Ranomafana

Dans un premier temps, une analyse de l'activité végétale est menée à l'échelle du Parc de Ranomafana et de ses alentours, permettant de déterminer le mode général du comportement de la végétation, que ce soit sur une année moyenne, à l'aide de la synthèse des données EVI, ou sur le plan interannuel.

2.1. Le régime moyen de l'activité végétale dans la région du Parc

La classification supervisée réalisée sur la synthèse des données EVI distingue trois grands ensembles végétaux (fig. 121 – Boulogne *et al.*, 2014). Ces trois classes ont pu être identifiées grâce aux données *in situ* acquises sur le terrain : une classe comprenant les zones humides, rizières et agricultures (EVI-1), une avec les espaces forestiers et de jachères (EVI-2), et une autre avec la mosaïque agricole (EVI-3).

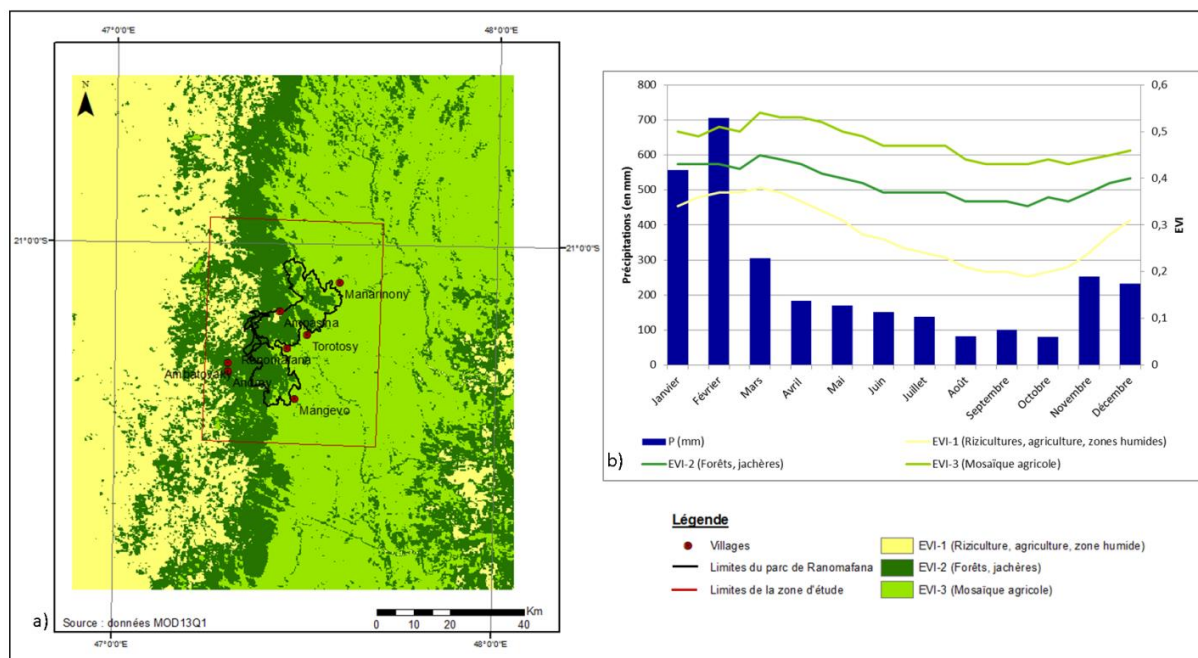


Figure 121 : Grands ensembles végétaux (a) déterminés par la classification ISODATA sur la synthèse annuelle des données EVI de MODIS entre 2000 et 2012 et (b) la signature temporelle moyenne de l'EVI pour trois classes d'occupation du sol ; les données de précipitations sont issues de WORLDCLIM : <http://www.worldclim.org/>.

Les signatures EVI de chacune des trois classes sont mises en relation avec les cumuls de précipitations associés aux « semaines » correspondantes afin d'étudier la réponse de la végétation (fig. 121 b). Pour toutes les classes, le maximum de l'EVI se produit vers mars, après un pic de précipitations en février. Il y a donc un léger décalage dans la réponse de la productivité végétale aux précipitations (pluie maximum durant la 2^{ème} semaine, tandis que le pic du EVI est observé vers la 5^{ème} semaine). Les valeurs minimums de l'EVI sont atteintes vers le mois d'octobre, à la fin de la saison humide et après plusieurs mois de précipitations moins importantes (août/septembre/octobre).

La classe EVI-1 a une activité végétale plus faible (ne dépassant pas 0,4) et semble plus réactive que les deux autres classes aux variations de la pluviométrie. L'amplitude de variation du EVI pour cette classe est la plus forte avec une valeur minimale de 0,19 (18^{ème} semaine, en septembre) et une valeur maximale de 0,38 (atteinte à la 5^{ème} semaine en mars). Cette réactivité de la végétation s'explique par le caractère essentiellement agricole de cette classe, dépendant des ressources en eau (riziculture). EVI-2, qui correspond aux milieux forestiers mais également de jachères et recrûs, se caractérise par des valeurs variant entre 0,34 (atteint durant la 18^{ème} semaine également) et 0,45 (atteint à la 5^{ème} semaine). Pour la classe EVI-3, l'indice de végétation varie de 0,43 (17^{ème} et 21^{ème} semaine) à 0,54 (5^{ème} semaine). Pour ces deux dernières classes, la saisonnalité de l'activité végétale apparaît comme étant moins marquée que pour EVI-1. Cependant, ces signatures temporelle du EVI ne correspondent qu'à une moyenne sur treize années et ne permettent pas de déterminer de variations interannuelles significatives de l'activité végétale (Annexe 5).

2.2. Activité végétale entre 2000 et 2014 sur l'ensemble de la zone d'étude

L'indice NDVI est le plus couramment utilisé dans l'étude de la végétation (Huete *et al.*, 1999 ; Matsushita *et al.*, 2007 ; Pettorelli *et al.*, 2011 ; Pettorelli *et al.*, 2012). Cependant, en milieu forestier tropical, il a tendance à saturer dans le cas de végétation très dense (Hobbs *et al.*, 1995 ; Asner *et al.*, 2003 ; Chen *et al.*, 2006 ; Gu *et al.*, 2013). Le EVI est de ce fait de plus en plus utilisé, à cause de ce biais mais également car il prend en compte les perturbations atmosphériques et celles liées au sol dans son équation (Wardow et Egbert, 2010). Dans un premier temps, ces deux indices sont comparés sur l'ensemble de la zone d'étude (fig. 122) afin d'en sélectionner ensuite un seul pour le reste des analyses synthétiques. Le coefficient de corrélation linéaire entre le EVI et le NDVI est de 0,49.

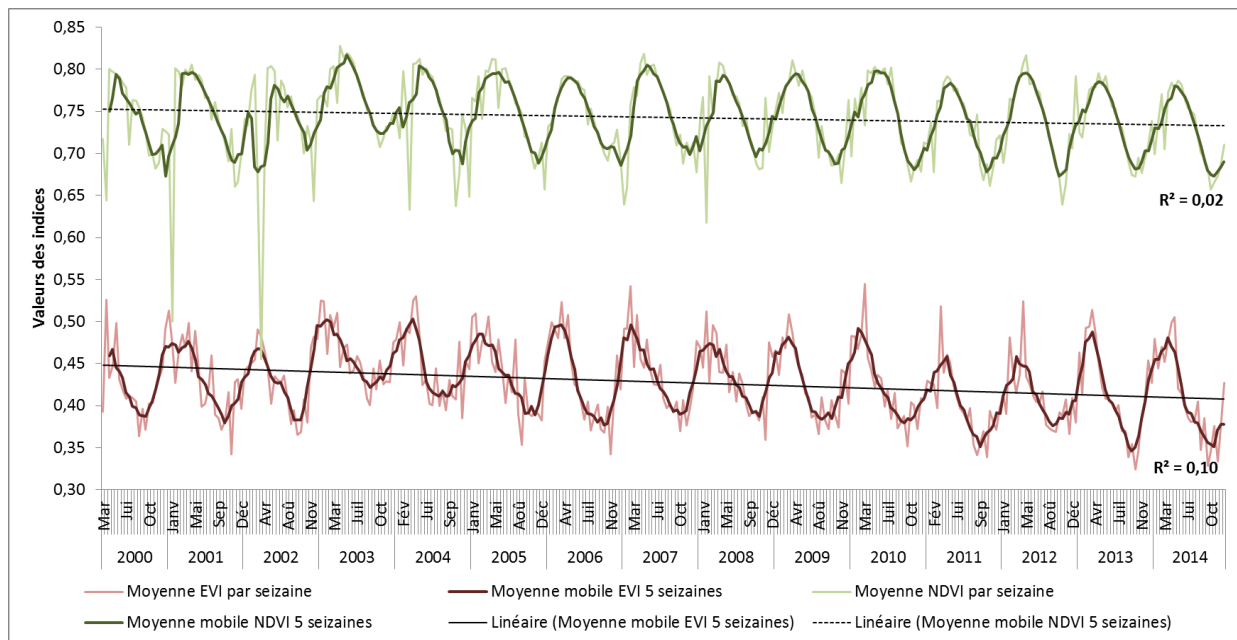


Figure 122 : Evolution du NDVI (en vert) et de l'EVI (en rouge) dans le Parc de Ranomafana et ses alentours entre 2000 et 2014 et coefficients de détermination (R^2) pour chaque droite de régression linéaire.

L'amplitude de variation du EVI est légèrement supérieure à celle du NDVI : le EVI a des valeurs oscillant entre 0,35 et 0,5 tandis que les valeurs du NDVI varient entre 0,67 et 0,82. Il apparaît également un léger décalage dans les pics d'activité végétale entre les deux indices : en 2010, ce phénomène est assez flagrant avec un EVI maximum ayant lieu en février (0,49), alors que le NDVI n'atteint son maximum qu'à partir de mai (0,8). Si l'on reprend le graphique comparant températures et précipitations (fig. 120), 2010 apparaît comme une année plutôt sèche et chaude avec des anomalies de températures de $+2^\circ\text{C}$.

Il en va de même pour les périodes à plus faible activité photosynthétique. Dans des études précédentes, portant sur les cultures, il a été démontré que les deux indices ont des réponses multi-temporelles similaires bien que le NDVI présente des valeurs plus élevées (Huete *et al.*, 2002 ; Wardlow *et al.*, 2007). Cependant, des différences subtiles ont pu être observées durant les pics et/ou les phases de sénescences de la saison de croissance des cultures.

Il apparaît également que sur l'ensemble de la période d'étude et sans tenir compte de la saisonnalité, le NDVI semble stable et sature au-delà de 0,8. Au contraire, le EVI n'est pas impacté par la saturation au-dessus d'une valeur critique, et sa signature temporelle, même si elle reste marquée par une saisonnalité, montre une tendance générale à une diminution des valeurs de l'indice. Wardlow *et al.* (2007) indiquent également que les décroissances plus rapides du EVI

comparé au NDVI sont liées au fait que le premier est plus sensible aux fortes valeurs d'activité végétale. De même, des facteurs biologiques peuvent expliquer les différences de comportement de ces deux indices, notamment le fait qu'ils sont sensibles à des changements physiologiques différents de la végétation ou le fait que le NDVI est beaucoup plus sensible au type de sol sous le couvert végétal (Gao *et al.*, 2000).

Pour chaque indice, les mois avec les valeurs les plus faibles (septembre pour le EVI et octobre pour le NDVI) et les plus hautes (mars pour le EVI, avril pour le NDVI) sont comparés (fig. 123). Le NDVI minimal a tendance à rester proche de 0,7 sur les 15 dernières années, le NDVI maximal restant autour de 0,8 (avec une diminution qui reste exceptionnelle en 2002, décroissance pouvant être liée à un problème de capteur ou à une baisse de l'activité végétale). Les valeurs de cet indice semblent saturer aux fortes valeurs d'activité. Le EVI minimal varie autour de 0,4 mais on peut observer une légère diminution de ses valeurs sur les 15 dernières années, de même pour le EVI maximal, mais avec des valeurs inférieures à 0,5.

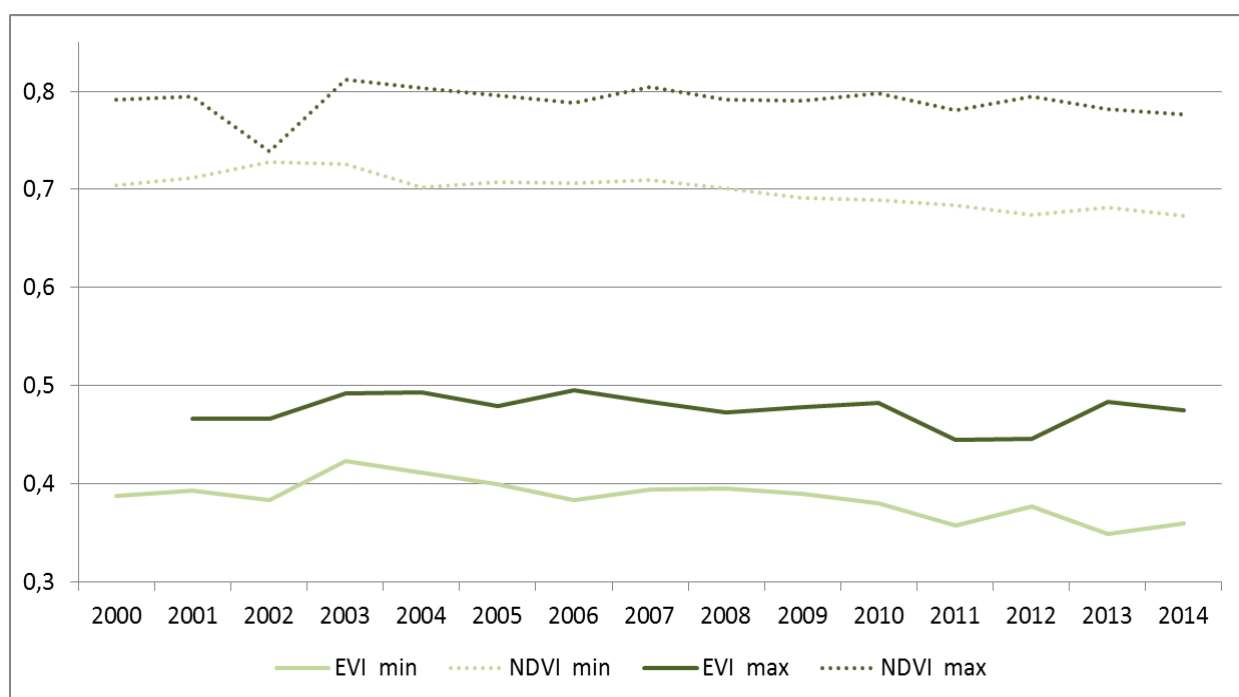


Figure 123 : Comparaison des valeurs minimales des indices EVI (septembre) et NDVI (octobre) entre 2000 et 2014 ainsi que des valeurs maximales (EVI en mars, et NDVI en mai) dans la région du Parc de Ranomafana, réalisée à partir des données MOD13Q1.

Le choix est fait de ne conserver que le EVI pour le suivi de l'activité végétale, du fait de la saturation du NDVI aux fortes valeurs (Wardlow *et al.*, 2007), mais également, car le EVI propose une évolution temporelle plus marquée que le NDVI, qui reste relativement « stable » sur la période étudiée, peut-être représentative d'une évolution environnementale. De plus, l'indice EVI réduit les effets atmosphériques, ce qui est avantageux par rapport au NDVI dans les milieux tropicaux humides (Pennec *et al.*, 2011). Le EVI est l'indice de végétation le plus couramment utilisé lorsque l'on cherche à étudier le comportement de la végétation en milieu de forêt tropicale humide du fait de sa meilleure sensibilité aux fortes valeurs de biomasse (Myneni *et al.*, 2007 ; Betbeder *et al.*, 2014). De plus, il a déjà été démontré que cet indice se révélait être un bon indicateur des changements dans la végétation en corrélation avec les précipitations (Kan et Kumar, 2013).

3. Evolution interannuelle du SIWSI et du EVI au sein du Parc de Ranomafana et pour les cibles de conservations

Deux indices régionaux sont calculés à partir de l'EVI et du SIWSI pour un milieu essentiellement forestier comprenant l'ensemble du Parc de Ranomafana mais également des espaces inclus dans la marge à 3 km qui ne sont pas forestiers. Pour le EVI, cela représente 21 044 pixels à 250 m de résolution spatiale et pour le SIWSI, 1067 pixels à 500 m. En terme de superficie, cela représente environ 1 315 km², soit 416 km² pour le Parc et 899 km² hors du Parc.

Mais les évolutions récentes de l'occupation du sol aux alentours du Parc analysées dans les chapitres précédents ont mis l'accent sur une tendance à la conversion en territoires agricoles, au détriment des milieux naturels. Il est alors intéressant de chercher à étudier les évolutions temporelles d'autres types d'occupation du sol que ceux exclusivement forestiers. Plusieurs « sous-zones » sont ainsi déterminées, grâce aux données *in situ* obtenues durant les campagnes de terrain. Nous avons donc choisi d'extraire les signatures temporelles du EVI et du SIWSI pour des pixels de forêt de basse et de moyenne altitude, de zone humide, de savane, de riziculture et de jachères/cultures (fig. 124). En fonction de la sous-zone étudiée et de l'indice, le nombre de pixels extraits varie : par exemple, pour la forêt de moyenne altitude, 25 pixels EVI sont extraits et 18 pour les données SIWSI, tandis que pour la zone humide, 8 pixels EVI ont pu être sélectionnés et seulement 4 pour le SIWSI. Le but est d'avoir des zones de pixels « purs » (et non des « mixels »), ne concernant qu'une seule classe d'occupation du sol. La contrainte est que certaines classes ont été davantage observées sur le terrain que d'autres, et que les pixels identifiés grâce aux cartes élaborées via LANDSAT ne peuvent pas forcément l'être à partir des données MODIS, du fait de la différence de résolution spatiale.

3.1. Activité végétale au sein du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014

Les signatures temporelles de l'indice EVI (fig. 125) et du SIWSI, qui permet d'estimer le contenu en eau de la canopée (Ceccato *et al.*, 2001 ; Sims et Gamon, 2003 ; Fensholt et Sandholt, 2003 ; Jiang *et al.*, 2009 - fig. 126), ont été extraites entre 2000 et 2014 pour le sous-espace intégrant l'ensemble du Parc de Ranomafana. Le SIWSI varie de -1 à 1, les valeurs positives indiquant un stress hydrique de la végétation (Garcia Galiano, 2012). La plage de valeurs pour le SIWSI pour un couvert forestier tropical varie entre 0,25 et 0,4 (Boles *et al.*, 2004 ; Xiao *et al.*, 2006).

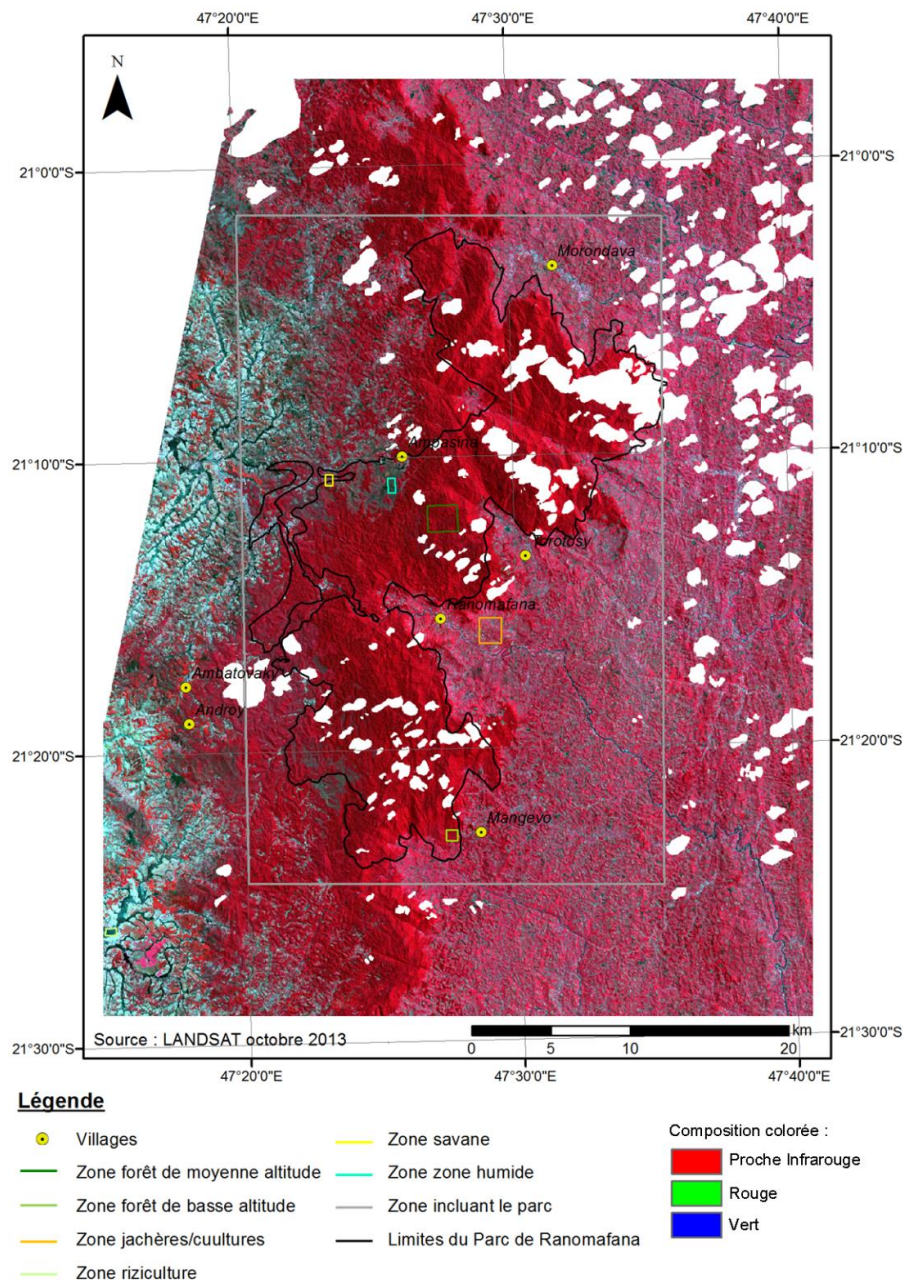


Figure 124 : Carte des différentes zones tests, dans la région du Parc de Ranomafana pour l'extraction des indices de végétation provenant de l'imagerie MODIS.

3.1.1. Evolution de l'activité végétale à Ranomafana à partir du EVI

Pour l'indice EVI, jusqu'à 2011, les valeurs minimales restent supérieures à 0,38 et tournent globalement autour de 0,4. Après 2011, ces minimales sont en baisse et atteignent 0,36 sauf en 2012 où un sursaut apparaît (vers 0,39). Pour les valeurs maximales, l'année 2002 connaît un pic et atteint une valeur de 0,52 pour la seconde semaine de décembre. Pour toutes les autres années, le maximum reste inférieur ou égale à 0,5. Trois années ont des valeurs maximales du EVI atteignant 0,46.

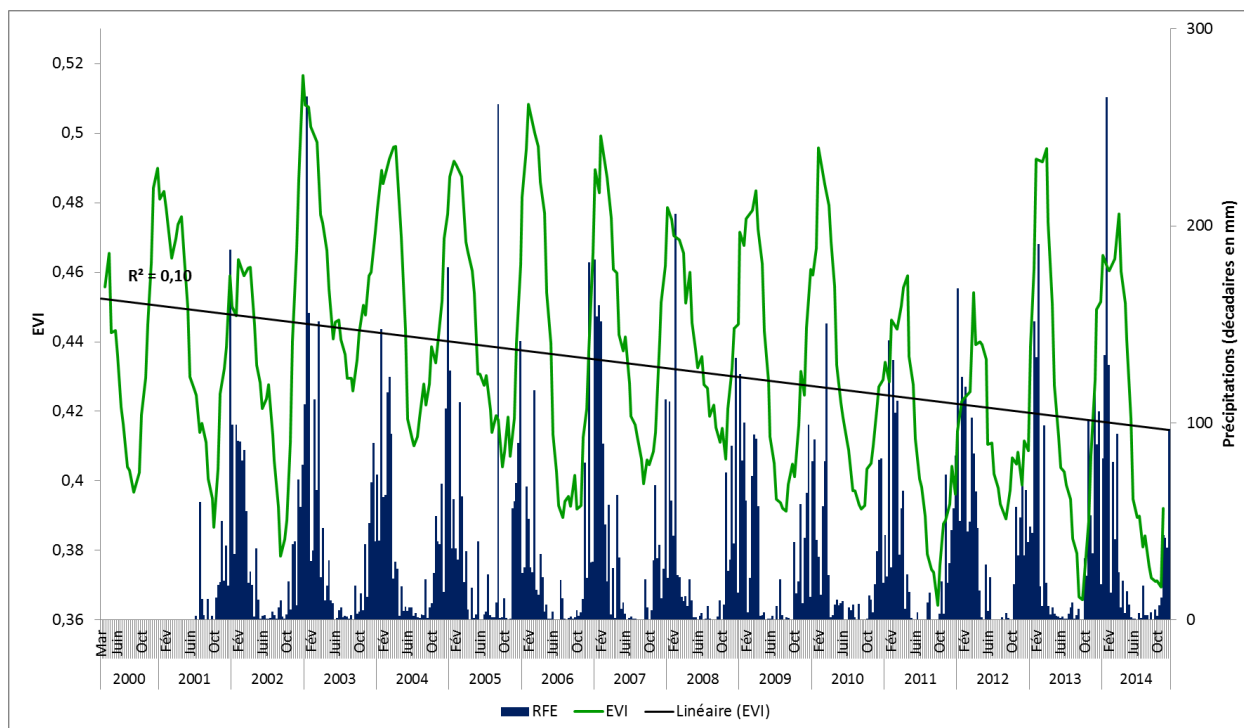


Figure 125 : Evolution du EVI (moyenne mobile sur 5 semaines) à l'échelle du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, estimations pluviométriques décadaires (données RFE) et coefficient de détermination (R^2) pour le EVI.

De manière générale, sur les quinze dernières années et pour le milieu forestier étudié ici, la tendance est à la baisse pour l'indice EVI régional, ce qui suggère à priori une diminution de l'activité (et donc de la productivité) végétale. Cette tendance a déjà été observée à travers d'autres exemples tropicaux africains et pour la même période de la fin des années 1990 et du début des années 2000 (De Jong *et al.*, 2013). Plusieurs éléments peuvent apporter des pistes expliquant, au moins en partie, cette baisse du EVI au cours des dernières années. Le signal peut être affecté par des artefacts liés à la géométrie entre le capteur optique et la source lumineuse, comme cela a été mis en avant dans la forêt amazonienne par Morton *et al.* (2014). De ce fait, la variation interannuelle du signal serait le fait, non pas d'une réelle évolution du comportement de la végétation mais de biais liés à la prise des images. Le coefficient de corrélation entre les données EVI et RFE atteint 0,43 indiquant une liaison linéaire synchrone assez faible (18,5 % de variance commune), pour laquelle les seules données de précipitations ne peuvent expliquer la réponse du EVI. Ce fait a déjà été démontré dans d'autres études où d'autres paramètres environnementaux que les précipitations sont à prendre en compte dans l'analyse de l'activité végétale, notamment la durée et la quantité d'ensoleillement et de fait, la nébulosité (Gond *et al.*, 2013).

Au-delà des perturbations liées à la prise de vue, les variations interannuelles dans le comportement de la végétation pourraient également être le fait des perturbations des conditions climatiques. L'évolution des indices de végétation est fortement liée aux variations dans les régimes de précipitations (Nicholson *et al.*, 1990 ; Davenport et Nicholson, 1993 ; Nightingale et Phinn, 2003 ; Gessner *et al.*, 2013 ; Anyamba *et al.*, 2014 ; Barbosa *et al.*, 2015). Comme nous avons pu l'observer dans le premier chapitre, la tendance générale à Madagascar est à l'augmentation des anomalies de températures, ce qui représente une contrainte et menace écologique pour le corridor forestier de l'est de l'île (Hannah *et al.*, 2008). Egalement vu précédemment, l'évolution des précipitations est plus complexe à observer du fait de la dissymétrie zonale, mais d'après les résultats issus de différents modèles climatiques analysés par Hannah *et al.* (2008), la tendance serait à la diminution des précipitations annuelles moyennes durant la saison

sèche et à une intensification durant la saison humide. Ces variations pourraient expliquer la tendance de la signature radiométrique végétale associée.

3.1.2. Estimation de la teneur en eau des feuilles à Ranomafana à partir du SIWSI

Le second indice étudié est le SIWSI (fig. 126). La corrélation linéaire entre cet indice et les données de précipitations RFE est de -0,16, la corrélation synchrone entre ces deux variables étant très faible et non significative. Le SIWSI est complémentaire aux données sur l'activité végétale en ce qui concerne l'état de l'eau dans la végétation car permet de détecter si la végétation est soumise à un stress hydrique (Olsen *et al.*, 2013).

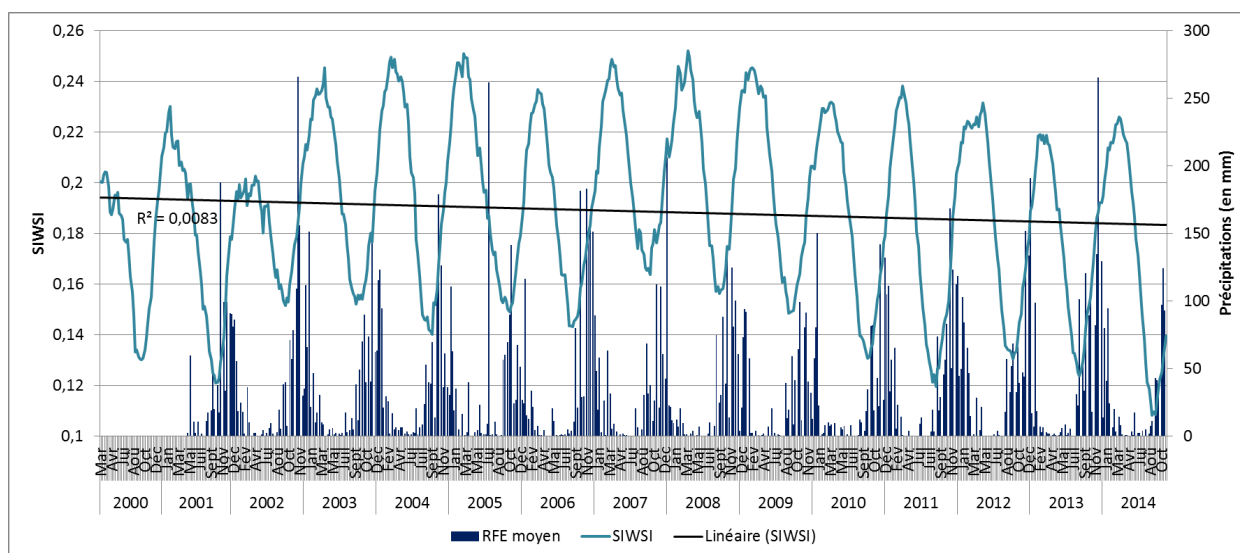


Figure 126 : Evolution du SIWSI (moyenne mobile sur 11 huitaines) à l'échelle du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, comparé aux estimations pluviométriques décadaires RFE et coefficient de détermination (R^2) pour le EVI.

Les valeurs maximales du SIWSI se trouvent à la limite de la plage de valeur normale pour une forêt tropicale (minimum de 0,25). Cet effet peut être un artefact lié au fait que les pixels de ce sous-espace ne sont pas tous composés exclusivement de milieux forestiers. Les valeurs maximales du SIWSI ont tendance à diminuer à partir de 2007, tout comme les valeurs minimales. Ce constat laisse supposer que la végétation voit son stress hydrique diminuer. Cependant la tendance n'est pas significative statistiquement et nécessite une étude plus spécifique afin de mieux comprendre la réponse de cet indice.

3.2. Etude d'une période de « faible » (2010-2012) et de « forte » (2002-2004) activité végétale régionale

Afin de mieux comprendre les relations entre précipitations et végétation, deux périodes sont sélectionnées à partir de l'observation de la série temporelle du EVI sur l'ensemble de la zone d'étude : une période correspondant à deux années consécutives de « faible » activité végétale (*i.e.* en fonction de la moyenne 2000-2014), entre 2010 et 2012, et une seconde période correspondant à deux années de plus « forte » activité végétale, entre 2002 et 2004 (fig. 127).

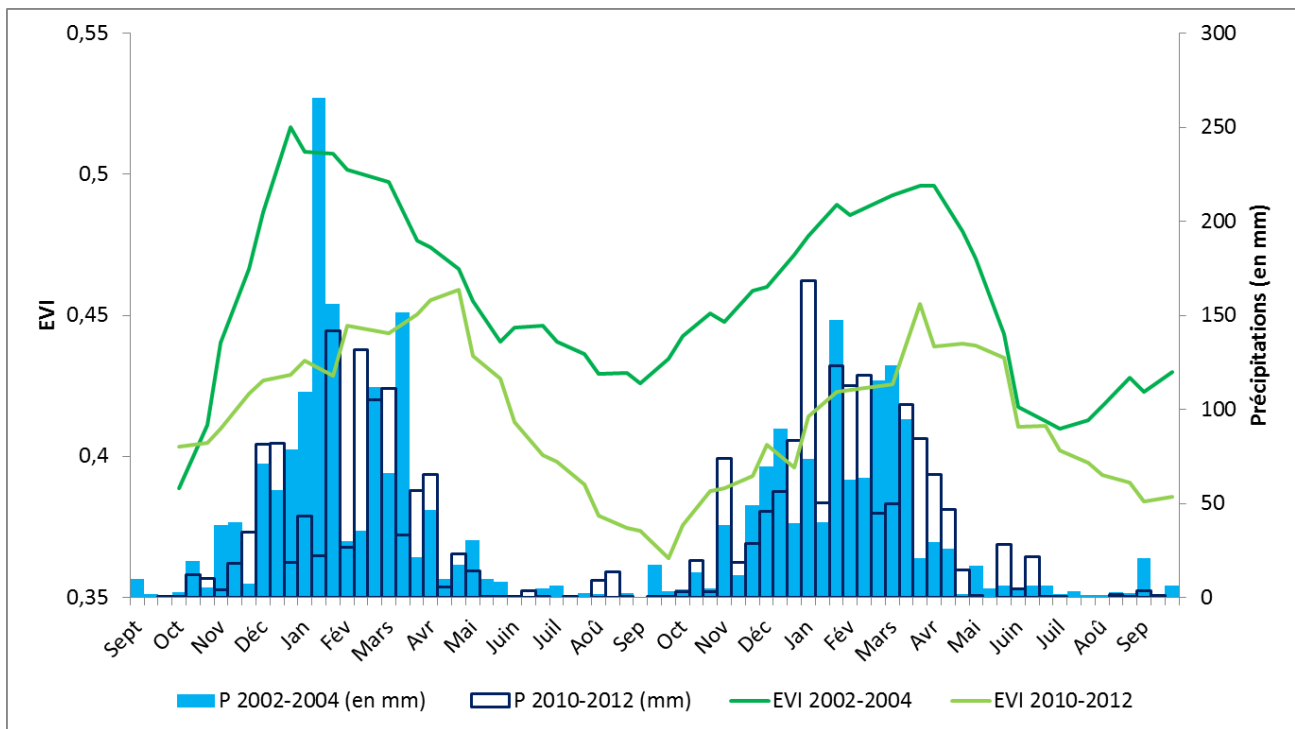


Figure 127 : Evolution de l'indice EVI pour le sous-espace du Parc de Ranomafana sur deux périodes sélectionnées pour leur différence significative : 2010-2012 (« faible » signature radiométrique) et 2002-2004 (« forte » signature radiométrique) ; comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE (en mm) pour les deux périodes.

Pour la période 2010-2012 révélant une signature radiométrique plus faible, le EVI varie entre 0,38 et 0,51, tandis que pour la période inverse (2002-2004), les valeurs de l'indice EVI varient entre 0,36 et 0,46.

La saison végétative démarre vers le mois d'octobre pour les deux périodes, en même temps que le début de la saison humide, lorsque les précipitations recommencent à être plus importantes.

Pour l'année 2002, l'EVI augmente de manière radicale entre octobre et la deuxième semaine de décembre, passant de 0,38 à 0,51, tandis que pour l'année 2010, cette évolution du EVI est beaucoup moins marquée, avec une augmentation des valeurs de 0,4 à 0,42. Cette différence ne semble pas pouvoir être expliquée uniquement par les précipitations.

Dans les deux cas, la décroissance du EVI correspond à la diminution nette des précipitations à partir du mois d'avril. En revanche, les variations positives du EVI sont plus complexes à analyser. Par exemple, le pic du EVI atteint en décembre 2002 ne concorde pas avec le pic de précipitations enregistré en janvier 2003, le maximum d'activité ayant lieu avant le pic de précipitations. Ou encore, en février 2011, on observe une augmentation du EVI alors que les précipitations ont diminué, de même pour le pic du EVI en avril 2011. Si l'on reprend le graphique des anomalies de températures et précipitations (fig. 120), il est possible d'observer que pour la période 2002-2004, les conditions pluvio-thermiques indiquent une période plus fraîche et humide que pour la période 2010-2012. Cela implique que le seul facteur pluviométrique ne conditionne pas entièrement la réponse de la végétation mais que les températures peuvent apparaître comme un facteur limitant la productivité végétale.

A partir d'octobre, la végétation connaît un nouveau cycle de croissance pour les deux périodes (octobre 2003 et 2011), mais avec un décalage marqué entre les deux années. Dans les deux cas, les précipitations ont été peu abondantes durant la saison la plus sèche, et il est difficile d'expliquer les différences radiométriques (et donc, d'activité végétale potentielle) par le différentiel des

précipitations. Par la suite, dans les deux cas, le maximum du EVI a lieu lors de la dernière semaine de mars avant de décroître jusqu'à la dernière semaine de septembre.

Afin d'observer les seuils phénologiques le EVI moyen, pour l'ensemble de la zone et de la période d'étude (2000-2014), ainsi que sur les périodes à « faible » et « forte » activité végétale, a été comparé aux précipitations cumulées pour chaque sous période (fig. 128).

En ce qui concerne les précipitations, le début de la saison sèche démarre nettement durant la première décennie de mars pour les trois périodes étudiées et se poursuit jusqu'à début octobre. Le cumul des données RFE pour la période à « forte » activité végétale est supérieur au fil des mois aux données moyennes de précipitations. L'activité végétale ne commence à décroître qu'à partir de la deuxième décennie du mois de mai (pour le EVI moyen et EVI pour une période à « faible » activité végétale) et à la troisième décennie pour le EVI de la période à « forte » activité. La saison végétative reprend pour les trois périodes début octobre, en même temps que le retour de la saison humide.

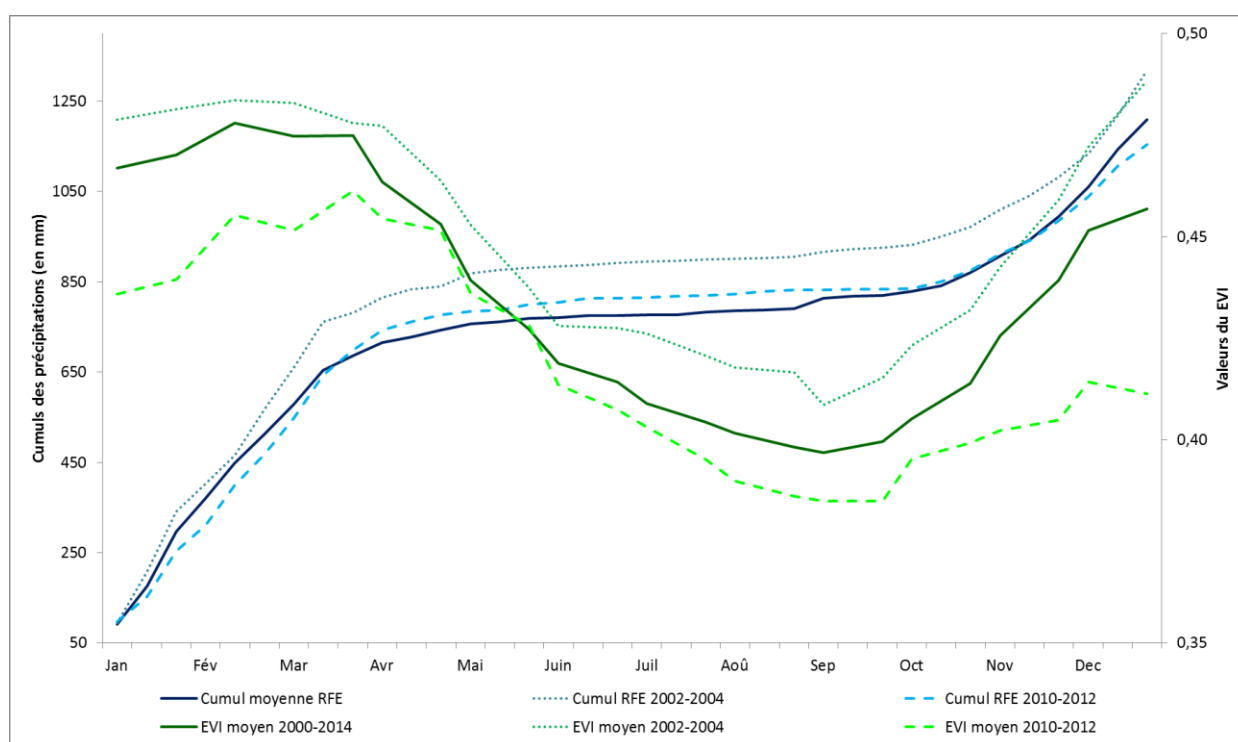


Figure 128 : EVI moyen entre 2000 et 2014 ainsi que pour une période à « faible » (2010-2012) et à « forte » (2002-2004) activité végétale et cumul des données RFE moyennes pour chaque période.

On peut avancer l'hypothèse que la première saison végétative ayant été moins arrosée que la seconde, la végétation a dû réduire son activité photosynthétique car a eu moins de ressources en eau pluviales disponibles. La comparaison des courbes du EVI met en avant un décalage dans la saison phénologique : en effet, en 2002-2003, le maximum est atteint durant la seconde semaine de décembre, tandis que pour 2010-2012, il se produit à la deuxième semaine d'avril. Le décalage n'est pas aussi probant pour 2003-2004 où le maximum est atteint à la première semaine d'avril et à la seconde semaine pour 2010-2012. Même s'il apparaît que le comportement de la végétation reste globalement le même, c'est-à-dire un pic d'activité au milieu de la saison humide (entre décembre et mars), une période de décroissance de l'activité végétale jusqu'à la fin de la saison sèche en septembre, puis une reprise de l'activité végétale avec le retour de la saison humide, le comportement de la végétation reste très variable d'une année à l'autre. La nébulosité peut

également impacter les signatures radiométriques, à pluviométrie égale, la couverture nuageuse pouvant être très dissemblable.

Il apparaît qu'en cas de période plus chaude (anomalies de températures supérieures à + 1°C) avec un cumul pluviométrique plus bas, comme pour la période 2010-2012 (2 625 mm en 2002-2004, 2 444 mm en 2010-2012), la végétation présente une activité végétale plus basse, notamment durant la saison « sèche ». A contrario, lors d'une période plus « fraîche » (anomalies de températures inférieures ou égales à +1°C) et des précipitations relativement plus abondantes, l'activité végétale présente des valeurs plus fortes (valeurs comprises entre 0,38 et 0,51 pour 2002-2004 tandis qu'entre 2010-2012, les valeurs varient de 0,36 à 0,45), que ce soit durant la saison sèche ou la saison humide, et semble être moins affectée par les variations de précipitations de la saison sèche.

Ce constat pose question, notamment si on le replace dans le cadre du contexte des modifications climatiques malgaches mais également des changements d'usage des terres, quant à l'évolution de l'activité végétale au sein du Parc de Ranomafana.

3.3. Caractérisation de l'activité végétale de cibles de conservation et de zones agricoles

Différentes zones d'intérêt ont été sélectionnées afin d'extraire leur signature temporelle correspondant à partir des différents indices de végétation (tab. 32). Ces milieux présentent tous un intérêt particulier que ce soit en termes de gestion et de conservation des milieux naturels, mais également dans un souci de surveiller les impacts possibles des changements d'usage des terres sur les territoires agricoles pouvant influencer la productivité.

Tableau 32 : Paramètres de dispersion et pente des valeurs des indices EVI et SIWSI pour chaque « sous-espace » étudié dans et près du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, à partir des données MODIS, à savoir, forêt de moyenne altitude, forêt de basse altitude, savane, zone humide, rizicultures et jachères/cultures.

Sous-espaces étudiés	Indices	Min	Max	Pente / an
Forêt de moyenne altitude	SIWSI	0,21	0,36	0,2 * 10 ⁻³
	EVI	0,33	0,53	-0,7 * 10 ⁻³
Forêt de basse altitude	SIWSI	0,20	0,38	2,6 * 10 ⁻³
	EVI	0,37	0,59	-1 * 10 ⁻³
Savane	SIWSI	-0,07	0,24	-2 * 10 ⁻³
	EVI	0,21	0,48	-2,9 * 10 ⁻³
Zone humide	SIWSI	-0,05	0,15	-2,8 * 10 ⁻³
	EVI	0,23	0,38	-1,9 * 10 ⁻³
Riziculture	SIWSI	-0,08	0,20	-2,1 * 10 ⁻³
	EVI	0,14	0,40	-2 * 10 ⁻³
Jachère/culture	SIWSI	0,12	0,32	-1,1 * 10 ⁻³
	EVI	0,37	0,55	-1 * 10 ⁻³

3.3.1. Caractérisation de l'activité végétale pour la forêt de basse altitude

La zone test correspondant à la forêt de basse altitude a été délimitée *in situ* à partir des relevés GPS de la mission de terrain de mars-avril 2013, les pixels des indices EVI et SIWSI pouvant ainsi être extraits et expertisés en tenant compte de cette reconnaissance (fig. 129). Ce type d'occupation du sol fait partie, rappelons-le, des cibles de conservation déterminées par les gestionnaires du Parc de Ranomafana, car il sert d'habitat principal au *Varecia Variegata*. La tendance du EVI, pour cette

classe d'occupation du sol, est à une diminution des valeurs, tandis que l'évolution du SIWSI connaît une pente ascendante. Les valeurs de l'EVI sont assez fortes et varient entre 0,4 et 0,6 en fonction des saisons et des années. Les plus fortes valeurs se retrouvent entre décembre, janvier et février, en pleine saison humide selon les années, tandis que les valeurs minimales sont observées entre juillet et septembre, à la fin de la saison sèche.

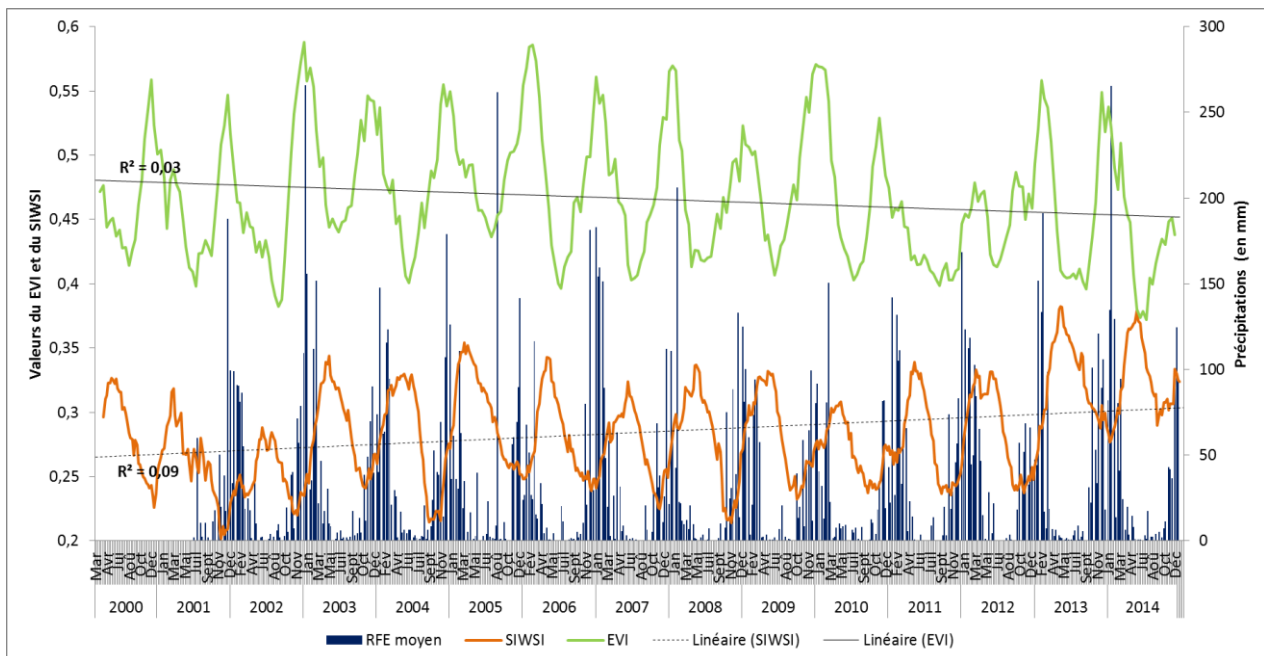


Figure 129 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de forêt de basse altitude aux abords du village de Mangevo et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.

Le coefficient de corrélation entre le EVI et le SIWSI pour la forêt de basse altitude est négatif ($R = -0,37$), de même pour le SIWSI et les données de précipitations ($-0,12$). La série EVI est corrélée aux précipitations avec un coefficient R de 0,46. Pour la forêt de basse altitude, cela implique que l'activité végétale n'est que peu dépendante de la teneur en eau des feuilles, probablement car il n'y a pas de saison sèche marquée à Ranomafana induisant un fort stress hydrique. En revanche, entre 2000 et 2014 il est possible d'observer une augmentation des valeurs du SIWSI, ce qui implique un plus fort stress hydrique surtout en 2013 et 2014.

Les valeurs de l'EVI ont ensuite été extraites pour des périodes représentatives de faibles et fortes variations radiométriques correspondant à ce type d'occupation du sol (fig. 130). Le coefficient de corrélation entre le EVI et les précipitations diffère en fonction des deux périodes : pour la période à « forte » activité (2002-2004), il est de 0,65, indiquant que précipitations et activité végétale sont des variables dépendantes. Tandis que pour la période à « faible » activité (2010-2012) le coefficient diminue à 0,26. Cela indique une dépendance plus faible entre les deux variables et donc, que les précipitations ne sont pas le seul facteur expliquant la variabilité de l'activité végétale.

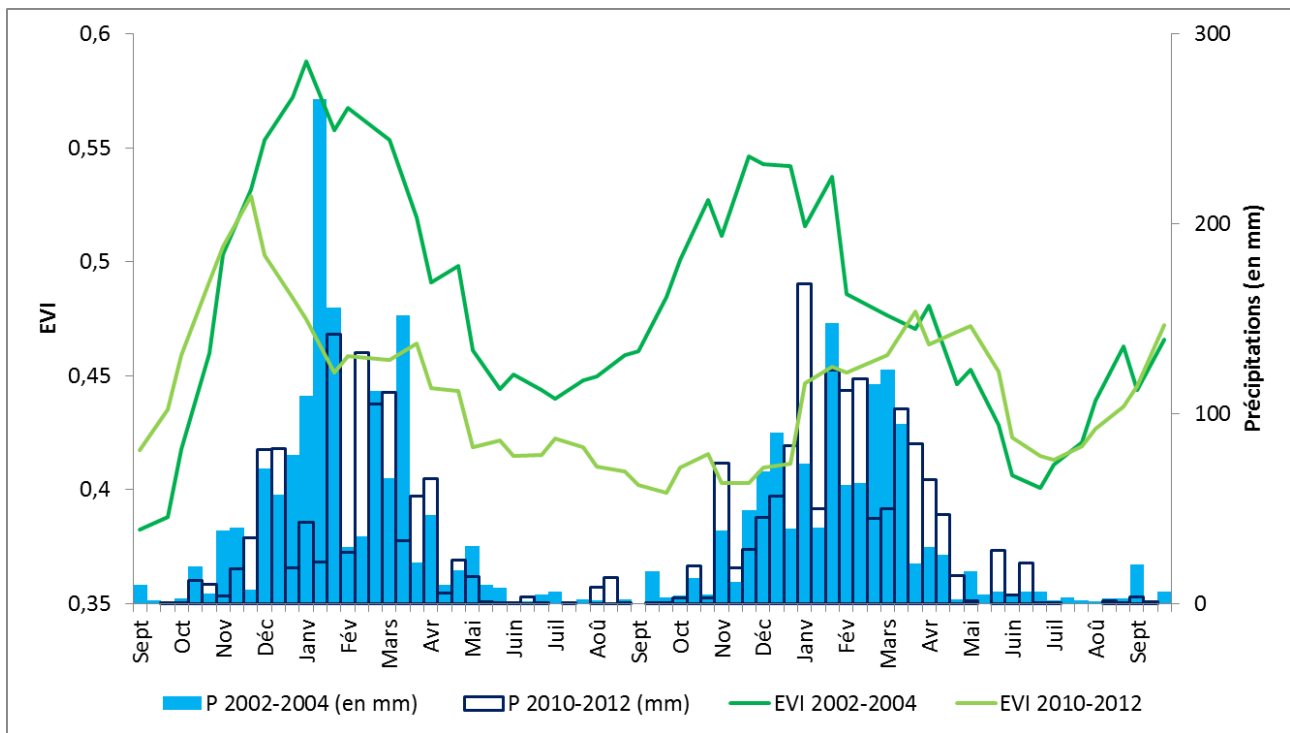


Figure 130 : Evolution du EVI pour une zone test de forêt de basse altitude à proximité du village de Mangevo sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décadaires RFE.

Le cumul des précipitations indiquent bien une pluviométrie plus importante pour la période à « forte activité » végétale avec 200 mm de plus que pour la période à « faible » activité et une saison sèche qui apparaît plus marquée pour la période 2010-2012. De même, en ce qui concerne les températures, cette dernière période était plus chaude, avec des anomalies comprises entre +0,16 et +2,3 °C, contre des anomalies variant entre +0,06 et +1,3°C pour la période 2002-2004.

Pour la forêt de basse altitude, il est possible d'émettre l'hypothèse que la végétation est sensible aux évolutions pluvio-thermiques dans le sens où la réponse radiométrique de la végétation est en partie influencée par le climat local. Nous avons pu observer que l'activité végétale diminuait en conditions plus chaudes que la normale ainsi qu'avec des précipitations un peu moins abondantes. Dans le cadre des modifications climatiques, ce constat pose question quant à la capacité de la forêt de basse altitude à s'adapter.

3.3.2. Caractérisation de l'activité végétale en milieu de zone humide

La zone humide fait également partie des cibles de conservation déterminées par les gestionnaires du Parc de Ranomafana. Les pixels de zone humide sélectionnés se situent vers Ampasina, au nord-ouest du Parc (fig. 131). Les valeurs du EVI oscillent entre 0,25 et plus de 0,35 sur la période étudiée, tandis que celles du SIWSI varient de -0,05 à 0,15.

La saisonnalité du EVI semble moins marquée que pour les autres types d'occupation du sol, les amplitudes de variations étant beaucoup plus faibles. Cela peut être lié au type de végétation présent dans les zones humides, essentiellement des graminées.

La zone humide est un milieu sensible au climat et à la pluviométrie qui ont tous deux un rôle essentiel dans son fonctionnement, notamment car la première condition d'existence d'une zone humide est la saturation en eau du sol à proximité de la surface. La zone humide constitue un système dynamique, caractérisé par sa grande variabilité et son instabilité temporelle (Chanéac et Legrand, 2009).

Le SIWSI permet de détecter le stress hydrique de la végétation en donnant des informations sur le contenu en eau de cette dernière. Contrairement au EVI, il permet dans notre cas de mieux discriminer les périodes où la zone est humide est soumise à un stress hydrique, en l'occurrence ici entre les mois d'août et octobre, quand la saison sèche touche à sa fin. Or, dans le cadre du changement climatique à Madagascar, il se produirait, selon les résultats tirés des modèles, un renforcement des précipitations en saison humide et une diminution en saison sèche (Hannah *et al.*, 2008). Ces modifications du climat auraient donc pour conséquence de renforcer la vulnérabilité des zones humides en saison sèche et de modifier le fonctionnement écologique de ce type d'écosystème.

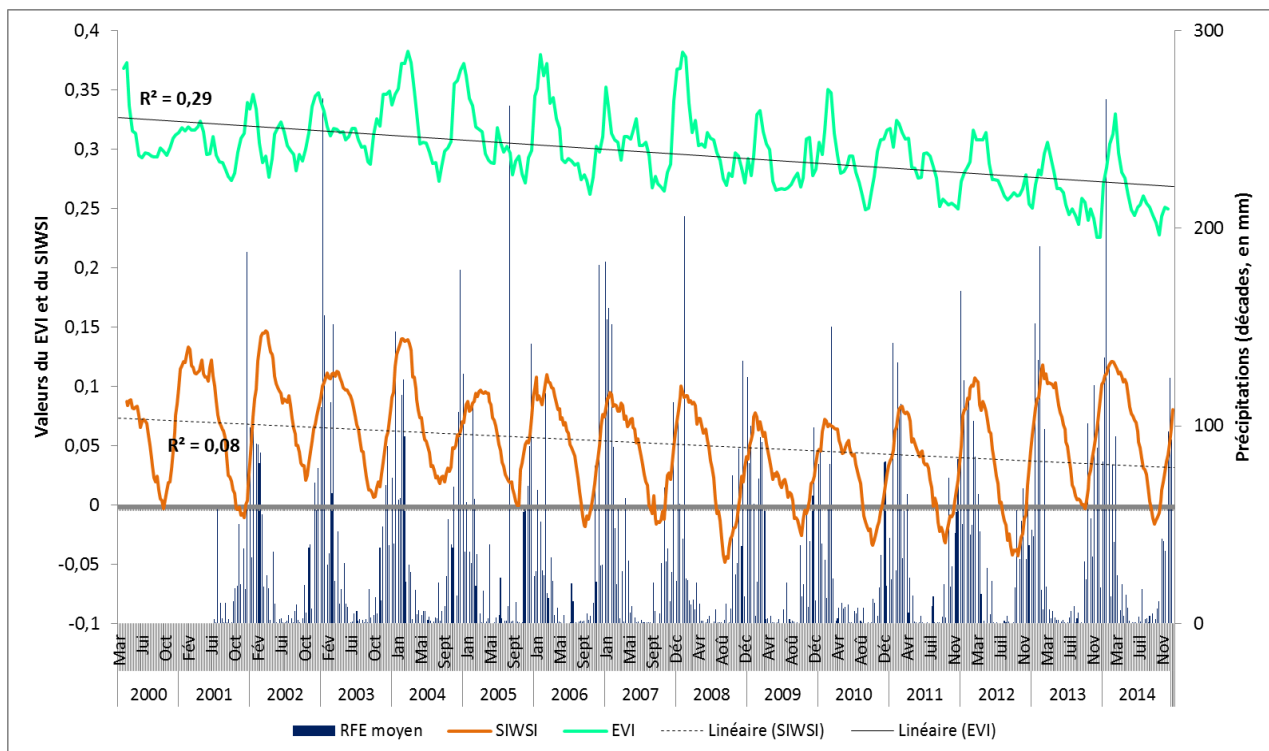


Figure 131 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de zone humide aux abords du village d'Ampasina et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.

Le coefficient de corrélation entre les deux indices pour la zone humide est de 0,54 et présentent donc une dépendance moyenne. Le coefficient de corrélation entre le EVI et les précipitations est de 0,28. De même pour le SIWSI. Cela montre une faible dépendance des indices de végétation aux précipitations.

Si l'on observe les variations du EVI pour deux périodes aux conditions pluvio-thermiques différentes dans le cas de la zone humide (fig. 132) il est possible de détecter des différences significatives dans la réponse radiométrique de la végétation. Les zones humides sont directement impactées par les variations de précipitations car elles en dépendent pour leur approvisionnement en eau (que ce soit de manière directe ou par remontée de nappe). Aussi, la diminution nette du EVI pour la période à plus « faible » activité végétale peut être de manière partielle, mise en relation avec une disponibilité moindre en précipitations comparé à la période à plus « forte » activité. D'autres facteurs que les précipitations sont à prendre en compte pour expliquer les variations de l'activité végétale, notamment la nature du substrat ou les autres modes d'approvisionnement en eau.

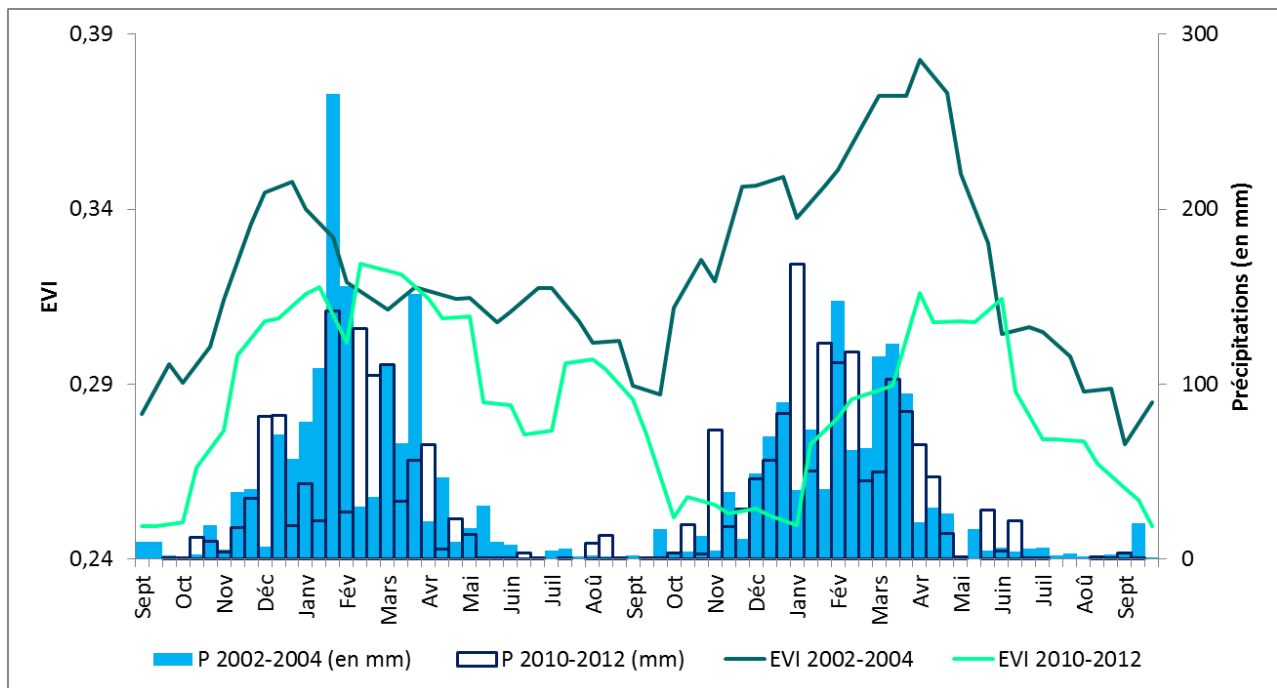


Figure 132 : Evolution du EVI pour une zone test de zone humide à proximité du village d'Amapsina sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE.

3.3.3. Caractérisation de l'activité végétale en milieu de jachères/cultures

La troisième sous-zone d'intérêt est constituée essentiellement de parcelles de jachères et de cultures (fig. 133). Les valeurs minimales du EVI se situent aux alentours de 0,4 en fonction des années (entre septembre et novembre), tandis que les maximales sont plus aléatoires, mais restent supérieures ou égales à 0,5. La période 2003-2005 a un comportement phénologique un peu particulier avec des amplitudes beaucoup plus faibles du EVI par rapport au reste de la période, avec des valeurs minimales de 0,45 et maximales de 0,5 ; cela implique une activité végétale plus continue durant cette période car le SIWSI ne semble pas avoir été affecté de la même manière. Les valeurs du SIWSI oscillent entre 0,12 et 0,31, les plus faibles valeurs ayant lieu en septembre-octobre, soit au moment de la transition entre la saison sèche et la saison humide, et les plus fortes en mars-avril, en fin de saison humide.

Le coefficient de corrélation entre les deux indices est de 0,78 et indique que ces deux variables sont significativement dépendantes l'une de l'autre. Cela peut en partie s'expliquer par la nature même du type d'occupation du sol. Les parcelles agricoles sont des milieux qui évoluent en fonction des saisons et du type de culture. Ainsi, en fonction du mois de l'année considérée, le taux de recouvrement au sol ne sera pas le même selon que l'on se trouve en début de semis, en pleine croissance de la végétation ou après une récolte. Cependant, dans notre étude, les pixels ne sont pas constitués uniquement de cultures mais sont en réalité des « mixels », intégrant également les milieux de jachères. Ce mélange entre ces deux classes peut expliquer le fait que les indices de végétation présentent des valeurs positives tout au long de l'année puisque les jachères ne sont pas exposées à une dynamique saisonnière au même titre que les cultures.

Le suivi des milieux de jachères constitue un enjeu dans le cadre de la gestion des milieux forestiers, car si elles sont laissées suffisamment longtemps à l'abandon, elles peuvent constituer des milieux forestiers secondaires. Ceux-ci pouvant répondre aux besoins en produits forestiers ligneux et ainsi diminuer la pression sur les forêts naturelles.

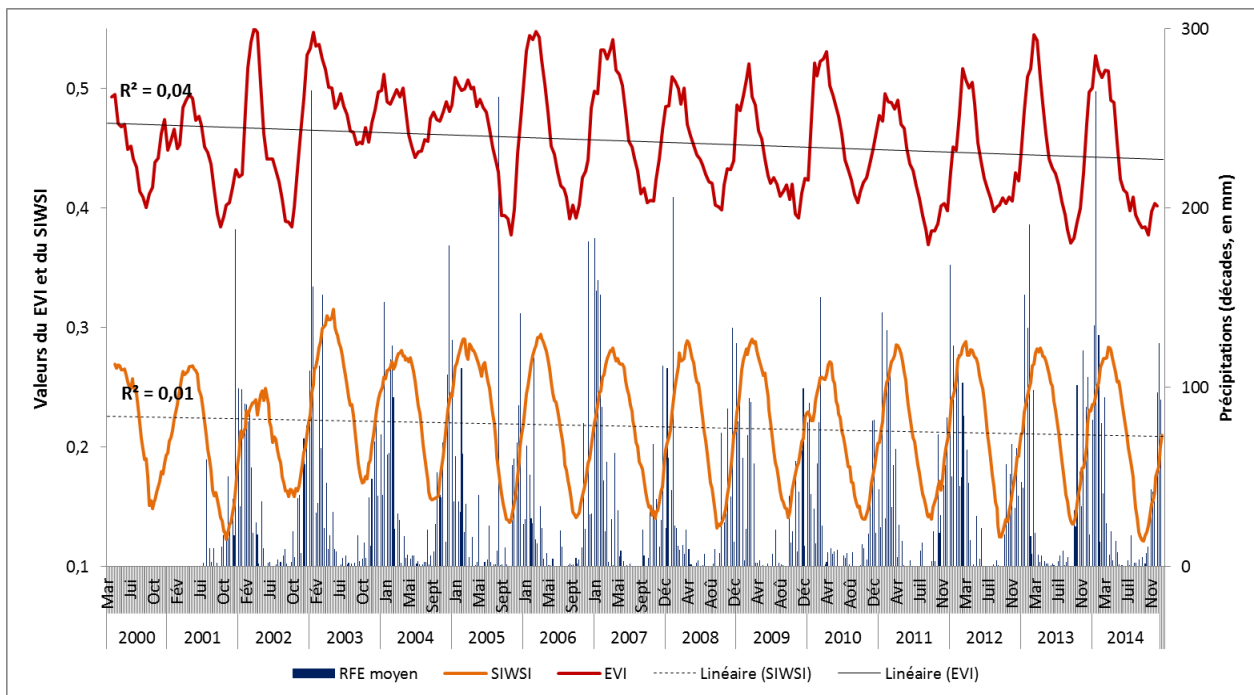


Figure 133 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de cultures et jachères aux abords du village de Ranomafana et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.

Afin d'analyser l'évolution du EVI en fonction des contraintes climatiques, l'indice a été extrait pour deux périodes ayant des conditions pluvio-thermique dissemblables (fig. 134). L'ampleur de variation du EVI est davantage marquée durant la période où le pic d'activité végétale est minimal.

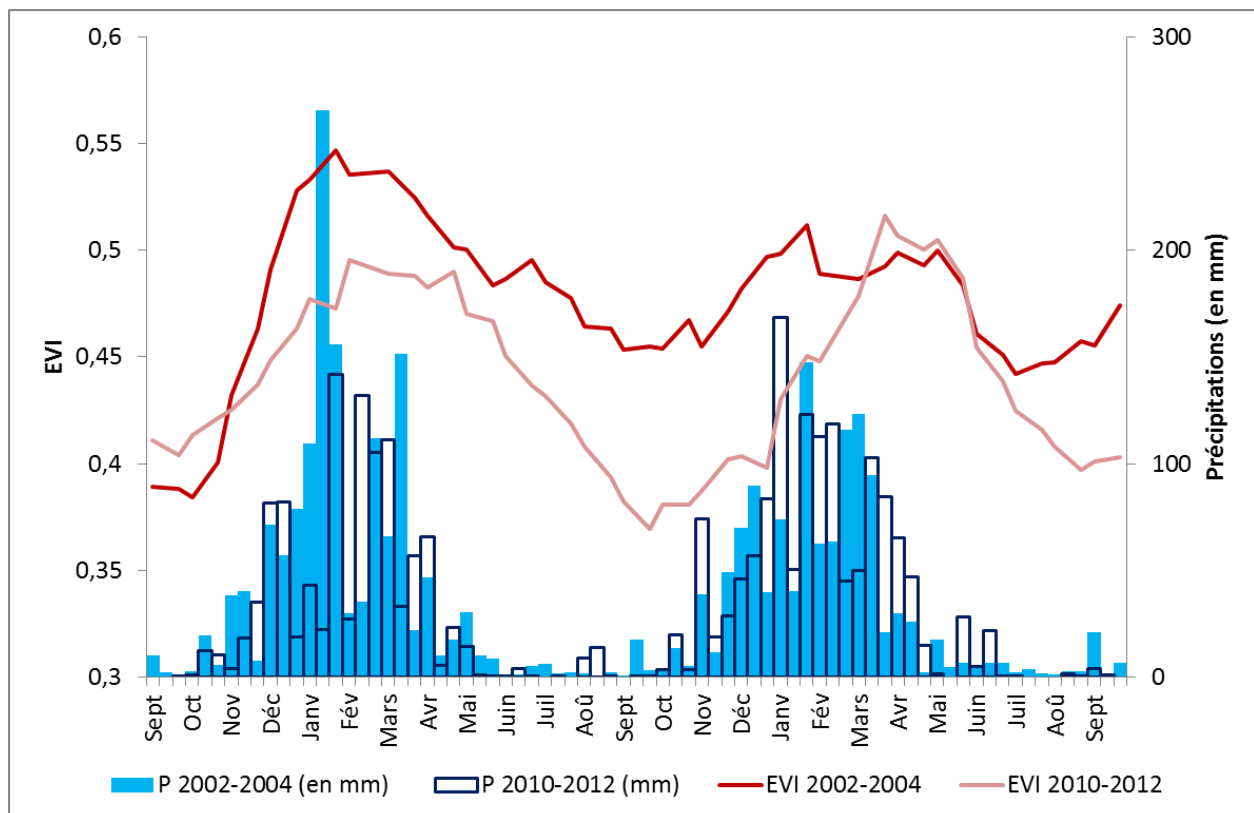


Figure 134 : Evolution du EVI pour une zone test de jachères et cultures à proximité du village de Ranomafana sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE.

4. Conclusion du quatrième chapitre

Les données MODIS possèdent une basse résolution spatiale, mais du fait de leur fréquence temporelle, elles permettent de réaliser un suivi de l'activité végétale à travers l'utilisation d'indices radiométriques.

Dans ce chapitre, nous avons cherché à observer la tendance de l'activité végétale sur l'ensemble de la zone d'étude mais également pour des milieux plus spécifiques. **Il en ressort sur la période étudiée, une diminution générale de l'activité végétale.** Il aurait été intéressant, afin d'observer si ce phénomène est plus ancien et mesurable, de pouvoir disposer de séries disposant d'une plus grande profondeur temporelle, notamment par le biais de l'utilisation des données NOAA-AVHRR dont les images remontent au début des années 80. Ces données ont déjà été utilisées dans le cas du suivi du « *re-greening* » du Sahel entre 1981 et 2011 où une combinaison des données GIMMS NDVI et MODIS NDVI a été analysée (Dardel *et al.*, 2014). Cependant, la résolution spatiale de 1 km n'aurait pas permis d'observer les milieux spécifiques, tels que la zone humide ou les milieux de savanes, observés au sein ou en périphérie du Parc de Ranomafana.

Cette tendance à la diminution de l'activité radiométrique (donc a priori végétale) peut être liée à trois facteurs, à savoir :

- le signal affecté par des artefacts liés au capteur ;
- les modifications des conditions climatiques ;
- les changements d'usage des terres et en particulier, la conversion des milieux forestiers.

Il est possible d'émettre l'hypothèse que les, modifications environnementales en cours dans la région du Parc de Ranomafana, que ce soit en terme de dégradation forestière ou de modification des conditions climatiques, sont responsables des variations de l'activité végétale. Il a pu en effet être observé, qu'à travers l'étude de deux périodes à « fiable » et « forte » activité végétale, les conditions climatiques impactaient la réponse de l'indice EVI. A titre d'exemple, la période à plus « forte » activité végétale (2002-2004) présentait un total de précipitations plus important sur la période et des anomalies de températures moins fortes que pour la période à « faible » activité végétale. L'impact de la dégradation forestière sur l'évolution intra-annuelle du EVI est plus complexe à appréhender, même si le couvert forestier n'a cessé de diminuer ces 25 dernières années.

Cette analyse ponctuelle de l'activité végétale au sein du Parc de Ranomafana et dans quelques zones tests présentant un intérêt particulier doit pouvoir être automatisée par la suite par les gestionnaires du Parc, notamment à travers de l'utilisation d'outil d'expertise comme TIMESAT. En effet, le travail présenté ici constitue une étude préliminaire, qu'il conviendra d'affiner, notamment en intégrant d'autres données climatiques (ensoleillement, nébulosité) permettant de mieux comprendre l'évolution physiologique de la végétation. Il doit également pouvoir servir comme outil de veille et d'alerte pour le suivi du Parc de Ranomafana, notamment en lien avec les évolutions agro-pastorales observées précédemment à travers les dynamiques d'occupation du sol.

Des systèmes de surveillance de la déforestation et des dynamiques de l'occupations du sol ont déjà été mis en place et éprouvés, notamment au Brésil avec les projets DETER (*Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real na Amazônia*) et PRODES (*Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite*), et plus récemment, le projet FORMA (*FORest Monitoring for Action*), ce dernier ayant pour vocation de suivre l'évolution de la couverture sur l'ensemble des bassins forestiers tropicaux (Wheeler *et al.*, 2014). La question étant de savoir comment l'île de Madagascar pourrait intégrer ce type de système de surveillance automatisée, a minima sur ses Aires Protégées, afin de pouvoir suivre en temps quasi réel les dégradations et ainsi,

de pouvoir en partie les prévenir. Mais la seule surveillance des dynamiques d'occupation du sol doit également être complétée par une analyse de l'activité végétale. Cette dernière est également essentielle dans les modèles de biomasse et, par conséquent, pour les programmes REDD+ (*Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation forestière*) visant à récompenser les efforts des pays pour la préservation de leurs milieux forestiers (Angelsen *et al.*, 2013). Afin de limiter la déforestation, le gouvernement malgache s'est fortement engagé dans la mise en œuvre de ces programmes aux échelles nationale et régionale (Grinand *et al.*, 2013 ; Demaze, 2014).

La combinaison de ces deux types de suivi permettrait de mettre en place une veille écoclimatique sur les milieux forestiers en premier lieu, mais également sur les autres milieux d'intérêt écologique. Dans le contexte actuel des changements globaux, les milieux agricoles doivent également pouvoir bénéficier de ce type de surveillance, d'autant plus que la très grande majorité des malgaches est dépendante de ce secteur pour pouvoir survivre et que l'agriculture est vulnérable aux aléas climatiques.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

Synthèse des analyses menées

Les objectifs principaux de cette thèse sont multiples et réalisés essentiellement par le biais de l'utilisation de données satellitaires. Nous avons cherché à déterminer les dynamiques de la végétation et de l'occupation du sol en cours dans la région du Parc de Ranomafana afin d'évaluer l'impact de la mise en place de ce dernier en 1991 sur la protection des milieux forestiers et d'évaluer l'impact de ces dynamiques sur l'activité végétale saisonnière et interannuelle.

Il s'agissait en premier lieu de fournir des cartographies évolutives prenant en compte les spécificités de la zone d'étude dans et autour du parc de Ranomafana, afin de réaliser un suivi des trajectoires d'occupation du sol depuis la fin des années 1980. Dans un second temps, l'enjeu était de proposer une analyse de l'évolution photosynthétique de l'activité végétale entre 2000 et 2014 afin de disposer de connaissances résumant « l'état des lieux » de la végétation au sein du Parc. Enfin, l'ensemble de ces résultats devaient s'appuyer sur des données *in situ* recueillies lors de mission de reconnaissance servant pour des phases d'expertise et de validation.

L'île de Madagascar subit une forte pression sur ses milieux naturels et, en particulier, sur ses milieux forestiers. Cette dégradation forestière a pour principales causes les pratiques agricoles, la croissance démographique et la difficile mise en place d'un système de préservation des milieux qui soit efficace et pérenne sur le terrain. A cela s'ajoute les contraintes environnementales, liées essentiellement aux modifications climatiques en cours, perturbant les régimes pluvio-thermiques. Ces derniers se traduisent à Madagascar par l'augmentation effective des températures, une modification du régime pluviométrique avec une intensification des pluies en saison humide et une diminution en saison sèche, ainsi qu'a priori une intensification des cyclones (ce dernier constat ne demeurant encore pas totalement validé à ce jour).

L'étude s'est focalisée sur le Parc de Ranomafana, situé dans les forêts humides de l'est de Madagascar. **Dans un premier temps, nous avons déterminé une cartographie à l'échelle locale**, permettant de prendre en compte les spécificités paysagères de la région du Parc, les cartes antérieures étant essentiellement réalisées à l'échelle du pays. Ce travail pourra ainsi servir de document de base pour les gestionnaires du parc, leur permettant d'avoir une vision plus détaillée du Parc et de ses marges. Toutes les classes d'occupation faisant l'objet d'une priorité de conservation n'ont pas pu être discriminées du fait de la similitude spectrale avec la forêt de moyenne altitude : il s'agit des forêts de bambous et de Pandanus. De même, la discrimination entre forêt secondaire et primaire n'a pas pu être faite. En revanche, les forêts de moyenne et de basse altitude ainsi que la zone humide ont pu être relativement bien détectées, malgré quelques confusions de classification. La carte de l'occupation du sol réalisée à partir des données SPOT-5 prend davantage en compte les spécificités de cette zone par rapport aux cartographies existantes réalisées à une plus large échelle. Elle permet également de détecter de manière plus pertinente et fiable les espaces forestiers que les autres cartes antérieures (Faramalala 1988, CEPF 2002, FAO 2009, CCI ESA 2010) qui ont tendance à les surestimer.

Dans un second temps, nous avons reconstitué les trajectoires d'évolution des paysages au sein du Parc de Ranomafana ainsi que sur ses marges, entre la fin des années 1980 et aujourd'hui. Il ressort qu'au sein de ses limites et en fonction des sous-périodes, le Parc a été relativement bien protégé même s'il a subi des prélèvements de bois, notamment en lien avec les activités illégales d'orpaillage. Entre 1989 et 1993, le Parc a connu peu de dégradation 0,79 km²/an, tandis qu'entre 1993 et 1998, il a perdu 2,6 km²/an % de sa surface forestière, puis à partir de la fin des années 1990, la forêt semble reprendre de l'ampleur en superficie. Au regard des dynamiques ayant lieu sur ses marges, ces prélèvements apparaissent mineurs. A titre d'exemple, entre 1989 et 2013, le parc a perdu environ 0,54 km²/an de sa surface forestière ; pour le pourtour à 3 km, durant la même

période, ce sont 3,57 km²/an de forêts qui ont disparu. Les forêts de basse altitude constituent la cible privilégiée des dégradations forestières sur l'ensemble de la zone d'étude, leur superficie n'ayant fait que décroître au fil des ans, passant de 288 km² à 35 km² entre 1989 et 2013. La question de la préservation de la forêt de moyenne altitude à moyen terme se pose alors. En effet, au rythme actuel de la dégradation (-15,5 km²/an entre 1989 et 2013), une pression de plus en plus prononcée risque de se développer sur les milieux protégés. L'« étai » semble se resserrer autour du Parc, car plus on s'approche de ses marges à 3 km, plus la tendance à la conversion des terres forestières en terres agricoles est marquée ; et plus on s'en éloigne, plus les reliquats forestiers semblent diminuer. Une synthèse de l'ensemble des forçages potentiels faisant pression sur les milieux forestiers de Ranomafana indique que la tendance générale reste à une mise en culture des terres puis à l'abandon en jachère jusqu'à la ré-exploitation des formations végétales secondaires (fig. 135).

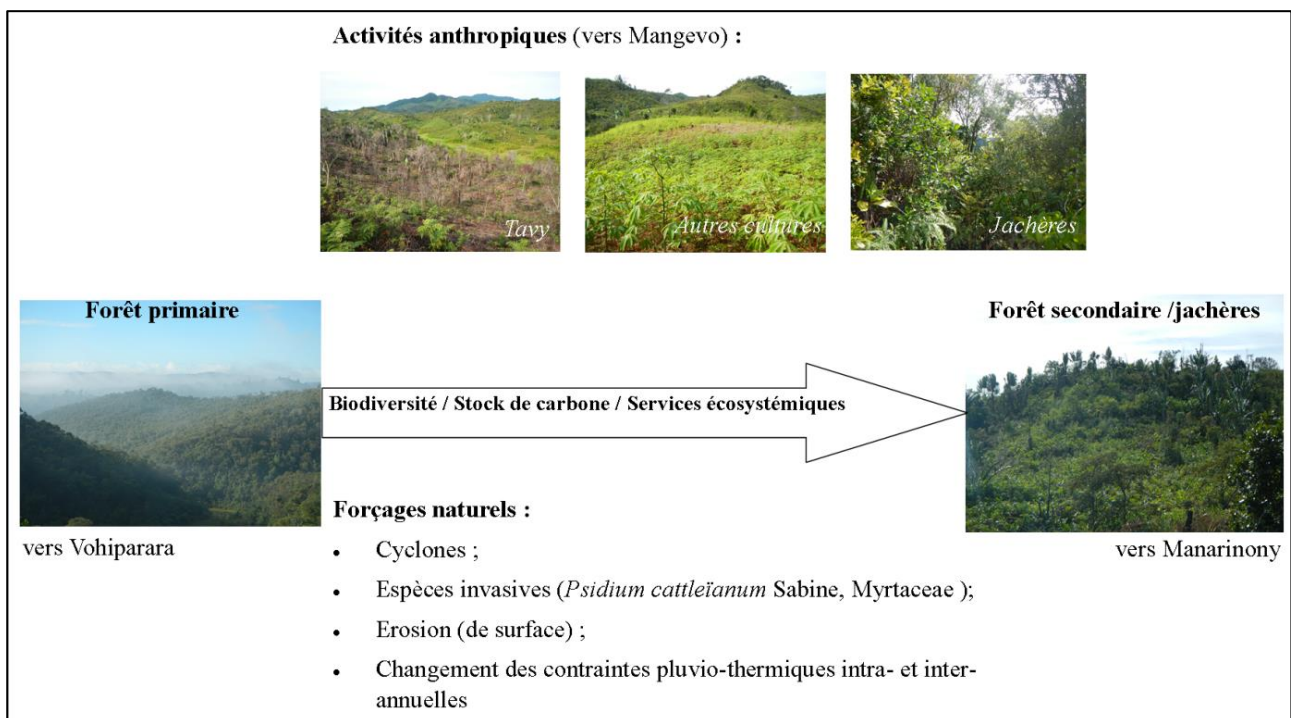


Figure 135 : Schéma résumant l'évolution paysagère liée à la dégradation forestière en fonction des forçages naturels et anthropiques dans la région du Parc de Ranomafana. Sources des clichés : Boulogne M., 2013.

Le sud du Parc de Ranomafana est également intégré dans une zone de conservation plus grande ou Nouvelle Aire Protégée, le Corridor forestier Fabndriana-Vondrozo (COFAV) mis en place en 2006 sur 300 km de long et 5 à 15 km de large, englobant la majeure partie des forêts humides d'altitude de la Province de Fianarantsoa (Rakoto Ramiarantsoa *et al.*, 2014). Ce territoire est également soumis à une cogestion entre les différents acteurs, essentiellement des ONG internationales (WWF et CI) ainsi que les communautés locales. L'approche par la notion de corridor écologique permet ainsi de passer d'une gestion pour la conservation d'un territoire à une gestion de ce même territoire dans un processus intégrant des usages, des acteurs ainsi que des espaces différents (Carrière-Buchsenchutz, 2006).

Une valorisation plus importante des ressources naturelles forestières permet également de retirer des bénéfices financiers contribuant au développement local, notamment la valorisation économique des services environnementaux et écosystémiques rendus par les forêts (tab.33).

Tableau 33 : Perception de certains services écosystémiques (de régulation, de soutien et culturels) rendus par les milieux forestiers de Ranomafana. D'après Kari et Korhonen-Kurki, 2013.

Catégories de services	Services écosystémiques	Bénéfice	Tendance dans la perception de l'importance et/ou de l'accès
Services de régulation	Qualité de l'air	Santé	↗
	Qualité et quantité de l'eau	Agriculture, santé	↗
	Fertilité des sols, stabilité, humidité	Agriculture	↗
	Climat + ombre	Agriculture + sécurité pour l'homme	-
Services de soutien	Provision d'habitat	Pour les animaux et les plantes y vivant	↗
	Pollinisation	Apiculture, agriculture	↗
	Production primaire	Fonctionnement de la forêt	-
	Cycle de l'eau et de l'air	Agriculture, santé	-
Services culturels	Sens du lieu et affinité culturelle	Construction de l'identité, fierté, sentiment de bien être	-
	Récréation et tourisme	Pour les touristes	↗
	Héritage	Construction de l'identité	↗

Le troisième volet de ce travail visait à réaliser une analyse partielle de l'activité végétale (au sens photosynthétique) au sein du Parc de Ranomafana et dans des zones d'intérêts écologiques et anthropiques, en relation avec les conditions pluvio-thermiques. De manière générale et sur l'ensemble de la zone d'étude ainsi que sur le Parc, il est apparu que la tendance générale sur la courte période analysée (2000-2014) est à la baisse de l'activité végétale, et ce, pour quasiment toutes les classes d'occupation du sol observées, à savoir les forêts de basse et moyenne altitude, les milieux de zones humides, les savanes, les espaces en jachères/cultures ainsi que les rizières. Trois causes possibles peuvent expliquer cette diminution : 1) des artefacts des données satellitaires liés au capteur, 2) des modifications des conditions bioclimatiques et 3) des dynamiques significatives d'occupation du sol. La réponse des forêts tropicales à des périodes de sécheresse est difficile à affirmer de manière catégorique. De plus, le comportement de la végétation n'est pas le même en fonction des espaces étudiés : l'activité photosynthétique durant la saison sèche peut diminuer dans certaines forêts tandis qu'au contraire, cette activité peut être maintenue au même niveau qu'en saison humide pour d'autres forêts (Restrepo-Coupe *et al.*, 2013). De même, il persiste encore aujourd'hui des incertitudes concernant les liens à établir entre la disponibilité des ressources en eau et le déclin de l'activité photosynthétique durant la saison sèche (Restrepo-Coupe *et al.* 2013). Il semblerait qu'il existe un seuil de précipitations annuelles au-dessus duquel, la diminution des précipitations durant la saison sèche n'impacte que peu l'activité photosynthétique, a contrario, au-dessous de ce seuil, fixé à 2 000 mm/an, une baisse de l'activité est observée (Guan *et al.*, 2013). Cela est basé sur l'hypothèse que les précipitations supérieures à 2 000 mm/an permettent de combler les besoins en eau des plantes tout au long de l'année et ne devient donc plus un facteur limitant de l'activité végétale car les plantes peuvent puiser leurs besoins en eau dans les stocks de sub-surface (Guan *et al.*, 2013). D'autres facteurs écologiques expliquent également la variabilité de l'activité végétale en fonction des saisons au-delà des contraintes hydrologiques, ainsi que des facteurs portant sur l'hétérogénéité paysagère ou sur les pratiques anthropiques (Nepstad *et al.*, 2004).

Dans le cadre des nouvelles politiques forestières malgaches, le corridor forestier Ranomafana-Andringitra a fait l'objet de nombreuses interventions de conservation et la forêt a été placée sous un nouveau système de gouvernance impliquant une cogestion entre l'Etat et les populations

riveraines (Serpantié *et al.*, 2007). Cependant, cette cogestion induit un accès limité des populations aux forêts, à leurs ressources et territoires fertiles et réduit de fait la disponibilité en terres agricoles.

Les forêts de basse altitude connaissent une conversion plus rapide que celles de moyenne et haute altitude, alors que c'est dans ces espaces du couloir que la plus grande richesse d'espèce se trouve (Goodman et Razafindratsita, 2001). Il apparaît également que les régimes de cogestion à la lisière des forêts primaires a engendré une mutation progressive des systèmes agraires (Serpantié *et al.*, 2007). Les populations riveraines du corridor sont face à un choix :

1) soit elles intensifient leurs pratiques agricoles, la diminution de la durée des jachères ne garantissant plus une fertilité des sols suffisante et diversifient les marchés pour les surplus agricoles ;

2) soit elles seront confrontées à un appauvrissement dû à la restriction de la pratique du *tavy* aux abords des milieux forestiers.

Des techniques agro-écologiques existent, permettant de limiter l'érosion, restaurer la fertilité des sols et diversifier les cultures, comme le semis direct, le paillage les cultures intercalaires. Mais ces techniques sont exigeantes en main d'œuvre, en moyen financier et nécessitent le développement d'infrastructures de communications, souvent en piteux états et soumis aux aléas naturels (Serpantié *et al.*, 2007).

En termes de mise à disposition de documents et d'expertise pour le Parc, nous mettrons en libre accès les différents documents cartographiques réalisés au cours de cette thèse, notamment la cartographie réalisée à partir des données SPOT-5 de mai 2013, permettant de faire un état de lieu de l'occupation du sol de manière localisée (utile et complémentaire des travaux de gestion sur le terrain).

Perspectives et améliorations envisagées

Ce travail de thèse repose essentiellement sur l'utilisation de données satellitaires ainsi que sur des données recueillies *in situ* sur le terrain. Cependant, ce type de données, malgré leur pertinence, est confronté à un certain nombre de limites, notamment liées à des paramètres intrinsèques au capteur mais également à des paramètres dépendants des espaces ou des thématiques étudiés. Dans le cas de notre étude, deux problèmes majeurs ont impacté les résultats, à savoir la nébulosité ainsi que le poids de la topographie, la première ayant induit une perte d'information importante, la seconde ayant engendré des confusions dans les classifications (ombrage) conduisant également à une perte d'information. Pour des travaux postérieurs ou sur d'autres zones, l'utilisation simultanée des données radar et optiques pourraient être un bon palliatif à cette perte d'information, sous réserve de pouvoir faire abstraction des perturbations du signal radar liées aux conditions topographiques (Castel, 1998).

Il pourrait être pertinent d'approfondir le recul temporel des dynamiques paysagères, par l'usage de photographies aériennes datant des années 1950. Ce projet n'a pas pu être mené ici au vu de la difficulté et du temps pour obtenir les données nécessaires, ces dernières ayant été ciblées sur les zones de conservation. L'objectif serait alors de pouvoir suivre les trajectoires d'évolution des cibles de conservation définies par les gestionnaires du Parc de Ranomafana. Ce recul temporel devrait également être envisagé par la suite pour réaliser un suivi plus fin de l'activité bioclimatique végétale, notamment par le biais des données NOAA-AVHRR remontant au début des années 1980. En effet, les tendances observées à travers les données MODIS ne sont pas statistiquement significatives du fait de la durée de la période d'étude, l'ajout de données plus anciennes pourrait permettre de mieux déterminer l'existence de variations à moyen et long terme. Cependant, l'usage

de ces données induit une perte de précision à cause de la faible résolution spatiale du capteur. De plus, cette étude devrait être menée également sur l'ensemble de l'île de Madagascar, car l'évolution de l'activité végétale à l'échelle locale ne permet pas de contextualiser les tendances observées à l'échelle du pays, voire même à celle du bassin de l'océan Indien. Car une étude ponctuelle sur un espace restreint ne peut en aucun cas permettre de comprendre l'ensemble des processus en jeu et leurs interactions. Afin de pouvoir réellement estimer la vulnérabilité des milieux forestiers ou présentant un intérêt écologique majeur aux modifications des conditions climatiques, un suivi plus régulier de l'activité végétale devrait être mis en place à partir des données satellitaires par les gestionnaires du Parc. Cela permettrait d'aider au suivi et à la modélisation de la production primaire des milieux forestiers et ainsi, à celui du stock de carbone, qui tend à une évolution négative dans les prochaines décennies à Madagascar (fig. 136).

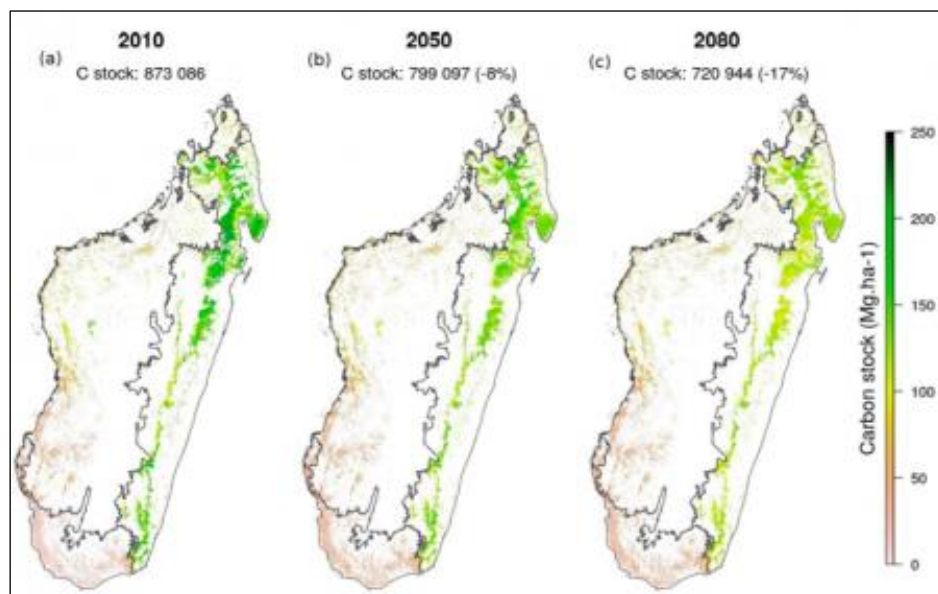


Figure 136 : Evolution des stocks de carbone en relation avec le changement climatique à Madagascar entre 2010 et 2080. Source : Vieilledent *et al.*, 2016.

L'enrayement des dynamiques de déforestation en cours dans la région de Ranomafana est un processus complexe à mettre en application. Cela nécessite des moyens financiers et humains supplémentaires afin d'éduquer et de former les riverains à des pratiques agricoles et de prélèvements plus « durables ». Des prémices de ce type de pratiques sont déjà en place dans les marges du Parc comme par exemple dans le village d'Andafyantsimoa sud avec la création d'une pépinière, la mise en place par des paysans de cultures en terrasses sur les pentes et l'utilisation de plantes dont les racines retiennent l'eau au niveau des ruptures de pentes. Cependant, ces pratiques devront être déployées à l'ensemble de la zone pour limiter l'expansion de la dégradation forestière, voire même à l'ensemble du corridor forestier de l'est (COFAV) dont le Parc de Ranomafana ne représente qu'une infime partie.

D'un point de vue plus technique, l'intégration de données très haute résolution spatiale (inférieure à 5 m), telles que les images Pléiades ou Orbview, pourrait aider à la détection des cibles de conservation incluses en milieu forestier dans les cartographies à l'échelle locale. Car les données utilisées dans le cadre de cette étude n'ont pas permis de détecter ces espaces aux enjeux écologiques importants. Cette démarche peut être appuyée notamment par la mise en place et le développement de la plateforme Théia (<https://www.theia-land.fr/>) qui a pour vocation de faciliter l'usage de l'observation satellitaire des surfaces continentales terrestres avec la mise à disposition de données en libre accès.

BIBLIOGRAPHIE

- Achard F., Beuchle R., Mayaux P., Stibig H.-J., Bodart C., Brink A., Carboni S., Desclée B., Donnay F., Eva H.D., Lupi A., Rasi R., Seliger R., Simonetti D., 2014 : Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20, 2540-2554.
- Achard F., Eva H.D., Stibig H.-J., Mayaux P., Gallego J., Richard T., Malingreau J.-P., 2002 : Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests. *Science*, 297, 999-1002.
- Agarwal D.K., Silander Jr J.A., Gelfande A.E., Deward R.E., Mickelson Jr J.G., 2005 : Tropical deforestation in Madagascar : analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models. *Ecological Modelling*, 185, 105-131.
- Alesina A., Gennaioli C., Lovo, S., 2014 : *Public goods and ethnic diversity: Evidence from deforestation in Indonesia* (No. w20504). National Bureau of Economic Research, 37 p.
- Allnut T.F., Asner G.P., Powell G.V.N., Golden C.D., 2013 : Mapping recent deforestation and forest disturbance in northeastern Madagascar. *Tropical Conservation Science*, 6 (1), 1-15.
- Andriamahazo M., Ebene Onana C. Y., Ibrahima A., Komena K. B., Razafindrandimby J., 2004 : Concilier exploitation des ressources naturelles et protection de la forêt : Cas du Corridor Forestier de Fianarantsoa (Madagascar). Rapport IRD, 143 p.
- Andriantsilvaio F., Aubert S., Bechaux E., 2008 : La convention sur la diversité biologique : défis et perspectives pour la politique forestière à Madagascar, in *Forêts Tropicales et Mondialisation. Les mutations des politiques forestières en Afrique francophone et à Madagascar*, sous la dir. de Bertrand A., Montagne P., Karsenty A., Ed. L'Harmattan, 373-394.
- Angelsen A., Brockhaus M., Sunderlin W.D., Verchot L. V., 2013 : *Analyse de la REDD+ Les enjeux et les choix*. CIFOR, Bogor, Indonésie, 520 p.
- Anim D. O., Kobo-bah A. T., Nkrumah P. N., Murava R. T., 2013 : Evaluation of NDVI using SPOT-5 satellite data for northern Ghana. *Environmental Management and Sustainable Development*, 2 (1), 167-182.
- Anyamba A., Small J.L., Tucker C.J., Pak E.W., 2014 : Thirty-two years of Sahelian zone growing season non-stationary NDVI3g patterns and trends. *Remote Sensing*, 6, 3101-3122.
- Aparecida Lima C., Teixeira de Jesus Barbosa Silva E., Eyji Sano E., 2009 : Analise de imagens do ALOS/PALSAR para a discriminação da cobertura vegetal da Amazônia. Anais XIV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, INPE, 7315-7321.
- Aragão L., 2012 : Environmental science : The rainforest's water pump. *Nature*, 409, 217-218.
- Arvidson T., Goward S. Gasch J., Wialliams D., 2006 : Landsat-7 long-term acquisition plan: Development and validation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72, 1137-1146.
- Arvor D., Durieux L., Andrés S., Laporte M.-A., 2013 : Advances in geographic object-based image analysis with ontologies: a review of main contributions and limitations from a remote sensing perspective. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 82, 125-137.
- Asner G.P., 2001 : Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 22 (18), 3855-3862.
- Asner G.P., 2009 : Tropical forest carbon assessment : integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environmental Research Letters*, 4 (3), 11 p.
- Asner G. P., Townsend A. R., Braswell B.A., 2000 : Satellite observation of El Niño effects on Amazon forest phenology and productivity. *Geophysical research letters*, 27 (7), 981-984.
- Asner G.P., Scurlock J.M.O., Hicke J.A., 2003 : Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology Biogeography*, 12, 191-205.
- Aubert S., Razafiarison S., Bertrand A. (sous la dir. de), 2008 : *Déforestation et systèmes agraires à Madagascar. Les dynamiques des tavy sur la côte orientale*, éd. CIRAD, 210 p.
- Baatz M., Schäpe A., 1999a : GIS-Aktualisierung und Image Fusion basierend auf einem neuen Verfahren zu objektorientierten und multiskalaren Bildanalyse. In: Strobl, J. & T. Blaschke (Hrsg): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999*. Karlsruhe. Herbert Wichmann Verlag, 12-24.

- Baatz M., Schäpe A., 1999b : Object-Oriented and Multi-Scale Image Analysis in Semantic Networks. In: *Proc. of the 2nd International Symposium on Operationalization of Remote Sensing* August 16th – 20th 1999. Enschede. ITC, 7 p.
- Baatz M., Schäpe A., 2000 : Multiresolution Segmentation: An Optimization Approach for High Quality Multi-Scale Image Segmentation. In *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII: Beiträge zum AGIT-Symposium*, Salzburg 2000, 12-23.
- Bahuchet S., Betsch J.-M., 2012 : L'agriculture itinérante sur brûlis, une menace sur la forêt tropicale humide ? *Revue d'ethnoécologie*, 1.
- Barbault, R., Sastrapradja, S., 1995 : Generation, maintenance and loss of biodiversity. In V. Heywood (ed), *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge: Cambridge University Press, 193-274.
- Barbosa H.A., Lakshmi Kumar T.V., Silva L.R.M., 2015 : Recent trends in vegetation dynamics in the South America and their relationship to rainfall. *Natural Hazards*, 77, 883-899.
- Baret F., Guyot G., Major D.J., 1989 : Crop biomass evaluation using radiometric measurements. *Photogrammetria*, 43 (5), 241-256.
- Bartholomé, E., Belward, A. S., 2005 : GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (9), 1959-1977.
- Belgiu M., Drăguț L., 2014 : Comparing supervised and unsupervised multiresolution segmentation approaches for extracting buildings from very high resolution imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 96, 67-75.
- Benediktsson J.A., Chanussot J., Moon W.M., 2013 : Advances in Very-High-Resolution Remote Sensing. *Proceeding of the IEEE*, 101 (3), 566-569.
- Benz U.C., Hofmann P., Willhauck G., Lingenfelder, I., Heynen M., 2004 : Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58, 239-258.
- Bertrand A., 1994 : Revue documentaire préalable à l'élaboration d'une politique et d'une stratégie de gestion des feux de végétation à Madagascar. Antananarivo, Madagascar, ONE, FOFIFA.
- Bertrand A., Aubert S., Montagne P., Lohanivo A.C., Razafintsalama M.H., 2014 : Madagascar, politique forestière : Bilan 1990–2013 et propositions. *Madagascar Conservation et Development*, 9 (1), 20-30.
- Bertrand A., Rabesahala Horning N., Montagne P., 2009 : Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables : Histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. *Vertigo*, 9 (3), 30 p.
- Bertrand et Randrianaivo, 2003 : Tavy et déforestation. In *Déforestation et systèmes agraires à Madagascar. Les dynamiques des tavy sur la côte orientale*. Edition Cirad-Cite- Fofifa. **9-30**.
- Bertrand A., Sourdat M., 1998 : Feux et déforestation à Madagascar, revues bibliographiques. Antananarivo: CIRAD.
- Betbeder J., Gond V., Frappart F., Baghdadi N.N., Briant G., Bartholomé E., 2014 : Mapping of Central Africa forested wetlands using remote sensing. *Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, IEEE Journal of*, 7 (2), 531-542.
- Birkinshaw C., Randrianjanahary M., 2007 : The effects of cyclone Hudah on the Forest of Masoala Peninsula, Madagascar. *Madagascar Conservation and Development*, 2 (1), 17-20.
- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiaratsoa H., 2008 : La gestion contractualisée des forêts en pays betsileo et tanala (Madagascar). *Cybergeo : European Journal of Geography*, <http://cybergeo.revues.org/19323> ; DOI : 10.4000/cybergeo.19323
- Blaschke T., 2010 : Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 2-16.
- Bodart C., Brink A., Donnay F., Lupi A., Mayaux P., Achard F., 2013 : Continental estimates of forest cover and forest cover changes in the dry ecosystems of Africa for the period 1990–2000. *Journal of Biogeography*, 40, 1036-1047.

- Boiteau P., 1958, Madagascar. *Contribution à l'histoire de la nation malgache*. Paris, Editions sociales, 431 p.
- Boles S., Xiao X., Liu J., Zhang Q., Munkhtuy, S., Chen S., Ojima D. , 2004 : Land cover characterization of Temperate East Asia using multi-temporal VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment*, 90, 477-489.
- Boulogne M., Bigot S., Brou Y.T., Dumas D., Gond V., 2014 : Suivi de l'activité bioclimatique forestière à Madagascar entre 2000 et 2012 : comparaison des parcs de Ranomafana et d'Ankarafantsika. In : Climat : système et interactions : Actes du XXVIIe Colloque de l'Association internationale de climatologie, Dijon, France, 2-5 juillet 2014. Volume 1. Pierre Camberlin, Yves Richard (eds.). Dijon : Centre de Recherches de Climatologie, 6 p.
- Brand J., Zurbuchen J., 1997 : La déforestation et le changement du couvert végétal. In: Un système agro-écologique dominé par le tavy: La région de Beforona, falaise est de Madagascar. Projet Terre-Tany/BEMA, Antananarivo, 59-67.
- Braswell B. H., Schimel D. S., Linder E., Moore B. III, 1997 : The response of global terrestrial ecosystems to interannual temperature variability. *Science*, 278, 870-872.
- Briant G., 2009 : *Estimation et localisation de l'assèchement forestier Amazonien par imagerie MODIS*. Mémoire en sciences géomatiques, Université de Laval, Québec, 129 p.
- Brinkmann K., Fanambinantsoa N., Rakotomalala Y., Buerkert A., 2014 : Deforestation processes in southwestern Madagascar over the past 40 years: what can we learn from settlement characteristics? *Agriculture Ecosystems and Environment*, 195, 231-243.
- Broadbent E.N., Asner G.P., Keller M., Knapp D.E., Oliveira P.J.C., Silva J.N., 2008 : Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141, 1745-1757.
- Brooks C.P., Holmes C., Kramer K., Barnett B., Keitt T.H., 2009 : The role of demography and markets in determining deforestation rates near Ranomafana National Park, Madagascar. *Plos ONE*, 4 (6), 6 p.
- Brown S., 1996 : Rôles actuel et futur des forêts dans le débat sur le changement climatique mondial. *Unasylva*, 47, 185.
- Budiharta S., Meijaard E., Erskine P.D., Rondinini C., Pacifici M., Wilson K.A., 2014 : Restoring degraded tropical forests for carbon and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 9 (11), 12 p.
- Burel F., Baudry J., 1999 : *Ecologie du Paysage. Concepts, méthodes et applications*. Lavoisier Ed. 359 p.
- Cairns M. A., Brown S., Helmer E. H., Baumgardner G. A., 1997 : Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111 (1), 1-11.
- Cardille J.A., Foley J.A., 2003 : Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. *Remote Sensing of Environment*, 87 (4), 551-562.
- Carrière S.M., Andrianotahiananahary H., Ranaivoarivelo N., Randriamalala J., 2005 : Savoirs et usages des ruraux post-agricoles du pays Betsileo : valorisation d'une biodiversité oubliée à Madagascar. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6 (1), 14 p.
- Carrière S.M., Randrianasolo E., Hennenfent J., 2008 : Aires protégées et lutte contre les bioinvasions : des objectifs antagonistes ? Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) autour du Parc national de Ranomafana à Madagascar. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 8 (1), 1-14.
- Carrière-Buchsenchutz S., 2006 : L'urgence d'une confirmation par la science du rôle écologique du corridor forestier de Fianarantsoa. *Etudes Rurales*, 178, 181-196.
- Casse T., Milhøj A., Ranaivoson S., Randriamanarivo J.R., 2004 : Causes of deforestation in southwestern Madagascar: what do we know? *Forest Policy and Economics*, 6, 33-48.
- CCT, 2003 : Notions fondamentales de Télédétection, 266 p. <http://www.rncan.gc.ca/>
- Castagnas L., Stussi N., Beaudoin A., Castel T., 1997 : Une méthode unifiée de correction des images RSO acquises en terrain accidenté. *Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*, 35-42.

- Castel T., 1998 : *Estimation de paramètres de la ressource forestière par télédétection Radar à Synthèse d'Ouverture. Apport du couplage d'un modèle architectural de plantes avec un modèle de diffusion électromagnétique*. Thèse de Doctorat en Sciences Forestières, Cemagref/Engref de Montpellier, 328 p.
- Ceccato P., Flasse F., Tarantola S., Jacquemound S., Gregoire J. M. ; 2001 : Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing of Environment*, 77 (1), 22-33.
- Chander G., Markham B.L., Helder D.L., 2009 : Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903.
- Chanéac L., Legrand C., 2009 : Synthèse bibliographique sur les zones humides de Guyane. Rpport final, BRGM, 140 p.
- Chanteau S. (sous la Dir. de), 2006 : Atlas de la Peste à Madagascar. IRD Edition.
- Chaperon P., Danloux J., Ferry L., 1993 : *Fleuves et rivières de Madagascar*. IRD ORSTOM Edition, 873 p.
- Chen H., Yuan W., Li J., Yu R., 2012 : A possible cause for different diurnal variations of warm season rainfall as shown in station observations and TRMM 3B42 data over the southeastern Tibetan Plateau. *Advances in Atmospheric Sciences*, 29 (1), 193-200.
- Chen J., Zhu X., Vogelmann J.E., Gao F., Jin S., 2011 : A simple and effective method for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1053-1064.
- Chen P.Y., Fedosejevs G., Tiscareno-López M., Arnold J.G., 2006 : Assessment of MODIS-EVI, MODIS-NDVI and VEGETATION-NDVI composite data using agricultural measurements: an example at corn fields in western Mexico. *Environmental Monitoring Assessment*, 119, 69-82.
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Bielsa S., Richard D., Martin G., Pujol J.-L., 2009 : Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapport. Centre d'analyse stratégiques, 378 p.
- Clark D.A., Piper S.C., Keeling C.D., Clark D.B., 2003: Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984-2000. *PNAS*, 100 (10), 5852-5857.
- Clark M., 2012 : Deforestation in Madagascar : Consequences of population growth and unsustainable agricultural processes. *Global Majority E-Journal*, 3 (1), 61-71.
- Cochrane M.A., Laurance W.F., 2002 : Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311-325.
- Commission de l'Océan Indien, 2011 : Etude de vulnérabilité aux changements climatiques. Evaluation Qualitative. Madagascar. Rapport, 124 p.
- Congalton R. G., Green K. 1999 : Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton: Lewis Publishers CRC Press, London, 200 p.
- Congalton R. G., 2001 : Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International Journal of Wildland Fire*, 10 (4), 321-328.
- Cornet A., 1974. Essai de Cartographie Bioclimatique à Madagascar. Orstom, Paris, 41 p.
- Cornillon P.-A., Guyader A., Husson F., Jégou N., Josse J., Kloareg M., Matzner-Løber E., Rouvière L., 2010 : *Statistiques avec R*. Seconde Edition, Presse Universitaire de Rennes, 274 p.
- Daily G.C., 1995 : Restoring value to the world's degraded lands. *Science*, 269, 350-354.
- Dardel C., Kergoat L., Hiernaux P., Mougin E., Grippa M., Tucker C.J., 2014 : Re-greening Sahel: 30years of remote sensing data and field observations (Mali, Niger). *Remote Sensing of Environment*, 140, 350-364.
- Darwish A., Leukert K., Reinhardt W., 2003 : Image segmentation for the purpose of object-based classification. In: *Proceedings of IGARSS 2003 IEEE*, July 2003, Toulouse.
- Davenport M.L., Nicholson S.E., 1993 : On the relation between rainfall and the Normalized Difference Vegetation Index for diverse vegetation types in East Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 14 (12), 2369-2389.
- Davis M.B., Botkin D.B., 1985 : Sensitivity of cool-temperate forests and their fossil pollen record to rapid temperature change. *Quaternary Research*, 23, 327-340.
- Definiens 2007 : *User Guide*. Definiens Developer, Germany, 500 p.

- De Jong R., Verbesselt J., Zeilis A., Schaepman M.E., 2013 : Shift in global vegetation activity trends. *Remote Sensing*, 5 (3), 1117-1133.
- De Rouw A., 1991 : Influence du raccourcissement de la jachère sur l'enherbement et la conduite des systèmes de culture en zone forestière. In Floret C. (ed.), Serpantié G. (ed.), *La jachère en Afrique de l'Ouest*, Montpellier, 1991/12/02-05, 11 p.
- Didham R.K., Lawton J.H., 1999 : Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 31, 17–30.
- Direction Générale de la Météorologie, 2008 : Le changement climatique à Madagascar. Rapport, 19 p.
- Douessin R., 1973 : Le sucre à Madagascar: étude géographique. *Madagascar : revue de géographie*, 22, 95-168.
- Drăguț L., Csillik O., Eisank C., Tiede D., 2014 : Automated parametrization for multi-scale image segmentation on multiple layers. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 88, 119-127.
- Dufils, 2003 : Remaining forest cover. Chapitre d'ouvrage. In *The Natural history of Madagascar*, Edited by Goodman S.M. et Benstead, 88-96.
- Du Puy D.J., Moat J., 2003 : Using geological substrate to identify and map primary vegetation types in Madagascar and the implications for planning biodiversity conservation. In *The Natural history of Madagascar*, Edited by Goodman S.M. et Benstead, 51-74.
- Eklundh L., Jönsson P., 2012 : TIMESAT 3.1 software manual. *Lund University, Sweden*, 82 p.
- Ernst C, Mayaux P., Verhegghen A., Bodart C., Musampa C., Defourny P., 2013 : National forest cover change in Congo Basin : deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. *Global Change Biology*, 19, 1173-1187.
- Esch T., Thiel M., Bock M., Roth A., Dech S., 2008 : Improvement of image segmentation accuracy based on multiscale optimization procedure. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letter*, 5, 463-467.
- Eva H.D., Achard F., Beuchle R., de Miranda E., Carboni S., Seliger R., Vollmar M., Holler W.A., Oshiro O.T., Arroyo V.B., Gallejo J., 2012 : Forest cover changes in tropical South and Central America from 1990 to 2005 and related carbon emissions and removals. *Remote Sensing*, 4, 1369-1391.
- Eva H.D., Belward A.S., De Miranda E.E., Di Bella C.M., Gond V., Huber O., Jones S., Sgrenzaroli M., Fritz S., 2004 : A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10, 731-74.
- Faramalala M.H., 1995 : Formations végétales et domaine forestier national à Madagascar. Conservation International. 1 carte.
- Faramalala M.H., 1988 : Etude de la végétation de Madagascar à l'aide de données spatiales. Thèse en Sciences biologiques fondamentales et appliquées. Université Paul Sabatier, Toulouse, 172 p.
- FAO, 2001 : Situation des forêts du monde. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 181 p.
- FAO, 2005 : Evaluation des ressources forestières mondiales 2005. Etude thématique sur les mangroves. Rapport, 14 p.
- FAO, 2010 : Evaluation des ressources forestières mondiales. Rapport. Organisations de Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 377 p.
- FAO, 2012 : Situation des forêts dans le monde. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 66 p.
- FAO, 2015 : Evaluation des ressources forestières mondiales 2015. Comment les forêts de la planète changent-elles ? Organisation des Nations Unies Pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome. Rapport, 56 p.
- FAO, OIBT, 2011 : *La situation des forêts dans le bassin amazonien, le bassin du Congo et l'Asie du Sud-Est*. Rapport pour le Sommet des trois bassins forestiers tropicaux, Brazzaville (RDC), 83 p.
- Fearnside P.M., 2000 : Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climate Change*, 46, 115-158.

- Fearnside P.M., 2005 : Deforestation in Brazilian Amazonia : History, rates and consequences. *Conservation Biology*, 19 (3), 680-688.
- Fensholt R., Sandholt I., 2003 : Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near-and shortwave infrared data in a semiarid environment. *Remote Sensing of Environment*, 87 (1), 111-121.
- Ferreira P.M., Alves D.S., Shimabukuro Y.E., 2015 : Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: the case of sugarcane expansion. *Regional Environmental Change*, 15 (2), 365-377.
- Floret C., Pontonnier R., Serpantié G., 1993 : La jachère en Afrique tropicale. Dossier MAB 16, UNESCO, Paris, 87 p.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986 : *Landscape Ecology*. Ed. John Wiley & Sons, New York, 620 p.
- Forman R.T.T., 1995 : *Land Mosaics: The ecology of Landscapes and Regions*, 2nd Edition. Cambridge University Press.
- Fortin M.-J., Olson R., Ferson S., Iverson L., Hunsaker C., Edwards G., Levine D., Butera K., Klemas V., 2000 : Issues related to the detection of boundaries. *Landscape Ecology*, 15, 453-466.
- Foody G. M., 2002 : Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote sensing of environment*, 80 (1), 185-201.
- Frield M.A., McIver D.K., Hodges J.C.F., Zhang X.Y., Muchoney D., Strahler A.H., C.E. Woodcock, Gopal S., Schneider A., Cooper A., Baccini A., Gao F., Schaaf C., 2002 : Global land cover mapping from MODIS : algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 82, 287-302.
- Gade D.W., 1996 : Deforestation and its effects in highland Madagascar. *Mountain Research Development*, 16 (2), 101-116.
- Gao B-C., 1996 : NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. *Remote Sensing of Environment*, 58, 257-266.
- Gao X., Huete A. R., Ni W., Miura T., 2000 : Optical-Biophysical Relationships of Vegetation Spectra without Background Contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74, 609-620.
- García Galiano S.G., 2012 : Assessment of vegetation indexes from remote sensing: theoretical basis. In : Erena M. (coord.), López-Francos A. (coord.), Montesinos S. (coord.), Berthoumieu J.-P. (coord.). *The use of remote sensing and geographic information systems for irrigation management in Southwest Europe*. Zaragoza : CIHEAM / IMIDA / SUDOE Interreg IVB (EU-ERDF), 65-75.
- Gardner T.A., Barlow J., Chazdon R., Ewers R.M., Harvey C.A., Peres C.A., Sodhi N.S., 2009 : Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12, 561-582.
- Gash J.H.C., Shuttleworth W.J., 1991 : Tropical deforestation: albedo and the surface-energy balance. *Climatic Change*, 19, 123-133.
- Gastineau B., Sandron F., 2006 : Démographie et Environnement à Madagascar. *Economie Rurale*, 294-295, 41-56.
- Gessner U., Naeimi V., Klein I., Kuenzer C., Klein D., Dech S., 2013 : The relationship between precipitation anomalies and satellite-derived vegetation activity in Central Asia. *Global and Planetary Change*, 110, 74-87.
- Gibbs H. K., Brown S., Niles J. O., Foley J. A., 2007 : Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks : making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2, 13 p.
- Girard M.-C., Girard C.M., 1999 : *Téledétection appliquée aux zones tempérées et intertropicales*. édition Masson, 260 p.
- Girard M.-C., Girard C.M., 1999 : *Traitement des données de téledétection*. Edition DUNOD. 529 p
- Giri C., Zhu Z., Reed B., 2005 : A comparative analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS land cover data sets. *Remote sensing of environment*, 94 (1), 123-132.
- Gond V., Freycon V., Molino J-F., Brunaux O., Ingrassia F., Joubert P., Pekel J-F., Prévost M-F., Thierron V., Trombe P-J., Sabatier D., 2011 : Broad-scale spatial pattern of forest landscape types in Guiana Shield. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13, 357-367.

- Gond V., Fayolle A., Pennec A., Cornu G., Mayaux P., Camberlin P., Doumenge C., Fauvet N., Gourlet-Fleury S., 2013 : Vegetation structure and greenness in Central Africa from Modis multi-temporal data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368, 8 p.
- González-Alonso F., Merino-De-Miguel S., Roldán-Zamarrón A., García-Gigorro S., Cuevas J.M., 2006 : Forest biomass estimation through NDVI composites. The role of remotely sensed data to assess Spanish forests as carbon sinks. *International Journal of Remote Sensing*, 27 (24), 5409-5415.
- Gorenflo L.J., Corson C., Chomitz K.M., Harper G., Honzák M., Özler B., 2011 : Exploring the association between people and deforestation in Madagascar. In: Cincotta RP, Gorenflo LJ (eds) *Human population: its influences on biological diversity*. Springer, Berlin, 197-221.
- Grace J., Lloyd J., McIntyre J., Miranda A.C., Meir P., Miranda, H.S., Nobre C., Moncrieff J., Massheder J., Malhi Y., Wright I., 1995 : Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science*, 270, 778-780.
- Grace J., Malhi Y., Lloyd J.O.N., McIntyre J.O.H.N., Miranda A.C., Meir P., Miranda H.S., 1996 : The use of eddy covariance to infer the net carbon dioxide uptake of Brazilian rain forest. *Global change biology*, 2 (3), 209-217.
- Grandidier, A., 1928 : *Histoire physique, naturelle et politique*. Vol IV, Tome 4, Paris, Librairie Hachette, Sté d'édition géographique, maritime et coloniale.
- Grandidier, G., 1934 : Atlas des Colonies Françaises, Protectorats et Territoires Sous Mandat de la France, Société d'Éditions Géographiques, Maritimes et Coloniales, Paris, France.
- Green G.M., Sussman R.W., 1990 : Deforestation history of the eastern rainforest of Madagascar from Satellite images. *Science*, 248 (4952), 212-215.
- Grimm N.B, Chapin III F.S, Bierwagen B., Gonzalez P., Groffman P.M., Luo Y., Melton F., Nadelhoffer K., Pairis A., Raymond P.A., Schimel J., Wialliamson C.E., 2013 : The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11 (9), 474-482.
- 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.
- Grodecki J., Dial G., 2003 : Block adjustment of high-resolution satellite images described by rational polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69 (1), 59-68.
- Gu Y., Wylie B.K., Howard D.M., Phuyal K.P., Ji L., 2013 NDVI saturation adjustment: A new approach for improving cropland performance estimates in the Greater Platte River Basin, USA. *Ecological Indicators*, 30, 1-6.
- Guan K., Pan M., Li H., Wolf A., Wu J., Medvigy D., Caylor K.K., Sheffield J., Wood E.F., Malhi Y., Liang M., Kimball J.S., Saleska S.R., Berry J., Joiner J., Lyapustin A.I., 2015 : Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nature Geoscience*, 8 (4), 284-289.
- Haack B.N., Herold N.D., Bechdol M.A., 2000 : Radar and optical data integration for land-use/land-cover mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (6), 709-716.
- Hannah L., Dave R., Lowry P.P., Anelman S., Andrianarisata M., Andriamaro L., Cameron A., Hijmans R., Kremen C., MacKinnon J., Hanitriniaina Randrianasolo H., Andriambololonera S., Razafimpahanana A., Randriamahazo H., Randrianarisoa J., Razafinjatovo P., Raxworthy C., Schatz G.E., Tadross M., Xilmé L., 2008 : Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters*, 4, 590-594.
- Hansen M.C., DeFries R.S., Townshend J.R.G., Carroll M., Dimiceli C., Sohlberg R.A., 2003 : Global percent tree cover at a spatial resolution of 500 meters : first results of the MODIS Vegetation continuous fields algorithm. *Earth Interactions*, 7, 15 p.
- Hansen M.C., Stehman S.V., Potapov P.V., Loveland T.R., Townshend J.R.G., DeFries R. Pittman K.W., Arunarwati B., Stolle F., Steininger M.K., Carroll M. DiMiceli C., 2008a : Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *PNAS*, 5 (107), 9439-9444.

- Hansen M.C., Stehman S.V., Potapov P.V., Arunarwati B., Stolle F., Pittman K., 2009 : Quantifying changes in the rates of forest clearing in Indonesia from 1990 to 2005 using remotely sensed data sets. *Environmental Research Letters*, 4, 12 p.
- Haonaso, 2008 : *La conquête du corridor forestier : Des enjeux, des pistes de réflexion et des recommandations suite aux premières consultations publiques pour la mise en place de la NAP Cas du Corridor Fandriana – Vondrozo.*
- 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.
- Harris N. L., Brown S., Hagen S. C., Saatchi S. S., Petrova S., Salas W., Hansen M. C., Potapov P. V., Lotsch A., 2012 : Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336, 1573-1576.
- Hay G.J., Castilla G., Wulder M.A., Ruiz J.R., 2005 : An automated object-based approach for the multiscale image segmentation of forest scenes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 7, 339-359.
- Helfert, M. R., Wood, C. A. 1986 : Shuttle photos show Madagascar erosion. *Geotimes*, 31, 4-5.
- Helmer E.H., Ruzycki T.S., Benner J., Voggeser S.M., Scobie B.P., Park C., Fanning D.W., Ramnarine S., 2012 : Detailed maps of tropical forest types are within reach: Forest tree communities for Trinidad and Tobago mapped with multi season Landsat and multi season fine-resolution imagery. *Forest Ecology and Management*, 297, 147-166.
- Heumann B.W., Seaquist J.W., Eklundh L., Jönsson P., 2007 : AVHRR Derived Phenological Change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982 – 2005. *Remote Sensing of Environment*, 108, 385-392.
- Hirosawa Y., Marsh S.E., Kliman D.H., 1996 : Application of standardized principal component analysis to land-cover characterization using multitemporal AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*, 58 (3), 267-281.
- Hirsch N., 2012 : Océan Indien sud 2010-2011. Une saison très peu active. *La Météorologie*, 76, 61-63.
- Hmimina G., Dufrêne E., Pontailier J.Y., Delpierre N., Aubinet M., Caquet B., de Grandcourt A., Burban B., Flechard C., Granier A., Gross P., Heinesch B., Longdoz B., Moureaux C., Ourcival J.-M., Rambal S., Saint André J., Soudani K., 2013 : Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements. *Remote Sensing of Environment*, 132, 145-158.
- Hobbs T.J., 1995 : The use of NOAA-AVHRR NDVI data to assess herbage production in the arid rangelands of central Australia. *International Journal of Remote Sensing*, 16, 1289-1302
- Horning N.R., 2012 : Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation and Development*, 7 (3), 116-119.
- Huete A. R., 1988 : A Soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309.
- Huete A., Justice C., Van Leeuwen W., 1999 : MODIS vegetation index (MOD13) algorithm theoretical basis document. Greenbelt: NASA Goddard Space Flight Centre.
- Huete A., Didan K., Miura T., Rodriguez E.P., Gao X., Ferreira L.G., 2002 : Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195-213.
- Huffman G.L., Bolvin D.T., Nelkin E.J., Wolff D.B., Adler R.F., Gu G., Hong Y., Bowman K.P., Stocker E.F., 2007 : The TRMM Multisatellite Precipitations Analysis (TMPA): Quasi-Global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology*, 8, 38-55.
- Hufty M., Chollet M., Razakamanantsoa A., 1997 : *Le programme d'action environnemental de Madagascar: conservation et néo-colonialisme.* Institut universitaire d'études du développement, 27 p.
- Humbert H., 1955 : Les territoires phytogéographiques de Madagascar. Leur Cartographie. Colloque sur les régions écologiques du globe. Paris, 1954. *Annales Biologiques*, 31, 195-204.
- Humbert, H., Cours Darne, G., (Eds.), 1965 : Notice de la Carte Madagascar. Extrait des Travaux de la Section Scientifique et Technique de l'Institut Français de Pondichery, Pondichery, India.

Hurtt, G. C., Frohling S., Fearon M.G., Moore B., Shevliakova E., Malyshev S., Pacala S.W., Houghton R.A., 2006 : The underpinnings of land-use history: Three centuries of global gridded land-use transitions, wood-harvest activity, and resulting secondary lands. *Global Change Biology*, 12 (7), 1208-1229.

Innes J.L., 2010 : Madagascar rosewood, illegal logging and the tropical timber trade. *Madagascar Conservation and Development*, 5 (1), 6-10.

INPE, 2008 : Sistema de detecção do desmatamento em tempo real na Amazônia – DETER : Aspectos gerais, metodologicos e plano de desenvolvimento. Rapport, 16 p.

INPE, 2013 : Metodologia o Calculo da Taxa Annual de Desmatamento na Amazonia Legal. Rapport, 27 p.

Inra, Enssaa (groupe de recherches), 1977 : *Pays, Paysans, Paysages dans les Vosges du Sud*, Inra, Enssaa, Paris, Dijon, 192 p.

IPCC, 2001 : Climate Change 2001 : The Scientific Basis. Contribution of Working group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK. New York, US, Cambridge University Press, 94 p.

IPCC, 2013 : Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.

IPCC, 2014 : Climate Change 2014: Impacts, Adptation and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Barros V.R., Field C.B., Dokken D.J., Mastrandrea M.D., Mach K.J., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C., Girma B., Kissel E.S., Levy A.N., MacCracken S., Mastrandrea P.R., White L.L. (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 688 p.

Irwin M.T., Wright P.C., Birkinshaw C., Fisher B.L., Gardner C.J., Glos J., Goodman S.M., Loiselle P., Rabeson P., Raharison J.-L., Raheirilalao M.J., Rakotondravony D., Raselimanana A., Ratsimbazafy J., Sparks J.S., Wilmé L., Ganzhom J.U., 2010 : Patterns of species change in anthropogenically disturbed forests of Madagascar. *Biological Conservation*, 143, 2351-2362.

IUCN, 2008 : Guidelines for Appling Protected Areas Management Categories. IUCN: Gland, Switzerland. p.8-9.

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*. Thèse de Doctorat de l'Université de Toulouse, INP Toulouse. 146 p.

James R., Washington R., 2013 : Changes in African temperature and precipitation associated with degrees of global warming. *Climatic Change*, 117(4), 859-872.

Jarosz L., 1993 : Defining and explaining tropical deforestation: shifting cultivation and population-growth in colonial Madagascar. *Economic Geography*, 69 (4), 366-379.

Jeannoda V., Rakotonirina O., Randrianarivo H., Rakoto D., Wright P., Hladik C.M., 2011 : Le principe toxique du bambou consommé par *Hapalemur aureus* n'est pas neutralisé par la terre ingérée. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 58, 151-153.

Jeltsch F., Weber G.E., Grimm V., 2000 : Ecological buffering mechanisms in savannas: a unifying theory of long-term tree-grass coexistence. *Plant Ecology*, 161, 161-171.

Jiang Z., Li L., Ustin S. L., 2009 : Estimation of canopy water content with MODIS spectral index. In *SPIE Optical Engineering+ Applications* (pp. 74540V-74540V). International Society for Optics and Photonics, 11 p.

Jin Y., Yang X., Qiu J., Li J., Gao T., Wu Q., Zhao F., Ma H., Yu H., Xu B., 2014 : Remote sensing-based biomass estimation and its spatio-temporal variations in temperate grassland, Northern China. *Remote Sensing*, 6 (2), 1496-1513.

- Joelibarison O., 1998 : Perspective de développement de la région de Ranomafana : les mécanismes physiologiques du riz sur de bas-fonds: cas du SRI. Mémoire de fin d'études. Antananarivo (Madagascar): University of Antananarivo, 103 p.
- Jolly A., 1989 : The Madagascar challenge: human needs and fragile ecosystems. In: Leonard HJ (ed) Environment and the poor: development strategies for a common agenda. Transaction Books, New Brunswick, NJ, 189-211.
- Jönsson P., Eklundh L., 2002 : Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40 (8), 1824-1832.
- Jönsson P., Eklundh L., 2004 : TIMESAT - a program for analysing time-series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences*, 30, 833-845.
- Justice C.O., Vermote E., Townshend J.R.G., DeFries R., Roy, D.P., Hall D.K., Salomonson V.V., Privette J.L., Riggs G., Strahler A., Lucht W., Myneni R.B., Knyazikhin Y., Running S.W., Nemani R.R., Wan Z., Huete A.R., van Leeuwen W., Wolfe R.E., Giglio L., Muller J.-P., Lewis P., Barnsley M.J., 1998 : The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) : land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36 (4), 1228-1249.
- Kari S., Korhonen-Kurki K., 2013 : Framing local outcomes of biodiversity conservation through ecosystem services: a case study from Ranomafana, Madagascar. *Ecosystem Services*, 3, 32-39.
- Karpe P., Auber-Gilon S., Randrianarison M., Feltz G., 2012 : La gestion intégrée des ressources naturelles renouvelables : context et objectifs, in *La gestion intégrée des ressources naturelles renouvelables à Madagascar*, sous la direction de Karpe P., Randrianarison M. Feltz G. Aubert-Gilon S., CITE Edition, 235 p.
- Keppeler E.C., Gomes B. M., 2012 : Deforestation in Amazonia and its consequences for ecosystems and biodiversity. In *Annual Conference of the society for tropical ecology: Islands in land-and seascape: The Challenges of Fragmentation (Society for tropical ecology Org.)*, Erlangen, <http://www.gtoe-conference.de/download/gtoe2012AbstractBook.pdf>. Acesso em. 2 (2), p. 2012.
- Khan F., Kumar S., 2013 : Correlation between Enhanced Vegetation Indices and Rainfall Patterns of Kurnool District, Andhra Pradesh. *Journal of Remote Sensing & GIS*, 4 (1), 7-12.
- Kirschbaum M.U.F., Fischlin A., 1995 : Climate Change Impacts on Forests. In Working Group II Report "Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses". Eds Watson R.T., Zinyowera M.C., Moss R.H, 35 p.
- Klein J., 2002 : Deforestation in the Madagascar Highlands - Established 'Truth' and Scientific Uncertainty. *GeoJournal*, 56 (3), 191-199.
- Koechlin J., Guillaumet J.-L., Morat P., 1974 : *Flore et végétation de Madagascar*. J. Cramer, Gantner Verlag, Vaduz, 687 p.
- Kull C.A., 2000 : Deforestation, erosion and fire: Degradation myths in the Environmental History of Madagascar. *Environment and History*, 6 (4), 423-450.
- Kull C.A., 2002 : Madagascar aflame: landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool?. *Political Geography*, 21 (7), 927-953.
- Landis J. R. & Koch G. G., 1977 : The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33 (1), 159-174.
- Langrand O., Wilmé L., 1997 : Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the central plateau of Madagascar. In: *Natural Change and Human Impact in Madagascar*, Goodman S.M. et Patterson B.D. Edition, 280-308.
- Laub-Fischer R., Wehr R., Roge A., 1997 : L'approche planification de la gestion du terroir est-elle un remède efficace dans la gestion durable des ressources naturelles? *Akon'ny Ala* 22/23, 34-49.
- Laumonier Y., Legg C., 1998 : Le suivi des feux de 1997 en Indonésie. Apports d'internet et de la télédétection à une situation d'urgence. *Bois et forêts des Tropiques*, 258 (4), 5-17.

- Laurance W.F., 2004 : Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.*, 359, 345-352.
- Laurance W.F., Bierregaard R.O., 1997 : *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, 2nd Edition, 632 p.
- Laurance W.F., Curran T.J., 2008 : Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. *Austral Ecology*, 33 (4), 399-408.
- Laurance W.F., Nascimento H.E.M., Laurance S.G., Andrade A., Ewers R.M., Harms K.E., Luizao R.C.C., Ribeiro J.E., 2007 : Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLoS ONE*, 2 (10), 8 p.
- Laurance, W., Nascimento, H., Laurance, S., Andrade, A., Ribeiro, J., Giraldo, J., Lovejoy, T., Condit, R., Chave, J., Harms, K., D'Angelo, S., 2006 : Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103 (50), 19010-19141.
- Laurance W.F., Vasconcelos H.L., Lovejoy T.E., 2000 : Forest loss fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34 (1), 39-45.
- Lawrence D., Vandecar K., 2015 : Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5 (1), 27-36.
- Le Bourdieu, F., Battistini, R., Le Bourdieu, P. (Eds.), 1969 : Atlas de Madagascar. Association des Géographes de Madagascar. Bureau pour le Développement de la Production Agricole, Tananarive, Madagascar.
- Lescuyer G., Locatelli B., 1999 : Rôle et valeur des forêts tropicales dans le changement climatique. *Bois Et Forêts des Tropiques*, 260 (2), 5-17.
- Leplay S., 2011 : *Les instruments pour la réduction de la déforestation tropicale. L'exemple du mécanisme REDD*. Thèse de doctorat en Sciences Economiques. SupAgro, Montpellier, 222 p.
- Leroux L., 2012 : *L'apport de la télédétection pour la cartographie des dynamiques d'occupation du sol du bassin versant du Mayo-Tsanaga (Nord-Cameroun) et son intégration dans les modèles hydrologiques*. Mémoire de Géographie de Master 2, Université Rennes 2, 47 p.
- Leroux L., Oszwald J., Benjamin Ngounou N., Sebag D., Penven M.-J., Servat E., 2013 : Le bassin versant du Mayo-Tsanaga (Nord Cameroun) : un bassin versant expérimental pour une compréhension des relations Homme/Milieu. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 20, 42-54.
- Lillesand T.M., Kiefer R.W., Chipman J.W., 2008 : *Remote Sensing and Image Interpretation*. 6ème édition. Wiley, 756 p.
- Linthicum K.J., Anyamba A., Tucker C.J., Kelley P.W., Myers M.F., Peters C.J.; 1999 : Climate and satellite indicators to forecast Rift Valley fever epidemics in Kenya. *Science*, 285, 397-400.
- Locatelli B., Loisel C., 2002 : Changement climatique : la vérité est-elle au fond du puits ? Une analyse des controverses sur les puits de carbone. *Natures Sciences Sociétés*, 10 (4), 7-19.
- Lohanivo A., Rahajason F., 2014 : L'appropriation des contrats de transfert de gestion des ressources naturelles renouvelables par les acteurs. In *Rôle et place des transferts de gestion des ressources naturelles renouvelables dans les politiques forestières actuelles à Madagascar*, 11 p.
- Lotsch A., Friedl M.A., Anderson B.T., Tucker C.J., 2005 : Response of terrestrial ecosystems to recent Northern Hemispheric drought, *Geophysical Research Letter*, 32, L 06705.
- Lovejoy T.E., Bierregaard R.O., Rylands A.B., Malcolm J.R., Quintela C.E., *et al.*, 1986 : Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé ME, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer, 257-285.
- Lund G.H., 1999 : A 'forest' by any other name... *Environmental Science and Policy*, 2 (2), 125-133. Invited paper.
- Machwitz M., Gessner U., Conrad C., Falk U., Richters J., Dech S., 2015 : Modelling the Gross Primary Productivity of West Africa with the Regional Biomass Model RBM+, using optimized 250m MODIS FPAR

- and fractional vegetation cover information. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 43, 177-194.
- MAEP, 2004 : Filière Manioc. Rapport MAEP UPDR – Ocean Consultant, 8 p.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P., Egoh B., Puydarrieux P., Fiorina C., Santos F., Paracchini M.L., Keune H., Wittmer H., Hauck J., Fiala I., Verburg P.H., Condé S., Schägner J.P., San Miguel J., Estreguil C., Ostermann O., Barredo J.I., Pereira H.M., Stott A., Laporte V., Meiner A., Olah B., Royo Gelabert E., Spyropoulou R., Petersen J.E., Maguire C., Zal N., Achilleos E., Rubin A., Ledoux L., Brown C., Raes C., Jacobs S., Vandewalle M., Connor D., Bidoglio G., 2013 : Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Mahavir Dr., 2000: High (spatial) resolution vs low resolution images : a planner's view point. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIII (B7), 127-132.
- Mahiny A.S., Turner B.J., 2007 : A comparison of four common Atmospheric correction methods. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73 (4), 361-368.
- Malcolm J.R., 1998 : A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climate Change*, 39, 487-502.
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R. P., Hansen, L. A., Hannah L., 2006 : Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20, 538-548.
- Malidier C., 2001 : La décentralisation de la gestion des ressources renouvelables à Madagascar. Les premiers enseignements sur les processus en cours et les méthodes d'intervention. Antananarivo, 133p.
- Marchese C., 2015 : Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation*, 3, 297-309.
- Margono B.A., Turubanova S., Zhuravleva I., Potapov P., Tyukavina A., Baccini A., Goetz S., Hansen M.C., 2012 : Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data set from 1990 to 2010. *Environmental Research Letter*, 7 (3), 16 p.
- Masuoka E., Fleig A., Wolfe R. E., Patt F., 1998) : Key characteristics of MODIS data products. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 36 (4), 1313-1323.
- Matsushita B., Yang W., Chen J., Onda Y., Qiu G., 2007 : Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to topographic effects: a case study in high density cypress forest. *Sensors*, 7 (11), 2636-2651.
- Mayaux P., Gond V., Bartholomé E., 2000a : A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT-4 VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing*, 21 (16), 3139-3144.
- Mayaux P., De Grandi G., Malingreau J.-P., 2000b : Central African forest cover revisited: a multisatellite analysis. *Remote Sensing of Environment*, 71, 183-196.
- Mayaux P., Eva H., Gallego J., Strahler A. H., Herold M., Agrawal S., Naumov S., De Miranda E.E., Di Bella C.M., Ordoyne C., Kopin Y., Roy P.S., 2006: Validation of the global land cover 2000 map. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 44 (7), 1728-1739.
- Mayes M.T., Mustard J.F., Melillo J.M., 2015 : Forest cover change in Miombo Woodlands: modeling land cover of African dry tropical forests with linear spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 165, 2013-215.
- Mechler R., Hochrainer S., 2008 : Preparing Madagascar for cyclones Reducing the impact of natural disasters on the Malagasy economy. <http://www.iiasa.ac.at/>
- Mertz O., Padoch C., Fox J., Cramb R.A., Leisz S.J., Lam N.T., Vien T.D., 2009 : Swidden Change in Southeast Asia: Understanding causes and consequences. *Human Ecology*, 37, 259-264.
- Miettinen J., Shi C., Tan W.J., Liew S.C., 2012 : 2010 land cover map of insular Southeast Asia in 250 m spatial resolution. *Remote Sensing Letters*, 3 (1), 11-20.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005 : *Ecosystems and Human well-being. Synthesis*. Rapport. Island Press, Washington D.C., 155 p.

- Miller D. R., Lin J. D., Lu, Z. 1991 : Some effects of surrounding forest canopy architecture on the wind field in small clearings. *Forest Ecology and Management*, 45, 79-91.
- Ministère de l'Environnement, des Eaux et des Forêts, 2012 : Rapport sur l'état de l'environnement à Madagascar. Rapport, 506 p.
- Ministère de l'Environnement des Eaux et des forêts 2006 : Programme d'action nationale d'adaptation au changement climatique. Rapport, 75 p.
- Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche (France), 2009 : *Madagascar : Contexte agricole et relations internationales*. Document de synthèse, 4 p.
- Minten B., Barrett C., Randrianarisoa C., Randriamiarana Z., Razafimanantena T., 2006 : *Riz et pauvreté à Madagascar*. Rapport, 201 p.
- Mitchell, T. D., T. R. Carter, P. D. Jones, M. Hulme, M. New : 2004 : A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901-2000) and 16 scenarios (2001-2100). Norwich, UK, Tyndall centre for climate change research.
- Mitsch W. J., Gosselink J. G., 1993 : *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, *New York*, 722 p.
- Montagne P., Ramamonjisoa B., 2006 : Politiques forestières à Madagascar entre répression et autonomie des acteurs. *Economie Rurale*, 294-295, 9-26.
- Monteny B., Casenave A., 1988 : Effects of deforestation on water budget and climatic consequences: catchment hydrological model for tropical zone. In *International satellite land surface climatology project: parametrization of land-surface characteristics*, Paris, ORSTOM, 6 p.
- Moody A., Woodcock C.E., 1995 : The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecology*, 10(6), 363-379.
- Morton D.C., DeFries R.S., Shimabukuro Y.E., Anderson L.O., Arai E., del Bon Espirito-Santo F., Freitas R., Morisette J., 2006 : Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *PNAS*, 103 (39), 14637-14641.
- Morton D.C., Nagol J., Carabajal C.C., Rosette J., Palace M., Cook B.D., Vermote E.F., Harding D.J., North P.R.J., 2014 : Amazon forests maintain consistent canopy structure and greenness during the dry season. *Nature*, 506 (7487), 221-224.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent J., 2000 : Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Myers N., 1991 : Tropical Deforestation: The Latest Situation. *BioScience*, 41 (5), 282.
- Myers N., 1992 : Tropical Forests : Present status and future outlook. *Tropical Forests and Climate*, 3-32.
- Myneni R.B., Yang W., Nemani R.R., Huete A.R., Dickinson R.E., Knyazikhin Y., Didan K., Fu R., Negrón Juárez R.I., Saatchi S.S., Hashimoto H., Ichii K., Shabanov N.V., Tan B., Ratana P., Privette J.L., Morisette J.T., Vermote E.F., Roy D.P., Wolfe R.E., Friedl M.A., Running S.W., Votava P., El-Saleous N., Devadiga S., Su Y., Salomonson V.V., 2007 : Large seasonal swings in leaf area of Amazon rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (12), 4820-4823.
- Nations Unies, 2007 : Rapid Environmental Assessment. Cyclones and flooding in Madagascar. Rapport, 22 p.
- Nepstad D., Lefebvre P., Lopes da Silva U., Tomasella J., Schlesinger P., Solorzano L., Moutinho P., Ray D., Guerreira Benito J., 2004 : Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 10 (5), 704-717.
- Nicholson S.E.; Davenport M.L.; Malo A.R., 1990 : A comparison of vegetation response to rainfall in the Sahel and East Africa using normalized difference vegetation index from NOAA-AVHRR. *Climate Change*, 17, 209-241.
- Nightingale J.M., Phinn S.R., 2003 : Assessment of relationships between precipitation and satellite derived vegetation condition within South Australia. *Australian Geographical Studies*, 41 (2), 180-195.
- Nobre C.A., Sampaio G., et Salazar L., 2005 : Climate and land use changes in Amazonia: Impacts on the hydrological cycle and on biome distribution. *Water and the Environment*, 12, 144-154.

- Nobre A.D., von Randow C., Abreu Sa L.D., Sakai R.K., Tota J., Wofsy S.C., Zanchi F.B., 2013 : What drives the seasonality of photosynthesis across the Amazon basin? A cross-site analysis of eddy flux tower measurements from the Brasil flux network. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182, 128-144.
- Nordkvist, K., Granholm, A. H., Holmgren, J., Olsson, H., et Nilsson, M., 2012 : Combining optical satellite data and airborne laser scanner data for vegetation classification. *Remote Sensing Letters*, 3 (5), 393-401.
- Olofsson P., Eklundh L., 2007 : Estimation of absorbed PAR across Scandinavia from satellite measurements. Part II: modeling and evaluating the fractional absorption. *Remote Sensing of Environment*, 110, 240- 251.
- Olsen J.L., Ceccato P., Proud S.R., Fensholt R., Grippa M., Mougin E., Ardö J., Sandholt, I., 2013 : Relation between Seasonally Detrended Shortwave Infrared Reflectance Data and Land Surface Moisture in Semi-Arid Sahel. *Remote Sensing*, 5 (6), 2898-2927.
- Olsson L., Eklundh L., Ardö, J., 2005 : A recent greening of the Sahel—trends, patterns and potential causes, *Journal of Arid Environments*, 63, 556-566.
- ONE, 2012 : Rapport sur l'état de l'environnement à Madagascar 2007-2012, 506 p.
- ONE, 2013 : Evolution de la couverture des forêts naturelles à Madagascar, 2005-2010, Rapport, 48 p.
- ONE, INS, PNUD, Banque Mondiale, 1995 : *Rapport sur l'Etat de l'environnement à Madagascar*, Antananarivo, ONE, 50 p.
- Oreopoulos L., Wilson M., Varnai T., 2011 : Implementation on Landsat Data of a simple cloud mask algorithm developed for MODIS land bands. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 8 (4), 597-601.
- Oszwald J., Lefebvre A., Arnauld de Sartre X., Thalès M., Gond V., 2010 : Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Téledétection*, 9 (2), 97-111
- Pearce D., Pearce C., 2001 : The value of Forest Ecosystems : a report to the Secretariat Convention on Biological Diversity. CBD technical series, 70 p.
- Pekkarinen, A., Reithmaier, L., Strobl, P., 2009 : Pan-European forest/non-forest mapping with Landsat ETM+ and CORINE land cover 2000 data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64, 171-183.
- Pelet, P., 1902 : Atlas des Colonies Françaises. Librairie Armand Colin, Paris, France.
- Pereira, L. D. O., Freitas, C. D. C., Sant' Anna, S. J. S., Lu, D., et Moran, E. F., 2013 : Optical and radar data integration for land use and land cover mapping in the Brazilian Amazon. *GIScience et Remote Sensing*, 50 (3), 301-321.
- Pennec A, Gond V, Sabatier D., 2011: Tropical forest phenology in French Guiana from MODIS time-series. *International Journal of Remote Sensing*, 2, 337-345.
- Perfecto, I. et Vandermeer, J., 2008 : Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 173-200.
- Perrier de la Bâthie, H., 1921 : La végétation malgache. Musée Colonial, Marseille, France. Peters R.L., Lovejoy T. (eds.), 1992 : *Global Warming and Biological Diversity*. Yale University Press, New Haven, CT, and London, UK, 386 p.
- Petit S., Thenail C., Chauvel B., Le Cœur D., Baudry J., 2008 : Les apports de l'écologie du paysage pour comprendre la dynamique de la flore adventice. *Innovations Agronomiques*, 3, 49-60.
- Petit, M., 2009 : L'homme et la forêt à Madagascar, Quatre siècles d'évolution du paysage forestier. (Publication de l'Institut de civilisations-Musée d'art et d'archéologie, Université d'Antananarivo, 332 p.
- Pettorelli N., Ryan S., Mueller T., Bunnefeld N., Jedrzejewska, B., Lima M., Kausrud K., 2011 : The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46, 15-27.
- Pettorelli ., Chauvenet A.L.M., Duffy J.P., Cornforth W.A., Meillere A., Baillie J.E.M., 2012 : Tracking the effect of climate change on ecosystem functioning using protected area: Africa as a case study. *Ecological Indicators*, 20, 269-276.

- Pickett S.T.A., White P., 1985 : Patch dynamics: a synthesis. In: Pickett S.T.A. and White P., *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, 371-384.
- Pierre, J.-M., 1993 : *Rôle de l'évolution des droits fonciers dans la dynamique d'extension de l'eucalyptus sur les hautes terres de Madagascar*, Mémoire de DESS, Université de Paris XII, Paris-Creteil, France.
- Pimm S.L., GRussell G.J., Gittleman J.L., Brooks T.M., 1995 : The future of biodiversity. *Science*, 269, 347-350.
- Pontius Jr R.G., 2000 : Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (8), 1011-1016.
- Pontius Jr R. G., Millones M., 2011 : Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32 (15), 4407-4429.
- Potapov P.V., Turubanova S.A., Tyukavina A., Krylov A.M., McCarty J.L., Radeloff V.C., Hansen M.C., 2015 : Eastern Europe's forest cover dynamics from 1985 to 2012 quantified from the full Landsat archive. *Remote Sensing of Environment*, 159, 28-43.
- Prentice, K. C., 1990 : Bioclimatic distribution of vegetation for general circulation models. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 95 (8), 11811-11830.
- Raherilalao M.J., 2001 : Effets de la fragmentation de la forêt sur les oiseaux autour du Parc National de Ranomfana (Madagascar). *Revue d'Ecologie*, 56 (4), 389-406.
- Rakotomanana J.-L., 1989 : La conservation des sols – côté paysans. *Akon'ny Ala* 3, 1-19.
- Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., Andriantseheno D., Ramamonjy H., 2014 : Des territoires et des contrats au service de l'environnement. Le Lalangina, sur le versant ouest du COFAV (corridor forestier Ambositra Vondrozo) à Madagascar. *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 691,
- Rakotozafy, A., Dorr, L., Gentry, A., 1987 : La biodiversité à Madagascar. In : Mittermier, R.A., *et al.* (Eds.), *Priorités en Matière de Conservation des Espèces à Madagascar*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- Ramamonjisoa B., Rakoto Ramiarantsoa H., Casse T., 2012 : La loi GELOSE et le transfert de gestion des Ressources Naturelles à Madagascar. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 257, 5-10.
- Rambinintsotra S., 2012 : Aire protégée: un enjeu pour la conservation et l'équité sociale, in *La gestion intégrée des ressources naturelles renouvelables à Madagascar*, sous la Dir. de Karpe P., Randrianarison M., Feltz G., Aubert-Gilon S. Ed. CITE, 163-174.
- Randrianarison M., 2010 : Les paiements pour services environnementaux pour la protection de la biodiversité. Evaluation des « contrats de conservation » et des autres « incitations directes à la conservation » dans la région Est de Madagascar. Thèse en Sciences de l'Environnement, Université d'Antananarivo/AgroParisTech, 475 p.
- Rasi R., Bodart C., Stibig H.-J., Eva H., Beuchle R., Carboni S., Simonetti D., Achard F., 2011 : An automated approach for segmenting and classifying a large sample of multi-date Landsat imagery for pan-tropical forest monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115, 3659-3669.
- Raxworthy C.J., Pearson R.G., Rabibisoa N., Rakotondrazafy A.M., Ramanamanjato J.B., Raselimanana A.P., Wu S., Nussbaum R.A., Stone D.A., 2008 : Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, 14, 1-18.
- Razafimanjato J.Y., Randriamanjakasoa J.H., Rabeza V.R., Rakotondrajaona N.H., Allman J., 2001 : La situation démographique de Madagascar. *Population*, 56 (4), 657-668.
- Razafindrabe R., 2004: *Contribution à l'évaluation de l'impact économique des contrats GELOSE au niveau des communautés de base. Cas du PEDM*. Mémoire de fin d'études, Université d'Antananarivo. Ecole supérieure des sciences agronomiques, Département des Eaux et Forêts.
- Razafindralambo G., Gaylord L., 2006 : Madagascar: National environmental action plan. *Emerging good practice in managing for developing results*, 75-82.

- Restrepo-Coupe N., da Rocha H.R., Hutyrá L.R., da Araujo A.C., Borma L.S., Christoffersen B., Cabral O.M.R., de Camargo P.B., Cardoso F.L., Lola da Costa A.C., Fitzjarrald D.R., Goulden M.R., Kruijt B., Maia J.M.F., Malhi Y.S., Manzi A.O., Miller S.D., Nobre A.D., von Randow C., Abreu Sá L.D., Sakai R.K., Tota J., Wofsy S.C., Zanchi F.B., Saleska S.R., 2013 : What drives the seasonality of photosynthesis across the Amazon basin? A cross-site analysis of eddy flux tower measurements from the Brasil flux network. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182, 128-144.
- Richards J.A., 1999 : *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Springer-Verlag, Berlin, 240 p.
- Rind D., 1995 : Drying out. *New Scientist*, 146 (1976), 36-40.
- Riquier J., 1954 : Etude sur les "lavaka". Documentation de l'ORSTOM, 33 p.
- Robin M., 1995 : *La Télédétection. Des satellites aux systèmes d'information géographiques*. Nathan Edition, 318 p.
- Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., 1973 : Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Proceedings of the third ERTS symposium*, Washington D.C., NASA (SP-351): 1, 309-317.
- Rufin P., Müller H., Pflugmacher D., Hostert P., 2015 : Land use intensity trajectories on Amazonian pastures derived from Landsat time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 41, 1-10.
- Saatchi S.S., Harris N.L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E.T.A., Salas W., Zutta B.R., Buermann W., Lewis S.L., Hagen S., Petrova S., White L., Silman M., Morel A., 2011 : Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *PNAS*, 108 (24), 9899-9904.
- Salazar L. F., Nobre C. A., Oyama M. D., 2007 : Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters*, 34 (9), 6 p.
- Sanderson M.G., Hemming D.L., Betts R.A., 2011 : Regional temperature and precipitation changes under warming. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 369 (1934), 85-98.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991 : Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- Scales I., 2012 : Lost in translation: conflicting views of deforestation, land use and identity in western Madagascar. *The Geographical Journal*, 178, 67-79.
- Schimel D.S., House J.I., Hibbard K.A., Bousquet P., Ciais P., Peylin P., Braswell B.H., Apps M.J., Baker D., Bondeau A., Canadell J., Churkina G., Cramer W., Denning A.S., Field C.B., Friedlingstein P., Goodale C., Heimann M., Houghton R.A., Melillo J.M., Moore B., Murditarso D., Noble I., Pacala S.W., Prentice I.C., Raupach M.R., Rayner P.J., Scholes R.J., Steffen W.L., Wirth C., 2001 : Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, 414 (6860), 169-172.
- Schmitt, C.B., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Burgess, N.D., Campbell, A., Coad, L., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M. et Winkel, G., 2008 : Global Ecological Forest Classification and Forest Protected Area Gap Analysis. Analyses and recommendations in view of the 10 % target for forest protection under the Convention on Biological Diversity (CBD). In. University of Freiburg, Freiburg.
- Scholes R.J., Archer S., 1997 : Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517-544.
- Schule W., 1990 : Landscapes and climate in prehistory: interaction of wildlife, man and fire. In J.G. Goldammer (Ed.), *Fire in the tropical biota*, Berlin: Springer, 273-318
- Schurmann D., Lowry P.P., 2009 : The Madagascar rosewood massacre. *Madagascar Conservation and Development*, 4 (2), 98-102.
- Schuur E.A.G., 2003 : Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*, 84 (5), 1165-1170.
- Seaquist J. W., Hickler T., Eklundh L., Ardö J., Heumann B. W., 2009 : Disentangling the effects of climate and people on Sahel vegetation dynamics. *Biogeosciences*, 6 (3), 469-477.

- Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2004 : *Le Manuel de la Convention de Ramsar* (Guide de la Convention sur les zones humides). Ramsar, Iran, 1971, 3^{ème} édition.
- Segalen M.P., 1948 : L'érosion des sols à Madagascar. Documentation de l'ORSTOM, 11 p.
- Serpantié G., Rakotonirina L.A., 2012 : La gestion du risque érosif cyclonique par les Tanala (Madagascar). Opportunités et limites des techniques traditionnelles pour l'adaptation au changement climatique. Colloque ICARUS, Ann-Arbor, 19 p.
- Serpantié G., Toillier A., Carrière S., 2007 : A l'est de Madagascar, le relief structure les paysages. In *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation*. Dir. Serpantié G., Rasolofoharino, Carrière S., 17-38.
- Serpantié G., Toillier A., Carrière S., Rzanaka S., 2007 : Déforestation à Fianarantsoa au 20^{ème} siècle : un « corridor » en sursis. In *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation*. Dir. Serpantié G., Rasolofoharino, Carrière S., 47-56.
- Servello E.L., Kuplich T.M., Shimabukuro Y.E., 2010 : Tropical land cover change detection with polarimetric SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1477-1480.
- Sims D. A., Gamon J. A.; 2003 : Estimation of vegetation water content and photosynthetic tissue area from spectral reflectance: a comparison of indices based on liquid water and chlorophyll absorption features. *Remote Sensing of Environment*, 84, 526-537.
- Sjöström M., Ardö J., Eklundh L., El-Tahir B.A., El-Khidir H.A.M., Pilesjö P., Seaquist J., 2009 : Evaluation of satellite based indices for primary production estimates in a sparse savanna in the Sudan. *Biogeosciences*, 6, 129-138.
- Skupinski G., Binhtran D., Weber C., 2009 : Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain – Le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne]*, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, article 439.
- SPOT Image, 2010 : Niveaux de prétraitement et précision de localisation. Document technique, 4 p
- Spracklen D.V., Arnold S.R., Taylor C.M., 2012 : Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature*, 489, 282-285.
- Skole D., Tucker C., 1993 : Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260 (5116), 1905-1910.
- Sitbig H-J., Beuchle R., Achard F., 2003 : Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from SPOT4-Vegetation images. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (18), 3651-3662.
- Sitbig H-J., Achard F., Fritz S., 2004 : A new forest cover map of continental southeast Asia derived from SPOT-VEGETATION satellite imagery. *Applied Vegetation Science*, 7, 153-162.
- Sitbig H.-J., Achard F., Carboni S., Rasi R., Miettinen J., 2014 : Change in tropical forest cover of Southeast Asia from 1990 to 2010. *Biogeosciences*, 11, 247-258.
- Sizer N., Tanner E. V. J., 1999 : Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest. *Amazonia Biology and Conservation*, 91, 135-142.
- Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., Macomber S.A., 2001 : Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75, 230-244.
- Storey J., Scaramuzza P., Schmidt G., Barsi J., 2005 : Landsat 7 Scan Line Corrector-off gap filled product development, Pecora 16 Global Priorities in Land Remote Sensing, Sioux Falls, South Dakota, 13 p.
- Tadross M., Randriamarolaza L., Rabefitia Z., Ki Yip Z., 2008 : Climate change in Madagascar; recent past and future. Rapport, 18 p.
- Tan B., Morisette J. T., Wolfe R. E., Gao F., Ederer G., Nightingale J., Pedelty J., 2011 : An enhanced TIMESAT algorithm for estimating vegetation phenology metrics from MODIS data. *Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, IEEE Journal of*, 4(2), 361-371.

- Testa S., Boschetti L., Mondino E. B., 2015 : Modis EVI, NDVI, WDRVI, daily and composite: Looking for the best choice to estimate phenological parameters from deciduous forests. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2015 IEEE International*, 4617-4620.
- Thompson I., Mackey B., McNulty S., Mosseler A., 2009 : *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series n° 43, 67 p.
- Toté C., Patricio D., Boogaard H., van der Wijngaart R., Tarnavsky E., Funk C., 2015 : Evaluation of satellite Rainfall Estimates for drought and flood monitoring in Mozambique. *Remote Sensing*, 7 (2), 1758-1776.
- Tou J. T., Gonzalez R. C., 1974 : *Pattern Recognition Principles*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts, 378 p.
- Trochain J-L., 1957 : Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale. In: *Bulletin Institut d'Etudes Centrafricaines*, Nouvelle Série (55-93), Brazzaville
- Tsayem Demaze M., 2014 : L'enrôlement de Madagascar dans la REDD+ : domestiquer une opportunité internationale, *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], 14 (1).
- Tucker C.J., Pinzon J.E., Brown M.E., Slayback D.A., Pak E.W., Mahoney R., Vermote E.F., El Saleous N., 2005 : An extended AVHRR 8 km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 4485-4498.
- Turner M.G., 1989 : Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171-179.
- Urech Z. L., Zaehringer J. G., Rickenbach O., Sorg J. P., Felber H. R., 2015 : Understanding deforestation and forest fragmentation from a livelihood perspective. *Madagascar Conservation et Development*, 10 (2), 67-76.
- U.S.G.S., 1998 : Landsat 7 science data users handbook. Rapport réalisé par l'office des projets scientifiques Landsat pour la NASA, 207 p.
- Vallan D., 2000: Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation*, 96 (1), 31-43.
- Van der Sanden J.J., Hoekman D.H., 1999 : Potential of Airborne Radar to support the assessment of land cover in a Tropical rain forest environment. *Remote Sensing of Environment*, 68, 26-40.
- Van der Werf G.R., Morton D.C., DeFries R.S., Olivier J.G.J., Kasibhatla P.S., Jackson R.B., Collatz G.J., Randerson J.T., 2009 : CO2 emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2, 737-738.
- Verhaegen D., Randrianjafy H., Montagne P., Danthu P., Rabevohitra R., Tassin J., Bouvet J.-M., 2011 : Historique de l'introduction du genre Eucalyptus à Madagascar. *Bois et Forêt des Tropiques*, 309 (3), 17-25.
- Vermote E.F., Tanré D., Deuzé J.-C., Herman M., Morcrette J.-J., 1997 : Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35 (3), 675-686.
- Vermote E., Tanre D., Deuze J. L., Herman M., Morcrette J. J., 2006 : 6S User Guide Version 3. Disponible sur http://loa.univ-lille1.fr/6S/6S_Manual_Part_1.pdf.gz.
- Vieilledent G., Gardi O., Grinand C., Burren C., Andriamanjato M., Camara C., Gardner C.J., Glass L., Rasolohery A., Rakoto Ratsimba H., Gond V., Rakotoarijaona J.-R., 2016 : Bioclimatic envelope models predict a decrease in tropical forest carbon stocks with climate change in Madagascar. *Journal of Ecology*, 13 p. In press.
- Wang Y., Wu C.-C., 2004 : Current understanding of tropical cyclone structure and intensity changes – a review. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87, 257-278.
- Wang G., Oyana T., Zhang M., Adu-Prah S., Zeng S., Lin H., Se J., 2009 : Mapping and spatial uncertainty analysis of forest vegetation carbon by combining national forest inventory data and satellite images. *Forest Ecology and Management*, 258 (7), 1275-1283.

- Wardlow B.D., Egbert S.L., Kastens, J.H., 2007 : Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the US Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, 108 (3), 290-310.
- Wardlow B.D., Egbert S.L., 2010 : A comparison of MODIS 250-m EVI and NDVI data for crop mapping: a case study for southwest Kansas. *International Journal of Remote Sensing*, 31 (3), 805-830.
- Watson R.T., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath N.H., Verardo D.J., Dokken D.J., 2000 : *Land-use, land-use change and forestry : a special report for the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 388 p.
- Watson J.E.M., Whittaker R.J., Dawson T.P., 2004 : Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south-eastern Madagascar. *Journal of Biogeography*, 31, 1791-1807.
- WCED, 1987 : *Our common future*. Oxford University Press, 400 p.
- Webster P.J., Holland G.J., Curry J.A., Chang H.-R., 2005 : Changes in Tropical Cyclone Number, Duration, and Intensity in a Warming Environment. *Science*, 309, 1844-1846.
- Weiss A., 2001 : Topographic Position and Landforms Analysis, Poster presentation, ESRI User Conference, San Diego, July 2001 (http://www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc_18x22.pdf).
- Werth D., Avissar R., 2002 : The local and global effects of Amazon deforestation. *Journal of Geophysical Research*. 107 (D20), 8 p.
- Werth D., Avissar R., 2005a : The local and global effects of Southeast Asian deforestation. *Geophysical Research Letters*. 32 (20), 4 p.
- Werth D., Avissar R., 2005b : The local and global effects of African deforestation. *Geophysical Research Letters*. 32 (12), 4 p.
- WFP, 2013 : Evaluation des impacts du cyclone Haruna sur les moyens de subsistance et sur la sécurité alimentaire et la vulnérabilité des populations affectées. Rapport, 51 p.
- Wheeler D., Hammer D., Kraft R., Steele A., 2014 : Satellite-Based Forest Clearing Detection in the Brazilian Amazon: FORMA, DETER, and PRODES. *World Resources Institute: Washington, DC, USA*, 24 p.
- Williams, M. 2002 : *Deforesting the earth : from prehistory to global crisis*. Chicago, États-Unis d'Amérique, University of Chicago Press, 716 p.
- Woodcock C.E., Strahler A.H., 1987 : The factor scale in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 21, 311-332.
- Wright P.C., Erhart E.M., Tecot S., Baden A.L., Arrigo-Nelson S.J., Herrera J., Morelli T.L., Blanco M.B., Deppe A., Atsalis S., Johnson S., Ratelolahy F., Tan C., Zohdy S., 2012 : Long-term Lemur research at Centre Valbio, Ranomafana National Park, Madagascar. In *Long-Term Field Studies of Primates*, Kappeler P.M., Watts D.P. (eds.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 464 p.
- Xi W., 2015 : Synergistic effects of tropical cyclones on forest ecosystems : a global synthesis. *Journal of Forest Research*, 26 (1), 1-21.
- Xiao X., Hagen S., Zhang Q., Keller, M., Moore III B., 2006 : Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images. *Remote Sensing of Environment*, 103, 465-473.
- Xie P., Arkin M., 1996 : Analyses of global monthly precipitations using gauge observations, satellite estimates and numerical model predictions. *Journal of Climate*, 9 (4), 840-858.
- Xie P., Arkin P.A., 1997 : Global precipitation: a 17-year monthly analysis based on gauge observations, satellite estimates and numerical model outputs. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78 (11), 2359-2558.
- Zhu X., Liu D., Che, J., 2012 : A new geostatistical approach for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. *Remote Sensing of Environment*, 124, 49-60.

- Zhu Z., Woodcock C.E., Rogan J., Kellndorfer J., 2012 : Assessment of spectral, polarimetric, temporal, and spatial dimensions for urban and peri-urban land cover classification using Landsat and SAR data. *Remote Sensing of Environment*, 117, 72-82.
- Zhu X., Liu D., 2015 : Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 102, 222-231.
- Zinner D., Wygoda C., Razafimanantsoa L., Rasolorison R., Andrianandrasana H.T., Ganzhorn J.U., Torkler F., 2013 : Analysis of deforestation patterns in the central Menabe, Madagascar, between 1973 and 2010. *Regional Environmental Change*, 14 (1), 157-166

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Récapitulatif des liens entre les écosystèmes et le bien-être humain. Source : Chevassus-au-Louis <i>et al.</i> , 2009.....	13
Figure 2 : Effet de la déforestation sur les précipitations dans les tropiques : a) le cycle des précipitations dans des conditions « normales » où la majorité des précipitations en forêt tropicale proviennent de la vapeur d'eau issue du processus de l'évapotranspiration (l'eau est absorbée dans le sol par les racines des arbres et est rejetée ensuite dans l'atmosphère). L'eau s'écoule des forêts également par les cours d'eau ; b) la déforestation diminue l'évapotranspiration, ce qui inhibe le recyclage de l'eau. La diminution du transport de vapeur d'eau dans l'atmosphère diminue la quantité de précipitations et peut augmenter l'infiltration et le débit des rivières. Sources : Aragão, 2012 ; Spracklen <i>et al.</i> , 2012.	15
Figure 3 : Répartition des <i>hotspot</i> de biodiversité dans le monde. Sources : Conservation Internationale, 2004 ; Marchese, 2015.	17
Figure 4 : Carte de localisation du Parc de Ranomafana dans le corridor Ranomafana-Andringitra. Source : Carrière <i>et al.</i> , 2008.....	19
Figure 5 : Altitude moyenne à Madagascar, avec une cartographie réalisée à partir du SRTM à 90 m de résolution spatiale.....	23
Figure 6 : Schéma des principaux centres d'action régulant le climat en saison chaude (d'octobre à avril) à Madagascar. Source : Chaperon <i>et al.</i> , 1993.	24
Figure 7 : Précipitations moyennes (en mm) pour le mois le moins arrosé (octobre – a) et le plus arrosé (mars – b), et températures moyennes (en °C) pour le mois le moins chaud (août – c) et le plus chaud (décembre – d) sur l'île de Madagascar, à 1 km de résolution spatiale (période 1950-2000). Source : données WORLDCLIM.	26
Figure 8 : Précipitations mensuelles en 2008 (sauf à Fianorantsoa en 2011) pour quatre stations situées dans les aéroports de : a) Tuléar, b) Ivato près d'Antananarivo, c) Mahajanga et d) Fianarantsoa. Source : Service de climatologie malgache, 2013.	27
Figure 9 : Anomalies des températures mensuelles atmosphériques à l'échelle du continent africain entre 1950 et 2013 par rapport à la moyenne des températures entre janvier 1951 et décembre 1980. Source : http://berkeleyearth.lbl.gov/	28
Figure 10 : Anomalies des températures mensuelles atmosphériques à l'échelle de Madagascar entre 1950 et 2013 par rapport à la moyenne des températures entre janvier 1951 et décembre 1980. Source : http://berkeleyearth.lbl.gov/	28
Figure 11 : Moyennes mobiles calculées sur 6 ans des températures de l'air en surface sur la période 1901-2000, au Sud de Madagascar (a) et au Nord (b), ainsi que pour les moyennes mensuelles des précipitations au Sud de Madagascar (c) et au Nord (d). Sources : Mitchell <i>et al.</i> , 2004 ; Tadross <i>et al.</i> , 2008.	29
Figure 12 : Scénarios d'évolutions, pour une période centrée sur 2055, des températures et des précipitations minimum et maximum à Madagascar : (a) évolution des températures minimales (i) et maximales (ii), (b) évolution médiane de la pluviométrie mensuelle totale (mm/mois) pour janvier (i), avril (ii), juillet (iii) et septembre (iv). Source : Hannah <i>et al.</i> , 2008.	30
Figure 13 : Exemple des trajectoires des cyclones observés dans l'Océan Indien pour la saison cyclonique 2014-2015. Source : Météo France, 2015.....	31
Figure 14 : Cartes de la végétation primaire à Madagascar (A) et des grandes zones bioclimatiques (B). Source : Irwin <i>et al.</i> , 2010.	33
Figure 15 : Carte de la végétation primaire à Madagascar basée sur le travail de Faramalala (1988, 1995). Source : Du Puy et Moat, 1997.....	35
Figure 16 : Carte de la végétation à Madagascar, réalisée à partir de données SPOT-VGT par Mayaux <i>et al.</i> , 2000.	37
Figure 17 : Carte de la végétation à Madagascar réalisée par le projet Global Land Cover (GLC) en 2000. .	38

Figure 18 : Carte des différents types de végétation à Madagascar en 2002, réalisée à partir de données MODIS et LANDSAT 7 par le CEPF (<i>Critical Ecosystem Partnership Fund</i>) Madagascar Vegetation Mapping Project. Source : http://www.vegmad.org/	40
Figure 19 : Extraits, à l'échelle du Parc de Ranomafana, des quatre différentes cartes des formations végétales recensées à Madagascar et basées sur la télédétection : Du Puy et Moat (a), Mayaux <i>et al.</i> (b), GLC 2000 (c), CEPF (d).	41
Figure 20 : Evolution observée et prévue de la population à Madagascar de 1921 à 2050 (d'après Gastineau et Sandron, 2006).....	42
Figure 21 : Densité de population (hab/km ²) par district à Madagascar. Source : Chanteau, 2006.	43
Figure 22 : Evolution de la superficie des terres agricoles (en %) à Madagascar entre 1961 et 2012. Source : données FAOSTATS, 2015.....	44
Figure 23 : Comparaison de l'évolution des superficies agricoles et forestières à Madagascar entre 1990 et 2012. Source : données FAOSTATS, 2015.....	44
Figure 24 : Evolution des superficies (en %) à Madagascar entre 1997 et 2012 pour les forêts, les terres arables et les cultures. Source : FAO, 2015.....	45
Figure 25 : L'évolution de la production (en t) de riz paddy et de manioc, ainsi que des surfaces cultivées de ces deux cultures (en ha) de 1961 à 2013 à Madagascar. Source : FAOSTATS, 2015.....	45
Figure 26 : Evolution de la population mondiale et de la déforestation globale entre 1800 et 2010. Source : FAO, 2012.....	48
Figure 27 : Changement annuel moyen des milieux forestiers (en millier d'ha) par pays entre 2005 et 2010. Source : FAO, 2010.....	49
Figure 28 : Evolution de la surface boisée à Madagascar entre 1895 et 1988 (mode d'estimation non précisé). Source : Pierre (1993), repris dans Bertrand <i>et al.</i> (2009).....	53
Figure 29 : Carte de l'évolution de la couverture forestière à Madagascar entre 1990-2000 et 2005. Source : Tsayem Demaze, 2014.	54
Figure 30 : Chronogramme simplifié des politiques forestières à Madagascar depuis l'époque coloniale. Sources : Montagne et Ramamonjisoa, 2006 ; Bertrand <i>et al.</i> , 2009.	57
Figure 31 : Localisation des différents types d'aires protégées à Madagascar et zoom sur le Parc de Ranomafana (encadré). Source : SAPM, 2008.....	60
Figure 32 : Récapitulatif de différents capteurs satellitaires sur la période 1970-2015 en fonction de leur résolution spatiale et de leurs périodes d'activité.....	63
Figure 33 : Le Parc de Ranomafana (limite en noir), sa zone tampon (en orange) et l'ensemble de la zone d'étude, ainsi que la localisation des villages (en jaune et en rouge), du réseau routier (linéaire gris) et du réseau hydrologique (linéaire bleu) ainsi que les territoires <i>Betsileo</i> (à l'ouest du Parc) et <i>Tanala</i> (à l'est). Le fond de carte est l'image LANDSAT d'octobre 2013, avec la bande du PIR assignée au rouge, la bande du rouge assignée au vert et la bande du vert assignée au bleu, ce qui nous donne en rouge plus ou moins foncé les espaces végétalisés, en magenta les espaces avec une activité chlorophyllienne plus faible, et cyan, les sols nus à peu couverts.	65
Figure 34 : Transect altitudinal est-ouest à la latitude moyenne de la région du Parc de Ranomafana (21°00 S). Source : SRTM 90 m.	66
Figure 35 : Profil topographique à la latitude 21°15 S coupant le Parc de Ranomafana. Source : MNT ASTER à 30 m.....	67
Figure 36 : Débits mensuels caractéristiques de la Namorona à la station de Vohiparara pour la période 1951-1980. Source : Chaperon <i>et al.</i> , 1993.	68
Figure 37 : Précipitations (en mm) et températures (en °C) moyennes mensuelles à la station météorologique (en photo, S. Bigot, 2013) située dans le Parc de Ranomafana, sur la période allant d'avril 2010 à avril 2013 (données communiquées par G. Serpantié).	68
Figure 38 : NDVI moyen et précipitations moyennes calculés au pas de temps décadaire pour les régions malgaches de la Haute Matsiatra (a) et de Fitovany Ifanadina (b). Source : http://earlywarning.usgs.gov/fews	71

Figure 39 : Répartition des relevés GPS établis lors de la première mission terrain réalisée en mars-avril 2013. Fond de carte : image SPOT-5 en composition colorée fausse couleur (avec rouge = canal Vert, vert = canal Rouge, et bleu = PIR). En rouge foncé, on retrouve la forêt dense ; en rouge clair et magenta, la végétation moins dense et les cultures ; en cyan, les sols nus à peu couverts, rizières et zones humides.....	79
Figure 40 : Production annuelle moyenne entre 1961 et 2013 des principales cultures à Madagascar (en tonnes). Sources : données FAOSTATS, 2015.	83
Figure 41 : Répartition des relevés GPS de l'occupation du sol lors de la seconde mission terrain réalisée en avril 2014. Fond de carte : image LANDSAT 8 d'octobre 2013 en composition colorée fausse couleur (RGB Vert, Rouge, PIR). Les photographies correspondent aux différents types d'occupation du sol observés sur le terrain.....	89
Figure 42 : a) Station SEAS-OI (source : Boulogne M.) et b) zone d'acquisition de la station de réception (fond cartographique : Google Earth).....	92
Figure 43 : Composition colorée de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 ; la couleur bleu est associée à la bande spectrale du vert, le vert à la bande spectrale du rouge et le rouge à la bande spectrale du proche infrarouge.	93
Figure 44 : Méthodologie appliquée au traitement de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 pour la classification de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana.	94
Figure 45 : Modèle de correction atmosphérique des images SPOT (Kergomard, 2000).....	96
Figure 46 : Principe de la segmentation d'images raster sous Ecognition . Source : Definiens, 2007.....	97
Figure 47 : Les principaux paramètres de la segmentation multi-résolution d'une image. Source : Definiens, 2007.	98
Figure 48 : <i>Topographic Position Index</i> réalisée à partir du MNT ASTER à 30 m (a), avec différents zooms sur une zone forestière aux alentours du village de Ranomafana (b), sur la zone humide (c) et sur une zone rizicole (d).	100
Figure 49 : Signatures spectrales moyennes (en % de réflectance) pour les quatre bandes spectrales (Rouge, Vert, PIR et MIR) de l'image SPOT-5 de mai 2013 pour les 13 classes d'occupation du sol retenues.	104
Figure 50 : Localisation des trois zones tests pour la comparaison entre une classification réalisée sur l'ensemble de la zone d'étude et une classification réalisée à l'échelle de chaque zone test.	106
Figure 51 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement forestière.	107
Figure 52 : Répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour un milieu essentiellement forestier.....	107
Figure 53 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement constituée de cultures et de jachères.	108
Figure 54 : Graphique de répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour un milieu constitué essentiellement de jachères et de cultures.	108
Figure 55 : Comparaison de classifications supervisées par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, réalisée à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (a) et à l'échelle d'une zone restreinte (b) pour la zone test essentiellement constituée de savane et de zone humide.....	109
Figure 56 : Graphique de répartition (en %) des différents types d'occupation du sol de la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 sur l'ensemble de la zone d'étude et sur une zone restreinte pour une zone de savane et de zone humide.	110
Figure 57 : Occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana, réalisée à partir de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 grâce à une classification supervisée par maximum de vraisemblance.	113
Figure 58 : Répartition des surfaces (en %) de chaque classe d'occupation du sol issue de la classification calculée sur la zone d'étude entière à partir d'une image SPOT-5 du 31 mai 2013.....	114

Figure 59 : Répartition des surfaces (en%) de chaque classe d'occupation du sol dans la zone tampon à 3 km autour des limites du Parc de Ranomafana.....	115
Figure 60 : Répartition des surfaces (en %) de chaque classe d'occupation du sol à l'intérieur du Parc de Ranomafana.....	115
Figure 61 : Altitude minimale, maximale et moyenne pour chaque classe d'occupation du sol cartographiée (en m) sur l'ensemble de la zone d'étude.....	116
Figure 62 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol dans les différents sous espaces de la zone d'étude : le Parc de Ranomafana, la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, la zone comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.....	117
Figure 63 : Comparaison des grands ensembles végétaux cartographiés à partir de trois sources différentes : la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013, les données issues du GlobCover Africa et rendues disponibles par la FAO (2009) et les données cartographiques du CCI ESA (2010).....	118
Figure 64 : Carte de l'occupation du sol issue du GlobCover Africa (2009) mise à disposition par la FAO ; réalisée à partir de données ENVISAT MERIS à 300 m de résolution spatiale et b) carte de l'occupation du sol réalisée à partir des données SPOT-5 en 2013.....	119
Figure 65 : a) Carte de l'occupation du sol issu des données CCI ESA et b) carte de l'occupation du sol réalisée à partir des données SPOT-5 en 2013.....	120
Figure 66 : Graphique du pourcentage de couverture nuageuse pour les images LANDSAT (tous satellites confondus) disponibles sur GLOVIS entre 1972 et 2013, et images retenues (en pointillés rouges).	124
Figure 67 : Répartition spatiale des points d'amer utilisés pour le calage des 6 images entre elles avec l'image Landsat 2009 comme image de référence.....	127
Figure 68 : Répartition du masque total de la couverture nuageuse sur la zone d'étude. Les masques ont été réalisés sur chaque image LANDSAT puis combinés en une seule couche.....	128
Figure 69 : Méthodologies pour le traitement des six images LANDSAT pour le suivi du couvert forestier ainsi que pour la cartographie plus détaillée de l'occupation du sol.....	130
Figure 70 : Signatures spectrales moyennes dans les bandes du bleu, vert, rouge, PIR et MIR de l'image LANDSAT d'octobre 2013 pour les différentes classes d'occupation du sol déterminées.....	132
Figure 71 : Dynamiques d'occupation du sol entre 1989 et 2013 dans la région du Parc de Ranomafana d'après une Analyse en Composante Principale réalisée sur les classifications extraites de 6 images LANDSAT en 1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009 ; 2013.....	136
Figure 72 : Dynamiques d'occupation du sol entre 1989 et 2013 d'après une Analyse en Composante Principale calculée au sein du Parc de Ranomafana (a), pour le pourtour entre le Parc et 3 km (b), pour le pourtour entre 3 et 5 km (c) et pour le pourtour compris entre 5 et 10 km (d). (R correspond aux rizicultures, FPD à la forêt peu dense, JC aux jachères et cultures, SNPC aux sols nus à peu couverts, S à la savane, FMA à la forêt de moyenne altitude, FBA à la forêt de basse altitude, SNB aux sols nus/bâti, PT à la plantation de thé, ZH à la zone humide).	137
Figure 73 : Dynamiques d'occupation du sol entre 1989 et 2013 d'après une Analyse en Composante Principale dans la région du Parc de Ranomafana et en fonction de l'éloignement au Parc. Entouré de rouge, le Parc, en vert la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km, en bleu, la zone comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et en orange la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc.....	138
Figure 74 : Schéma des 4 zones étudiées dans les analyses sur les dynamiques d'occupation du sol : au sein du Parc (en rouge), la zone tampon comprise entre les limites du par cet 3 km autour (en vert), la zone tampon comprise entre 3 et 5 km autour du Parc et la zone comprise entre 5 et 10 km autour du Parc (orange).....	138
Figure 75 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 20/09/1989 et du 08/10/2013.....	140
Figure 76 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 20/09/1989 et du 26/05/1993.....	141
Figure 77 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 1993.....	142

Figure 78 : Exemples de l'impact de la qualité des images pour la détection de changement dans la couverture forestière. En a) et b), extrait de la carte dynamique de la dégradation forestière pour la période 1989-1993, en c) et d), extraits des images LANDSAT de 1989 correspondantes, en e) et f) extraits des images LANDSAT de 1993.	143
Figure 79 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1989, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 20/09/1989 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).	144
Figure 80 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1989 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	145
Figure 81 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1993, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 26/05/1993 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité et une à l'ombre).	146
Figure 82 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1993 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	147
Figure 83 : Evolution comparative entre 1989 et 1993 des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.	147
Figure 84 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 26/05/1993 et du 11/07/1998.	149
Figure 85 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1993 et 1998.	149
Figure 86 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 1998, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 11/07/1998 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité et une à l'ombre).	150
Figure 87 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 1998 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	151
Figure 88 : Evolution comparative entre 1993 et 1998, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.	151
Figure 89 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 11/07/1998 et du 27/05/2002.	152
Figure 90 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 1998 et 2002.	153
Figure 91 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2002, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 27/05/2002 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).	154
Figure 92 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2002 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	155
Figure 93 : Evolution comparative entre 1998 et 2002, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.	155
Figure 94 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 27/05/2002 et du 14/11/2009.	156
Figure 95 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 2002 et 2009.	157
Figure 96 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2009, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 14/11/2009 : discrimination de 11 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).	158
Figure 97 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2009 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	159
Figure 98 : Evolution comparative entre 2002 et 2009, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.	159

Figure 99 : Carte de la dégradation des milieux forestiers réalisée à partir de classification par maximum de vraisemblance des images LANDSAT du 14/11/2009 et du 08/10/2013.....	160
Figure 100 : Histogramme de répartition de l'occupation du sol (en % de surface) dans la région du Parc de Ranomafana entre 2009 et 2013.	161
Figure 101 : Carte de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana en 2013, réalisée à partir d'une classification automatique supervisée calculée sur une image LANDSAT-5 TM du 8/10/2013 : discrimination de 12 types (+ une classe correspondant à la nébulosité).	162
Figure 102 : Surface (en %) de chaque classe d'occupation du sol en 2013 dans la région du Parc de Ranomafana, en fonction de l'éloignement au Parc.	163
Figure 103 : Evolution entre 2009 et 2013, des surfaces forestières et agricoles (en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.	163
Figure 104 : Couvert forestier et non forestier, ainsi que la couverture nuageuse, déterminés à partir des résultats issus des 6 dates analysées entre 1989 et 2013, en fonction de l'éloignement au Parc (en %).	165
Figure 105 : Evolution de la surface forestière du Parc et de ses alentours par rapport à la situation observée en septembre 1989 : dans le Parc, sur son pourtour jusqu'à 3 km, dans sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.	167
Figure 106 : Taux de déforestation cumulés depuis septembre 1989 des surfaces forestières du Parc et de ses alentours : dans le Parc, sur son pourtour jusqu'à 3 km, dans sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.	168
Figure 107 : Estimation des taux de déforestation moyens, en km ² /an, pour les différentes périodes d'observation des sous-espaces retenus : le Parc, son pourtour jusqu'à 3 km, sa périphérie entre 3 et 5 km, et entre 5 et 10 km.	169
Figure 108 : Synthèse de l'évolution relative de la surface forestière du Parc par rapport à la situation observée en septembre 1989 (en km ²).	169
Figure 109 : Synthèse de évolutions de la surface forestière dans la région du Parc de Ranomafana pour chaque période étudiée (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013) et en fonction du sous-espace concerné (au sein du Parc, dans la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, dans la zone entre 3 et 5 km autour du Parc et dans la zone entre 5 et 10 km autour du Parc).	171
Figure 110 : Synthèse des évolutions (en %) des principaux types d'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013.	172
Figure 111 : Relation entre le pourcentage de surface forestière et le pourcentage de surface agricole en fonction des 4 sous-espaces étudiés (au sein du Parc, dans la zone comprise entre les limites du Parc et 3 km autour, dans la zone entre 3 et 5 km autour du Parc et dans la zone entre 5 et 10 km autour du Parc) et pour chaque date d'analyse (1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009 ; 2013).	172
Figure 112 : Relation bivariée entre les surfaces (en %) liées aux cultures et celles des forêts dans le Parc de Ranomafana à six dates entre 1989 et 2013.	173
Figure 113 : Surfaces agricoles (en km ²) dans la région de Ranomafana ayant évoluées vers des surfaces forestières dans 5 périodes distinctes (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013).	174
Figure 114 : Surfaces (en km ²) de classes d'occupation du sol ayant connu une transition vers des classes agricoles dans 5 périodes.	175
Figure 115 : Surface par type d'occupation du sol (en km ²) n'ayant pas connu de changement d'occupation par période (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013).	175
Figure 116 : Schéma des dynamiques agro-forestières dans la région du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013 en fonction des sous-espaces étudiés.	180
Figure 117 : Quelques paramètres de saisonnalité générés par TIMESAT : a) le début de la saison, b) la fin de la saison, c) la valeur de base, e) le milieu de la saison, f) la valeur maximale, g) l'amplitude, h) la petite valeur intégrée, h+i) la grande valeur intégrée. Source : http://web.nateko.lu.se/timesat/timesat.asp	187
Figure 118 : a) Comparaison des données RFE (à l'échelle des 2 régions composant le Parc) et TRMM (échelle locale) pour la période 2001-2013 et b) mise en relation de ces données avec la série pluviométriques de la station du Parc de Ranomafana entre 2010 et 2013.	190

Figure 119 : Anomalies des températures (en °C) pour la station de Fianarantsoa à Madagascar entre 2000 et 2013. Source des données : http://berkeleyearth.lbl.gov/	191
Figure 120 : Données pluviométriques RFE moyennées et anomalies de températures à la station de Fianarantsoa pour la période comprise entre 2001 et 2014.	191
Figure 121 : Grands ensembles végétaux (a) déterminés par la classification ISODATA sur la synthèse annuelle des données EVI de MODIS entre 2000 et 2012 et (b) la signature temporelle moyenne de l'EVI pour trois classes d'occupation du sol ; les données de précipitations sont issues de WORLDCLIM : http://www.worldclim.org/	192
Figure 122 : Evolution du NDVI (en vert) et de l'EVI (en rouge) dans le Parc de Ranomafana et ses alentours entre 2000 et 2014 et coefficients de détermination (R^2) pour chaque droite de régression linéaire.	193
Figure 123 : Comparaison des valeurs minimales des indices EVI (septembre) et NDVI (octobre) entre 2000 et 2014 ainsi que des valeurs maximales (EVI en mars, et NDVI en mai) dans la région du Parc de Ranomafana, réalisée à partir des données MOD13Q1.....	194
Figure 124 : Carte des différentes zones tests, dans la région du Parc de Ranomafana pour l'extraction des indices de végétation provenant de l'imagerie MODIS.	196
Figure 125 : Evolution du EVI (moyenne mobile sur 5 semaines) à l'échelle du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, estimations pluviométriques décennales (données RFE) et coefficient de détermination (R^2) pour le EVI.	197
Figure 126 : Evolution du SIWSI (moyenne mobile sur 11 huitaines) à l'échelle du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, comparé aux estimations pluviométriques décennales RFE et coefficient de détermination (R^2) pour le EVI.....	198
Figure 127 : Evolution de l'indice EVI pour le sous-espace du Parc de Ranomafana sur deux périodes sélectionnées pour leur différence significatives : 2010-2012 (« faible » signature radiométrique) et 2002-2004 (« forte » signature radiométrique) ; comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE (en mm) pour les deux périodes.	199
Figure 128 : EVI moyen entre 2000 et 2014 ainsi que pour une période à « faible » (2010-2012) et à « forte » (2002-2004) activité végétale et cumul des données RFE moyennes pour chaque période.....	200
Figure 129 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de forêt de basse altitude aux abords du village de Mangevo et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	202
Figure 130 : Evolution du EVI pour une zone test de forêt de basse altitude à proximité du village de Mangevo sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	203
Figure 131 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de zone humide aux abords du village d'Ampasina et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	204
Figure 132 : Evolution du EVI pour une zone test de zone humide à proximité du village d'Ampasina sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	205
Figure 133 : Evolution des indices SIWSI et EVI entre 2000 et 2014 pour une zone exclusivement constituée de cultures et jachères aux abords du village de Ranomafana et comparaisons avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	206
Figure 134 : Evolution du EVI pour une zone test de jachères et cultures à proximité du village de Ranomafana sur une période de « forte » (2002-2004) et « faible » (2010-2012) signature radiométrique, et comparaison avec les estimations pluviométriques décennales RFE.....	206
Figure 135 : Schéma résumant l'évolution paysagère liée à la dégradation forestière en fonction des forçages naturels et anthropiques dans la région du Parc de Ranomafana. Sources des clichés : Boulogne M., 2013.212	
Figure 136 : Evolution des stocks de carbone en relation avec le changement climatique à Madagascar entre 2010 et 2080. Source : Vieilledent <i>et al.</i> , 2016.	215

TABLE DES PHOTOGRAPHIES

Photographies 1 : Exemples des cibles de conservation privilégiées du Parc de Ranomafana : les forêts de Pandanus (a), les forêts de bambous (b), les zones humides (c et d), les forêts primaires de moyenne et basse altitude (e), l'espèce <i>Varecia variegata</i> (f). Clichés : Boulogne, 2013.	70
Photographies 2 : Exemple de paysages en pays Betsileo sur la route entre Fianarantsoa et Ranomafana (a) et à Ambatovaky (b). Clichés : Boulogne, 2013.	73
Photographie 3 : Paysage à Ambatovaky en pays Betsileo avec en premier plan des rizicultures dans les bas-fonds et au second plan, des forêts de pins/eucalyptus plantées lors de la colonisation. Cliché : Boulogne, 2014.	73
Photographies 4 : Paysages en pays <i>Tanala</i> dans la région de Manarinony. Clichés : Boulogne, 2014.	74
Photographies 5 : Forêt primaire de basse (a) et de moyenne (b) altitude à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).	80
Photographies 6 : Parcelle forestière défrichée pour l'orpaillage illégal dans le Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).	80
Photographies 7 : Forêt secondaire de basse altitude aux marges du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).	81
Photographies 8 : Photographies des forêts de bambous à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, mars 2013).	82
Photographies 9 : Formation de Pandanus à l'intérieur du Parc de Ranomafana : a) Pandanus aquatique situé le long des cours d'eau ; b) forêt de Pandanus terrestre et aquatique (clichés : Boulogne, mars 2013).	82
Photographies 10 : Les différents types de cultures aux marges de Ranomafana : a) canne à sucre, b) un champ de patates, c) un champ d'ananas, d) un champ de pois, e) des arbres fruitiers (orangers, litchis, bananiers), f) un champ de manioc et g) bananeraie (clichés : Boulogne, mars 2013).	84
Photographies 11 : Différentes rizières à l'extérieur du Parc de Ranomafana : a) une rizière de moins de trois mois, b) une rizière prête à être récoltée c) une rizière en terrasse <i>Tanala</i> d) une rizière pluviale <i>Tanala</i> , et e) un panoramique sur une zone de rizières de bas-fonds (clichés : Boulogne, mars 2013).	87
Photographies 12 : Parcelles en jachère à des âges différents : a) une ou deux années ; b) quelques années ; c) environ 5 ans ; d) plus de 10 ans (clichés : Boulogne, mars 2013).	88
Photographies 13 : Parcelles de savanes à l'intérieur du Parc de Ranomafana : a) et b) savanes arbustives ; c) panoramique sur la savane ; d) savane arbustive ; e) savane arborée (clichés : Boulogne, avril 2014).	90
Photographies 14 : Zone humide à l'intérieur du Parc de Ranomafana (clichés : Boulogne, avril 2014).	91
Photographies 15 : Plantation de pin (a et c) et d'eucalyptus (b et d) à l'extérieur du Parc de Ranomafana, près du village d'Ambatovaky (clichés : Boulogne, avril 2014).	92
Photographies 16 : Les classes de jachères sont difficiles à discriminer de deux types d'occupation du sol : les jeunes jachères (a) et les cultures (champ de manioc en b), ainsi que les jachères plus anciennes (c) des forêts (d). Clichés réalisés à Torotosy (a, b et c), Manarinony (d). Source : Boulogne M., 2014.	177
Photographie 17 : Piste pare-feu séparant (sur la route d'Ampasina) les savanes incluses dans le Parc des savanes exclues du Parc afin de limiter la propagation des feux. Source : Boulogne M., 2014.	180

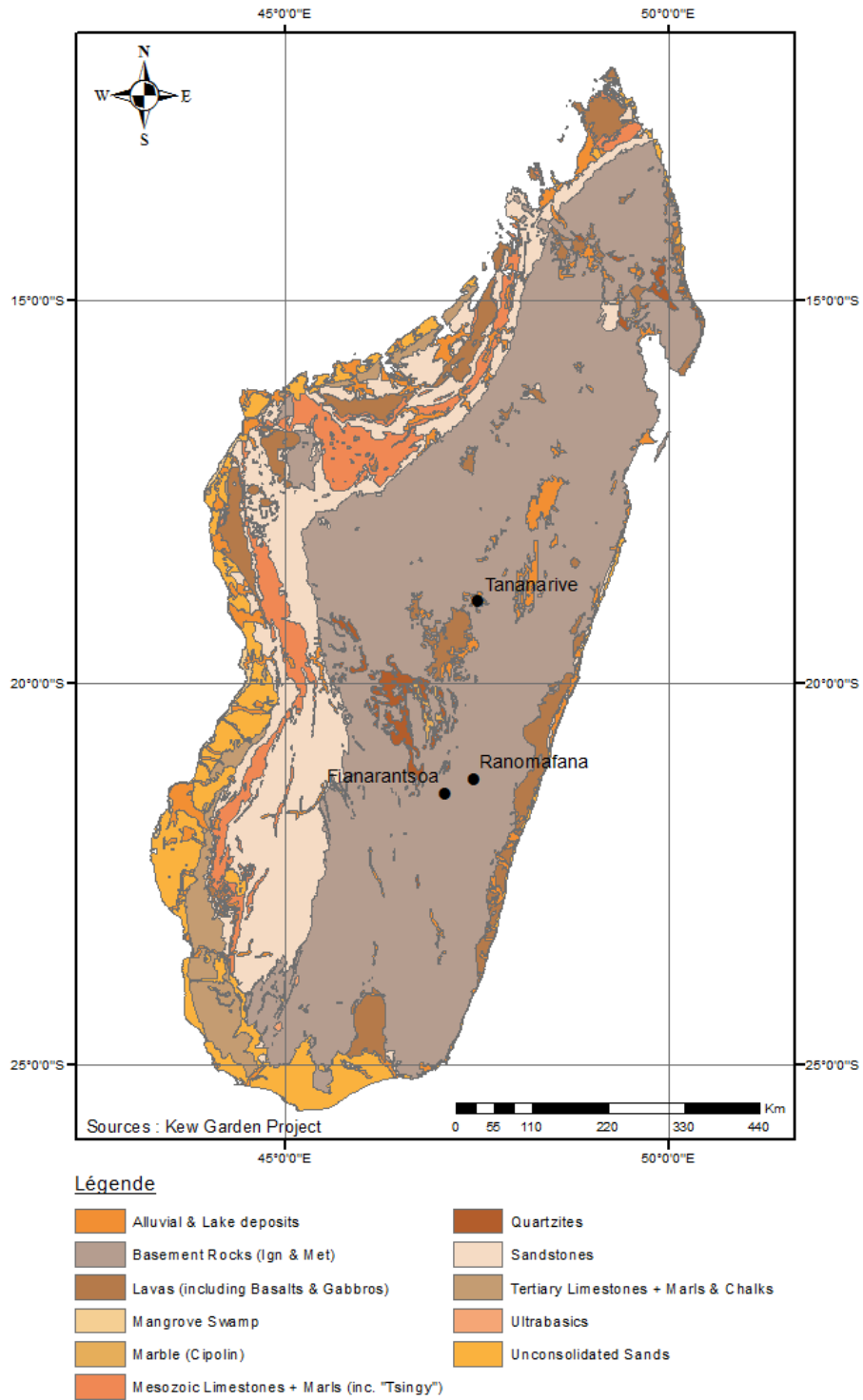
LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Fonctions principales des forêts en 2010 à l'échelle continentale et à Madagascar. Source : FAO, 2010.....	14
Tableau 2 : Evaluation du stock de carbone entre 1990 et 2010 à Madagascar. Source : FAO, 2010.....	16
Tableau 3 : Nombre total de cyclones de catégorie 4-5 formés dans le sud de l'Océan Indien sud. Source : Webster <i>et al.</i> , 2005.....	31
Tableau 4 : Nombre de phénomènes baptisés supérieur à 34 nœuds dans le sud-ouest de l'Océan Indien. Source : Hirsch, 2012.....	32
Tableau 5 : Conséquences des cyclones survenus à Madagascar durant la saison 2006-2007. Source : Nations Unies, 2007.....	32
Tableau 6 : Les différents types d'écosystèmes terrestres à Madagascar. Source : Ministère de l'Environnement et des forêts, 2012.....	34
Tableau 7 : Superficie (en km ²) des différentes formations végétales cartographiées sur l'île de Madagascar par Du Puy et Moat (1997).....	34
Tableau 8 : Surface (en km ²) des différents types d'occupation du sol cartographiés à Madagascar sur la carte de Mayaux <i>et al.</i> (2000).....	36
Tableau 9 : Surface (en km ²) des différents types d'occupation du sol cartographiés à Madagascar sur la carte du GLC 2000.....	38
Tableau 10 : Superficie (en km ²) des différentes formations végétales cartographiées à Madagascar par le CEPF (2002).....	39
Tableau 11 : Comparaison des surfaces de forêt humide, forêt sèche, milieux de savanes et milieux agricoles (en km ²) pour 4 classifications de l'occupation du sol réalisées à Madagascar. Sources : Du Puy et Moat, 1997 ; Mayaux <i>et al.</i> , 2000 ; GLC, 2000 ; CEPF, 2002.....	41
Tableau 12 : Evolution de la surface forestière (en % par année) à l'échelle continentale et à celle de Madagascar entre 1990 et 2010. Source : FAO, 2010.....	48
Tableau 13 : Tableau comparatif de différentes estimations du taux annuel de déforestation à Madagascar basées sur cinq références bibliographiques.....	52
Tableau 14 : Comparaison d'estimations de la couverture forestière (en ha) à Madagascar selon différents auteurs et méthodes de traitement. Source : Dufils, 2003.....	55
Tableau 15 : Surface totale (en km ²) des différents types d'aires protégées à Madagascar. Source : SAPM, 2008.....	61
Tableau 16 : Evolution démographique (en nombre d'habitants) pour six communes situées aux alentours de Ranomafana en 1993 et sur la période 2001-2007. Source : Haonaso, 2008.....	72
Tableau 17 : Calendrier cultural rizicole en pays <i>Betsileo</i> . Source : Andriamahazo <i>et al.</i> , 2004.....	85
Tableau 18 : Calendrier des activités d'exploitations agricoles en pays <i>Tanala</i> . Source : Andriamahazo <i>et al.</i> , 2004.....	86
Tableau 19 : Extraits de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 pour chaque type d'occupation du sol observés sur le terrain.....	102
Tableau 20 : Test de séparabilité des échantillons terrain utilisés dans la classification de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013.....	103
Tableau 21 : Valeurs de réflectance minimum, maximum et écart-type de chaque type d'occupation du sol dans les quatre bandes spectrales de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013.....	105
Tableau 22 : Matrice de confusion de la classification par maximum de vraisemblance de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013 (valeurs en pourcentage).....	111
Tableau 23 : Images LANDSAT retenues pour analyses après sélection et présentation de leurs principales caractéristiques radiométriques (les tirets correspondent aux bandes absentes dans certains capteurs).	125
Tableau 24 : Surface nuageuse (en km ² et %) pour chaque image LANDSAT analysée sur la zone d'étude (surface totale de 2494 km ²).....	127

Tableau 25 : Test de séparabilité calculé sur des relevés GPS d'occupation du sol obtenus sur le terrain et utilisés dans la classification supervisée de l'image LANDSAT-8 du 08/10/2013 dans la région du Parc de Ranomafana.....	131
Tableau 26 : Matrice de confusion (en %), indice de Kappa et de précision globale pour les cartographies binaires forêt/non forêt de la région du Parc de Ranomafana de 1989 à 2013.....	133
Tableau 27 : Matrice de confusion établie pour la classification de l'image LANDSAT du 8/10/2013 (en %).	134
Tableau 28 : Evolution par période (1989-1993 ; 1993-1998 ; 1998-2002 ; 2002-2009 ; 2009-2013) de la couverture forestière (en km ² et en %) en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana.....	139
Tableau 29 : Couvert forestier et non forestier déterminé à partir des résultats issus des 6 dates analysées entre 1989 et 2013, en fonction de l'éloignement au Parc (en km ² et en %) : au sein du Parc, dans le pourtour entre les limites du Parc et 3 km, dans le pourtour entre 3 et 5 km autour du Parc, dans le pourtour entre 5 et 10 km autour du Parc et sur l'ensemble de la zone d'étude (« zone entière »). « Nuages » correspond aux espaces couverts de nuages et masqués dans chaque sous-zone étudiée ; « total » correspond à la superficie totale de chaque sous-zone.	164
Tableau 30 : Estimations des évolutions des surfaces forestières (en km ² et en %) par période entre 1989 et 2013 et en fonction de l'éloignement aux limites du Parc de Ranomafana.....	166
Tableau 31 : Surface par classes d'occupation du sol (en km ² et en %) n'ayant pas connu de conversion dans l'utilisation des terres durant 5 périodes distinctes.....	173
Tableau 32 : Paramètres de dispersion et pente des valeurs des indices EVI et SIWSI pour chaque « sous-espace » étudié dans et près du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014, à partir des données MODIS, à savoir, forêt de moyenne altitude, forêt de basse altitude, savane, zone humide, rizicultures et jachères/cultures.	201
Tableau 33 : Perception de certains services écosystémiques (de régulation, de soutien et culturels) rendus par les milieux forestiers de Ranomafana. D'après Kari et Korhonen-Kurki, 2013.....	213

ANNEXES

ANNEXE 1



Carte géologique simplifiée de Madagascar. Sources : Du Puy et Moat, 1996, adaptation de la carte géologique de Besairie (1964) <http://www.kew.org/gis/projects/madagascar/>.

ANNEXE 2 : TESTS DE SEPARABILITE DES CLASSIFICATIONS DE L'OCCUPATION DU SOL DANS LA REGION DU PARC DE RANOMAFANA AUX DIFFERENTES DATES ETUDIEES (1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009)

Test de séparabilité pour la classification de 2009

	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Jachères/cultures	Sol nu / bâti	Sol nu à peu couvert	Forêt peu dense	Eau	Plantation de thé	Rizières
Zone humide											
Forêt de basse altitude	2										
Forêt de moyenne altitude	2	1,998									
Savane	1,999	2	1,999								
Jachères/cultures	1,998	1,999	1,998	1,999							
Sol nu / bâti	2	2	2	2	1,999						
Sol nu à peu couvert	1,999	2	1,999	1,999	1,999	1,948					
Forêt peu dense	1,999	1,999	1,99	1,988	1,999	2	1,999				
Eau	2	1,999	1,999	2	1,999	2	1,999	2			
Plantation de thé	2	2	1,999	2	1,999	2	2	2	2		
Rizières	1,999	2	1,999	1,999	1,998	1,999	1,999	1,999	1,999	2	

Test de séparabilité pour la classification de 2002

	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Jachères/cultures	Sol nu / bâti	Sol nu à peu couvert	Forêt peu dense	Plantation de thé	Rizières
Zone humide										
Forêt de basse altitude	2									
Forêt de moyenne altitude	1,999	1,999								
Savane	1,971	2	1,996							
Jachères/cultures	1,999	1,989	1,999	1,999						
Sol nu / bâti	1,999	1,999	1,999	1,999	1,998					
Sol nu à peu couvert	1,972	1,999	1,994	1,938	1,999	1,938				
Forêt peu dense	1,999	1,999	1,969	1,407	1,999	1,999	1,97			
Plantation de thé	1,999	2	1,999	1,999	1,999	1,999	1,999	1,999		
Rizières	1,97	1,999	1,99	1,992	1,999	1,97	1,767	1,998	2	

Test de séparabilité pour la classification de 1998

	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Jachères/cultures	Sol nu / bâti	Sol nu à peu couvert	Forêt peu dense	Plantation de thé
Zone humide									
Forêt de basse altitude	2								
Forêt de moyenne altitude	1,999	1,887							
Savane	1,994		1,999						
Jachères/cultures	1,999	1,747	1,968	1,999					
Sol nu / bâti	1,999	1,999	1,999	1,999	1,998				
Sol nu à peu couvert	1,978	1,999	1,999	1,998	1,999	1,94			
Forêt peu dense	1,999	2	1,993	1,732	1,999	1,999	1,999		
Plantation de thé	2	1,999	1,999	2	1,999	1,999	2	1,999	
Rizières	1,993	2	1,981	1,999	1,999	1,998	1,986	1,999	1,999

Test de séparabilité pour la classification de 1993

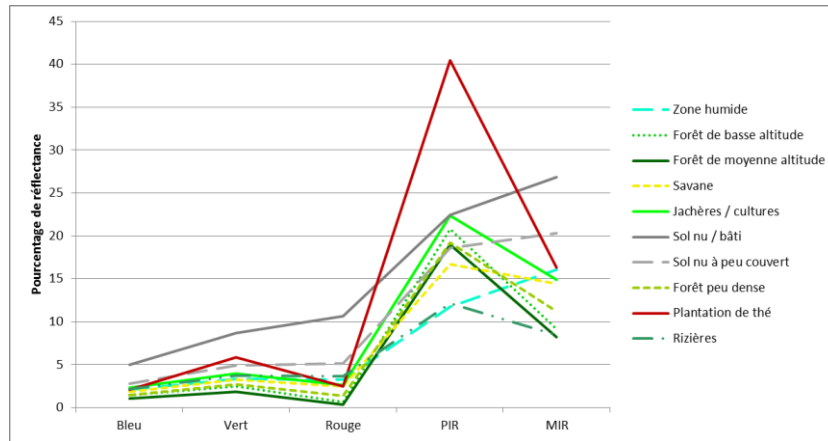
	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Jachères/cultures	Sol nu / bâti	Sol nu à peu couvert	Forêt peu dense	Plantation de thé	Rizières
Zone humide										
Forêt de basse altitude	2									
Forêt de moyenne altitude	2	1,997								
Savane	1,927	2	1,998							
Jachères/cultures	2	1,961	1,992	1,999						
Sol nu / bâti	1,999	2	1,999	1,999	1,999					
Sol nu à peu couvert	1,986	2	1,999	1,995	1,999	1,995				
Forêt peu dense	1,999	2	1,986	1,86	1,999	2	1,999			
Plantation de thé	2	2	1,999	1,999	1,999	2	1,999	1,997		
Rizières	1,996	2	1,999	1,998	1,999	1,992	1,987	1,999	1,999	

Test de séparabilité pour la classification de 1989

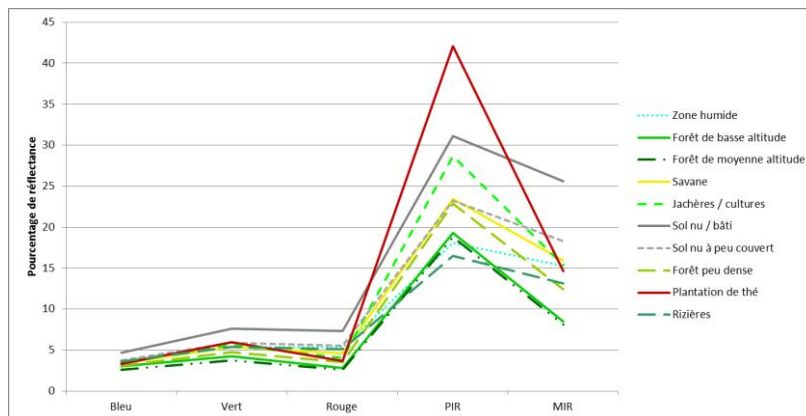
	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Jachères/cultures	Sol nu / bâti	Sol nu à peu couvert	Forêt peu dense	Plantation de thé	Rizières
Zone humide										
Forêt de basse altitude	2									
Forêt de moyenne altitude	1,999	1,993								
Savane	1,935	2	1,999							
Jachères/cultures	1,999	1,997	1,999	1,999						
Sol nu / bâti	1,999	1,999	1,999	1,999	1,999					
Sol nu à peu couvert	1,994	2	1,999	1,999	1,999	1,98				
Forêt peu dense	1,991	2	1,991	1,733	1,999	1,999	1,999			
Plantation de thé	1,999	2	1,998	1,999	1,994	1,999	1,999	1,999		
Rizières	1,98	1,999	1,991	1,999	1,999	1,88	1,997	1,999	1,999	

ANNEXE 3 : REPRESENTATION DES SIGNATURES SPECTRALES MOYENNES DE CHAQUE CLASSE D'OCCUPATION DU SOL DANS LES BANDES SPECTRALES DU BLEU, VERT, ROUGE, PIR ET MIR POUR CHAQUE IMAGE LANDSAT UTILISEE (1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009)

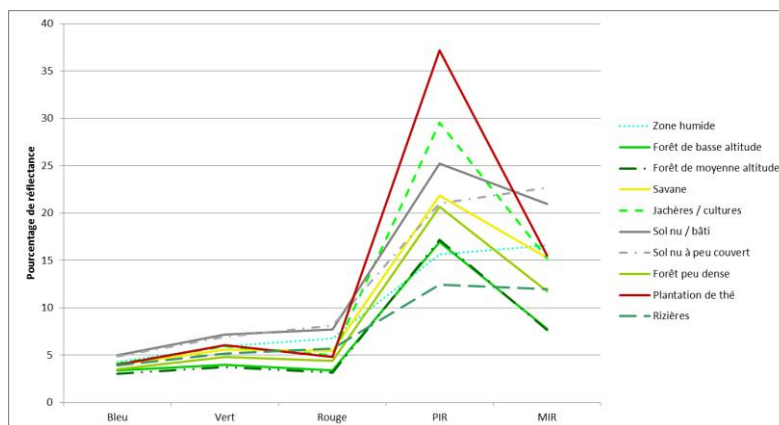
Signatures spectrales pour chaque classe d'occupation du sol pour l'image LANDSAT de 2009



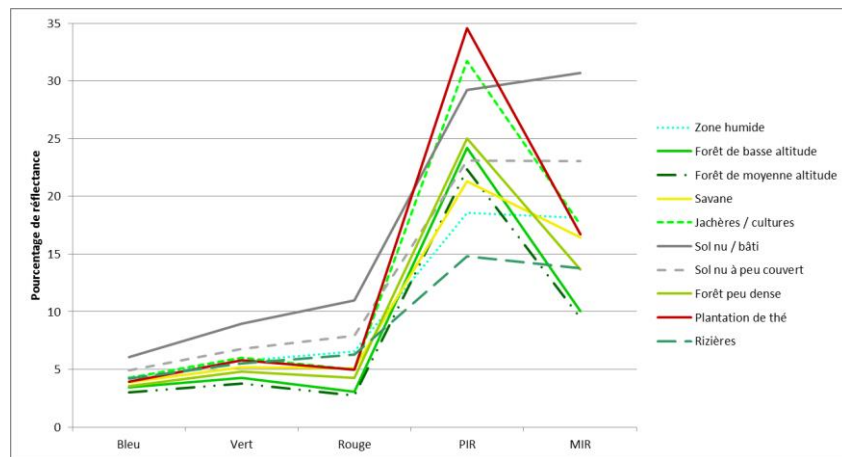
Signatures spectrales pour chaque classe d'occupation du sol pour l'image LANDSAT de 2002



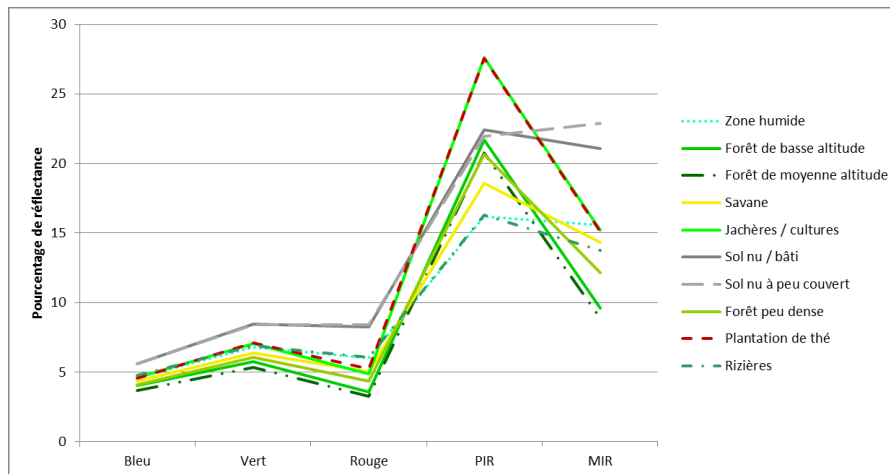
Signatures spectrales pour chaque classe d'occupation du sol pour l'image LANDSAT de 1998



Signatures spectrales pour chaque classe d'occupation du sol pour l'image LANDSAT de 1993



Signatures spectrales pour chaque classe d'occupation du sol pour l'image LANDSAT de 1989



ANNEXE 4 : MATRICE DE CONFUSION DE CHAQUE CLASSIFICATION DE L'OCCUPATION DU SOL DANS LA REGION DU PARC DE RANOMAFANA (1989 ; 1993 ; 1998 ; 2002 ; 2009) PERMETTANT LA VALIDATION DES CARTOGRAPHIES

Matrice de confusion pour la classification de l'image LANDSAT 2009

Classification	Validation											
	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Forêt peu dense	Savane	Plantation de thé	Rizicultures	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Jachères/cultures	Comission	Omission
Zone humide	91,71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,29
Forêt de basse altitude	0	96,97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,03
Forêt de moyenne altitude	0	0	100	1,44	0	0	0	0	0	0,37	1,05	0
Forêt peu dense	0	0	0	87,05	13,49	0	0	0	0	0	12,32	12,95
Savane	0	0	0	8,63	82,54	0	0	0	0	0	10,34	17,46
Plantation de thé	0	0	0	0	0	70,59	0	0	0	0	0	29,41
Rizicultures	0	0	0	0	2,38	0	98,43	0	0	0	1,57	1,57
Sol nu à peu couvert	7,73	0	0	2,16	1,59	0	0,52	98,9	15	0	13,94	1,1
Sol nu / bâti	0	0	0	0	0	0	0	1,1	81,67	0	3,92	18,33
Jachères/cultures	0,55	3,03	0	0,72	0	29,41	1,05	0	3,33	99,63	12,82	0,37
Précision globale	93,64%											
Kappa	0,927											

Matrice de confusion pour la classification de l'image LANDSAT 2002

Classification	Validation											
	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Plantation de thé	Savane	Forêt peu dense	Jachères/cultures	Rizicultures	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Zone humide	Comission	Omission
Forêt de basse altitude	87,28	0	0	0	0	4,32	0	0	0	0	9,58	12,72
Forêt de moyenne altitude	0	99,68	23,81	0	7,86	0	0	0	0	0	11,98	0,32
Plantation de thé	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	40
Savane	0	0	0	82,35	19,65	0	0	0	0	1,04	27,17	17,65
Forêt peu dense	0	0,32	0	1,31	72,49	0	0	0	0	0	1,78	27,51
Jachères/cultures	12,72	0	0	0	0	92,7	0	0	0	0	6,03	7,3
Rizicultures	0	0	0	3,92	0	0,54	97,01	1,84	0	10,94	14,1	2,99
Sol nu à peu couvert	0	0	8,57	7,84	0	0	1,99	86,5	1,59	0	15,57	13,5
Sol nu / bâti	0	0	7,62	0	0	2,43	0	11,66	98,41	0	36,73	1,59
Zone humide	0	0	0	4,58	0	0	1	0	0	88,02	5,06	11,98
Précision globale	88,09%											
Kappa	0,86											

Matrice de confusion pour la classification de l'image LANDSAT 1998

Classification	Validation												
	Zone humide	Plantation de thé	Savane	Rizicultures	Sol nu à peu couvert	Sol nu/ bâti	Jachères / cultures	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Ombre jachères/cultures	Forêt peu dense	Comission	Omission
Zone humide	88,07	0	0	0,78	3,61	0	0	0	0	0	0	6,63	11,93
Plantation de thé	0	74,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25,74
Savane	0	0	75,86	0,78	0	0	0	0	0	0	1,17	4,35	24,14
Rizicultures	1,7	0	1,72	96,08	11,65	1,52	0	0	0	0	0	12,5	3,92
Sol nu à peu couvert	10,23	18,81	16,38	2,35	77,11	27,27	0	0	0	0	0	29,41	22,89
Sol nu / bâti	0	0,99	0,86	0	7,63	71,21	1,24	0	0	0	0	35,62	28,79
Jachères / cultures	0	0	0	0	0	0	98,01	2,42	0	0	0	1,01	1,99
Forêt de basse altitude	0	0	0	0	0	0	0,5	77,58	0	9,94	0	13,51	22,42
Forêt de moyenne altitude	0	4,95	0,86	0	0	0	0,25	8,48	98,21	3,31	18,13	17,47	1,79
Ombre jachères/cultures	0	0	0	0	0	0	0	11,52	0	86,74	0	10,8	13,26
Forêt peu dense	0	0,99	4,31	0	0	0	0	0	1,79	0	80,7	7,38	19,3
Précision globale	87,59%												
Kappa	0,86												

Matrice de confusion pour la classification de l'image LANDSAT 1993

Classification	Validation												
	Zone humide	Savane	Forêt peu dense	Plantation de thé	Rizicultures	Jachères/cultures	Ombre jachères/cultures	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Forêt de moyenne altitude	Forêt de basse altitude	Comission	Omission
Zone humide	88,27	1,61	0	0	0,49	0	0	0	0	0	0	2,05	11,73
Savane	0	95,97	5,62	0	0	0	0	0	2,04	0	0	8,46	4,03
Forêt peu dense	0	0	82,58	2,91	0	0	0	0	0	0,4	0	2,65	17,42
Plantation de thé	0	0	0	96,12	0	0	0	0	0	0	0	0	3,88
Rizicultures	11,73	0	4,49	0	98,53	0	0	13,08	10,2	0	0	19,6	1,47
Jachères/cultures	0	0	0	0,97	0	99,37	0	0	12,24	0,4	0,55	2,78	0,63
Ombre jachères/cultures	0	0	0	0	0	0,32	95,65	0	0	3,21	8,24	21,43	4,35
Sol nu à peu couvert	0	2,42	2,25	0	0,98	0	0	82,31	36,73	0	0	20,15	17,69
Sol nu / bâti	0	0	0	0	0	0	0	4,62	38,78	0	0	24	61,22
Forêt de moyenne altitude	0	0	5,06	0	0	0	2,17	0	0	95,98	0	4,4	4,02
Forêt de basse altitude	0	0	0	0	0	0,32	2,17	0	0	0	91,21	1,78	8,79
Précision globale	91,78%												
Kappa	0,9												

Matrice de confusion pour la classification de l'image LANDSAT 1989

Classification	Validation												
	Zone humide	Forêt de basse altitude	Forêt de moyenne altitude	Savane	Forêt peu dense	Plantation de thé	Rizicultures	Sol nu à peu couvert	Sol nu / bâti	Jachères / cultures	Ombre jachères/cultures	Comission	Omission
Zone humide	97,66	0	0	1,59	0	0	0,88	1,21	0	0	0	5,3	2,34
Forêt de basse altitude	0	94,87	0	0	0	0	0	0	0	5,24	5,62	6,83	5,13
Forêt de moyenne altitude	0	0,37	99,7	0	16,25	0	0	0	0	0,37	0	32,72	0,3
Savane	0	0	0	61,11	1,25	0	0	2,83	0	0	0	10,47	38,89
Forêt peu dense	0,78	0	0,3	35,71	82,5	0	0	0,81	0	0	0	27,07	17,5
Plantation de thé	0	0	0	0	0	93,2	0	0	0	0	0	0	6,8
Rizicultures	1,56	0	0	0,79	0	0	99,12	12,55	0	4,12	0	16,61	0,88
Sol nu à peu couvert	0	0	0	0	0	0	0	63,56	1,23	0	0	0,63	36,44
Sol nu / bâti	0	0	0	0	0	0	0	19,03	98,77	0	0	37,01	1,23
Jachères / cultures	0	0,73	0	0,79	0	6,8	0	0	0	89,89	4,49	5,51	10,11
Ombre jachères/ cultures	0	4,03	0	0	0	0	0	0	0	0,37	89,89	13,98	10,11
Précision globale	83,21%												
Kappa	0,81												

ANNEXE 5 : Publication dans les Actes du XXVII^{ème} colloque de l'AIC, 2014

SUIVI DE L'ACTIVITE BIOCLIMATIQUE FORESTIERE A MADAGASCAR ENTRE 2000 ET 2012. ETUDE COMPARATIVE ENTRE LES PARCS DE RANOMAFANA ET D'ANKARAFANTSIKA

BOULOGNE M. ⁽¹⁾, BIGOT S. ⁽¹⁾, BROU T. ⁽²⁾, DUMAS D. ⁽³⁾, GOND V. ⁽⁴⁾

(1) Université Grenoble Alpes, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE UMR 5564, UJF / CNRS / IRD / G-INP), Domaine universitaire, BP 53, 38041 Grenoble cedex 9 – France [marine.boulogne@ujf-grenoble.fr ; sylvain.bigot@ujf-grenoble.fr]

(2) Université de La Réunion, UMR 228 ESPACE-DEV (IRD, UM2, UAG, UR), SEAS-OI [telesphore.brou@ird.fr]

(3) Université Lyon 3, UMR Environnement, Ville et Sociétés, Lyon [dominique.dumas@univ-lyon3.fr]

(4) UPR B&SEF, CIRAD, Montpellier, [valery.gond@cirad.fr]

Résumé – Dans le contexte des changements globaux, Madagascar apparaît comme un des espace les plus vulnérable. Il devient alors important de disposer de connaissances permettant de comprendre les relations entre le climat et la végétation afin de proposer des modes de gestion plus adaptés. A partir de l'imagerie satellitaire MODIS, il est proposé ici de réaliser une première étude de l'activité bioclimatique forestière dans deux parcs malgaches et d'étudier les relations entre l'EVI et les précipitations. En plus d'une saisonnalité marquée, les résultats montrent un décalage dans les temps de réponse des différents milieux forestiers.

Mots-clés: Madagascar, forêts tropicales, télédétection, EVI, variabilité climatique

Abstract: *Monitoring forest bioclimatic activity in Madagascar from 2000 to 2012. Comparative study between Ranomafana and Ankarafantsika parks* – In the context of global change, Madagascar appears as one of the most vulnerable country. It becomes important to have knowledge to understand the relationship between climate and vegetation in order to provide more appropriate methods of management. Using MODIS satellite imagery, it is provided to perform a preliminary study of the forest bioclimatic activity in two Malagasy parks and explore the relationship between EVI and rainfall. In addition to highly seasonality, the results show a lag in the response times of the different forest environments.

Keywords: Madagascar, Tropical forest, remote sensing, EVI, climatic variability

Introduction

L'île de Madagascar est reconnue comme *hotspot* de biodiversité (Myers *et al.*, 2001), laquelle se concentre principalement dans les forêts humides de l'Est (Green & Sussman, 1990). L'île est également connue pour être un des territoires les plus vulnérables aux modifications climatiques en cours, notamment par le biais d'une augmentation des températures moyennes, une diminution des précipitations annuelles moyennes avec une baisse en saison sèche et une intensification en saison humide, sauf dans le sud de Madagascar (Tadross *et al.*, 2008). Dans un contexte de changement global, il est alors important de disposer d'informations actualisées et régionalisées permettant une compréhension plus fine des interactions entre climat et végétation pour une meilleure gestion des milieux. De plus les milieux forestiers malgaches sont soumis à une pression anthropique importante alors même que le pays appartient aux espaces pilotes des mécanismes REDD+ (Réduction des Emissions liées à la Déforestation et à la Dégradation forestière) (Grinand *et al.*, 2013).

Dans le cadre de cet article, il est proposé d'analyser en détail le suivi interannuel de l'activité végétale, à l'échelle de deux parcs naturels malgaches. A partir de l'utilisation de l'indice de végétation *Enhanced Vegetation Index* (EVI), les principales signatures correspondant à l'activité photosynthétique ont été discriminées. L'objectif principal est dès lors de mieux comprendre les relations entre les différents types de végétation et les caractéristiques pluviométriques régionales qui permettront par la suite d'optimiser la gestion de ces milieux.

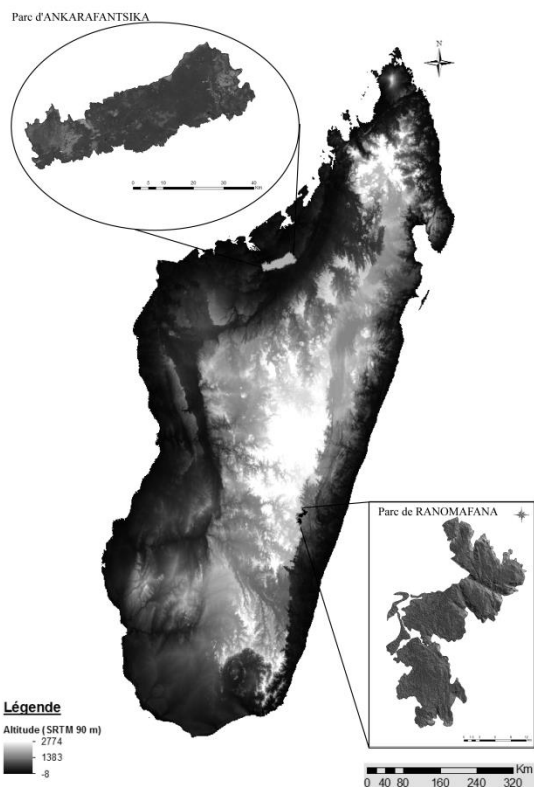


Figure 1 : Carte de localisation des parcs de Ranomafana et d'Ankarafantsika

1. Contexte géographique

L'étude s'intéresse à deux parcs nationaux malgaches. Le parc de Ranomafana ($47^{\circ}18'-47^{\circ}37'E / 21^{\circ}02'-22^{\circ}25'S$) qui s'étend sur 416 km^2 , avec une végétation composée principalement de forêt tropicale humide sempervirente de basse et moyenne altitude. Le climat y est de type tropical humide chaud avec des précipitations moyennes annuelles aux alentours de 2700 mm , pour une température moyenne annuelle de $17,9^{\circ}\text{C}$. Il existe une saison plus arrosée, de décembre à mars et une saison froide entre juin et août (Andrianary Nomenjanahary, 2012). Le second parc étudié est celui d'Ankarafantsika ($46^{\circ}5'-47^{\circ}2'E / 16^{\circ}0'-16^{\circ}4'S$) qui a une superficie de 1300 km^2 et qui se compose d'une mosaïque de forêts denses et sèches, mais également de savanes. Le climat y est de type tropical sub-humide chaud. Les précipitations annuelles moyennes sont de 1475 mm pour une température annuelle moyenne comprise entre 24 et 29°C , selon les années (Rakotondratsimba, 2008).

Deux saisons se distinguent : une saison sèche entre mai et octobre et une saison plus humide entre janvier et avril.

2. Données et méthodes

2.1. Les données utilisées

Le capteur MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a été lancé au début des années 2000 à bord des satellites Terra et Aqua. Le satellite couvre l'ensemble de la surface terrestre en 1 jour ou 2 et acquiert des images dans 36 bandes spectrales et à des résolutions spatiales allant de 250 mètres à 1 km en fonction des produits. Le capteur présente de nombreux avantages, explicités dans Justice *et al.* (1998). Le produit utilisé pour cette étude est MOD13Q1 version 5 '16-Day L3 Global 250 m product (MOD13A1 c5)'. Les images acquises correspondent à des « semaines » prises entre 2000 et 2012, à 250 mètres de résolution spatiale. Pour les réaliser les synthèses seize-jours, les images journalières consécutives sont testées, pour ne conserver que les deux meilleurs enregistrements sur le critère du NDVI le plus élevé (représentant la mesure optimale la moins perturbée par la contamination atmosphérique). Le choix entre ces deux mesures se fait en privilégiant celle dont l'angle zénithal de prise de vue est le plus faible. L'objectif est de retenir pour chaque semaine une seule valeur de pixel qui sera représentative de la période (Solano *et al.*, 2010).

L'indice EVI a été extrait des produits MODIS. Des données pluviométriques permettent de les replacer dans leur contexte climatique. Pour la station de Ranomafana, les données journalières de température et de précipitations vont d'avril 2010 à décembre 2012, et pour celle de Mahajunga (parc d'Ankarafantsika), seules les données pluviométriques mensuelles (2008-2012) ont été acquises.

2.2. Méthode

2.2.1. Les prétraitements des données satellitaires

Le EVI est un produit proposé par le capteur MODIS qui se révèle être une amélioration de l'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (Huete *et al.*, 2002) et se calcule ainsi :

$$\mathbf{EVI} = 2,5 * (PIR - R) / (PIR + 6 * R - 7,5 * B + 1)$$

Où *PIR* correspond à la réflectance du proche Infrarouge, *R* à celle du Rouge et *B* à celle du Bleu. Cet indice est particulièrement sensible aux variations structurelles de la canopée, au LAI (Leaf Area Index), au type de canopée et à son architecture, ainsi qu'à la physiologie de la plante (Gao *et al.*, 2000). L'utilisation de la bande du Bleu permet de s'affranchir des effets des perturbations atmosphériques et de corriger la bande du rouge de l'influence des aérosols (Huete *et al.*, 2002). Le EVI a déjà démontré son efficacité en milieu tropical et permet de disposer d'information sur l'activité végétale (Pennec *et al.*, 2011, Gond *et al.*, 2013) quand l'indice le plus couramment utilisé, le NDVI, sature rapidement à des valeurs élevées d'activités chlorophylliennes (Pennec *et al.*, 2011, Gond *et al.*, 2013).

Le premier jeu de données est constitué des 23 semaines MODIS pour chaque année entre 2010 et 2012 pour la région du parc de Ranomafana (soit 69 images), et entre 2008 et 2012 pour celle d'Ankarafantsika (soit 115 images). Le second jeu de données utilise les semaines EVI prises entre 2000 et 2012 (soit 276 images) permettant de constituer une série temporelle sur 13 années. Pour chaque semaine, une moyenne des pixels considérés comme « bons » (filtrage des pixels nuages ou no data à partir de la bande de Quality Assessment) est calculée afin de s'affranchir de la nébulosité et autres perturbations atmosphériques pouvant influencer le signal. En sortie, nous disposons donc d'un fichier composé de 23 images représentant une « année type » (Gond *et al.*, 2013).

2.2.1. La classification non supervisée

Un algorithme de classification non supervisée est utilisé sur la synthèse annuelle des données EVI, le principe de base de ce type de classification étant que tous les objets ayant une signature spectrale similaire sont supposés appartenir à une même classe. Le choix se porte sur la technique ISODATA (logiciel ENVI 4.5), une procédure itérative de type K-means, développée par Ball et Hall en 1965. L'algorithme détermine dans un premier temps des centres de classes aléatoires, chaque pixel étant attribué à la classe dont sa distance au centre est la plus proche, puis il calcule la déviation standard et la distance entre les centres. Le processus est réitéré de manière itérative jusqu'à ce que les classes ne puissent plus être divisées.

3. Résultats

Dans un premier temps, une classification non supervisée a été réalisée sur le jeu de données MODIS représentant une « année type ». Cela permet d'obtenir des cartes représentant l'occupation du sol de chaque zone en prenant en compte la dimension multitemporelle (Figure 2b et 2c). Le graphique en figure 2a présente l'EVI moyen pour une « année type » à l'échelle de Madagascar (0,3) et pour chaque parc (0,39 pour Ranomafana et 0,27 pour Ankarafantsika). *Pour la région de Ranomafana, trois grandes classes ont pu être nommées à partir de données in-situ récoltées sur le terrain : une correspondant aux forêts et jachères (« EVI-2 ») une de mosaïques agricoles (« EVI-3 ») et une correspondant aux zones humides, en rizières ou cultivées (« EVI-1 »). Pour Ankarafantsika, l'identification des classes est plus problématique puisque nous ne disposons pas actuellement de mesures in situ permettant de mener une validation empirique. Cependant, à partir des images Google Earth, il est vraisemblable d'avancer que la classe « EVI-5 » correspond aux milieux forestiers, « EVI-1 » aux zones en eaux (non étudiées ici), « EVI-2 » à des zones humides ou des rizières, « EVI-3 » et « EVI-4 » à des milieux savaniques ou agricoles.*

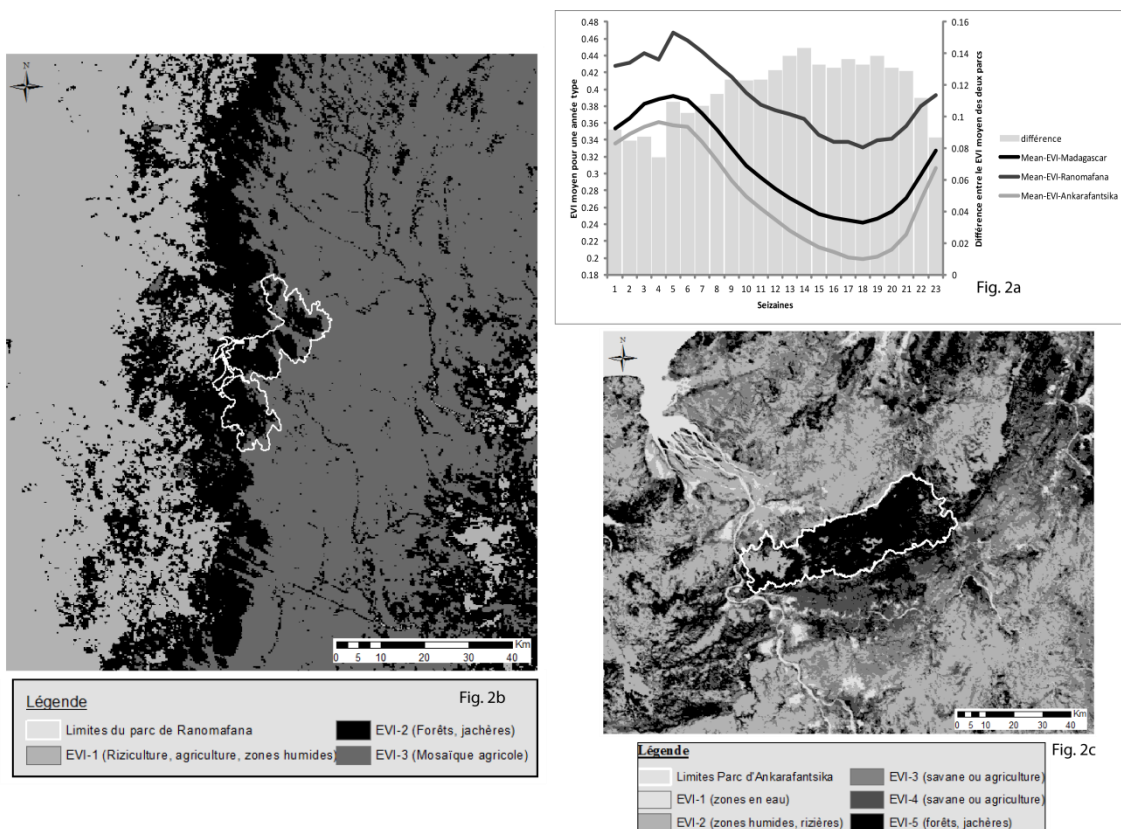


Figure 2 : a) EVI moyen de Madagascar et des parcs de Ranomafana et d'Ankarafantsika, b) Carte de l'occupation du sol pour le région du parc de Ranomafana réalisée à partir de la synthèse du EVI, c) idem pour la région du parc d'Ankarafantsika

La mise en relation des évolutions du EVI et des cumuls des précipitations associés aux semaines, cumulées sur 15 jours, permet d'étudier la réaction de la végétation aux conditions climatiques. Il apparaît très clairement un décalage entre le mois le plus pluvieux et la réponse du EVI. Par exemple, pour la classe forestière, dans le cas de Ranomafana, le maximum de précipitations se produit lors de la 2^{ème} semaine mais l'EVI ne réagit qu'à la 5-6^{ème} semaine, tandis qu'à Ankarafantsika, la végétation réagit de manière quasi instantanée aux précipitations. Cette différence dans les temps de réponse peut être liée au fait que d'un côté, la forêt dense sempervirente prédomine dans un milieu constamment humide, tandis que de l'autre, les milieux forestiers sont constitués de forêts plus sèches et sont soumis à une saison sans précipitations.

Il est intéressant de remarquer que dans les deux parcs, l'activité végétale est minimale aux alentours de la 18^{ème} semaine, correspondant au moins d'octobre. Cette baisse est plus significative pour la classe « EVI-1 » à Ranomafana que pour la classe forestière, tandis qu'à Ankarafantsika, les différentes classes sont touchées de manière similaire. L'amplitude de variation de l'indice EVI est davantage marquée pour Ankarafantsika que pour Ranomafana. Pour la classe forestière le EVI varie de 0,27 à 0,57 à Ankarafantsika tandis qu'à Ranomafana il varie entre 0,32 et 0,56.

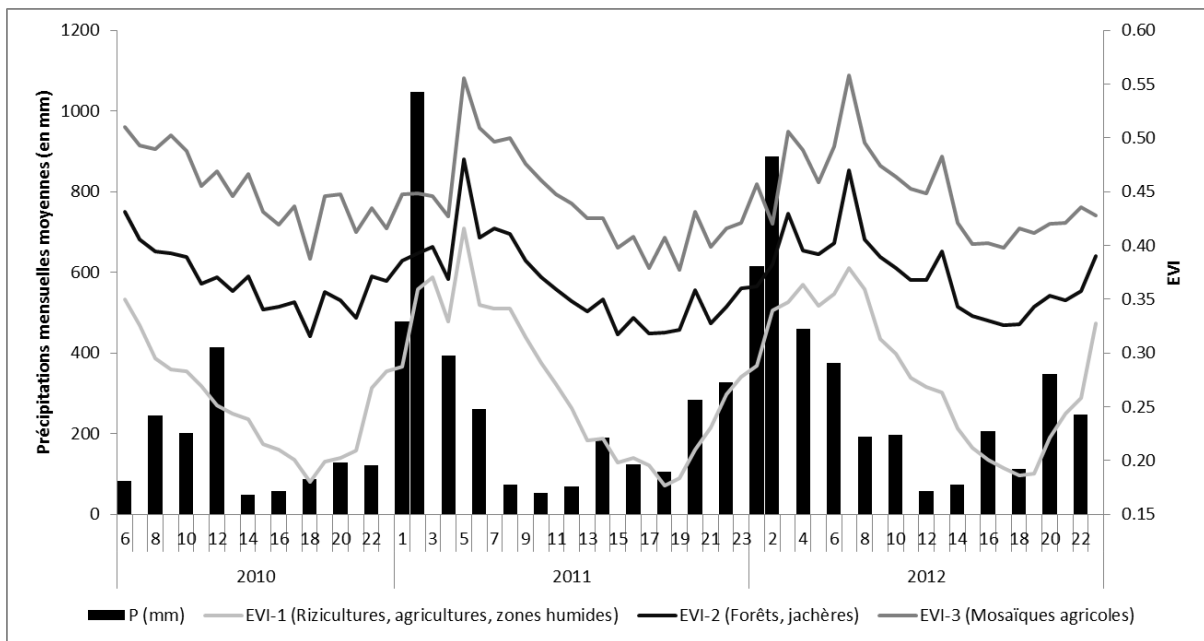


Figure 3 : Evolution de l'indice EVI entre 2010 et 2012 pour trois classes d'occupation du sol de la région du parc de Ranomafana identifiées à partir des données composites 16 jours MODIS et précipitations (en mm) mensuelles moyennes calculées à partir des données journalières issues de la station du parc de Ranomafana

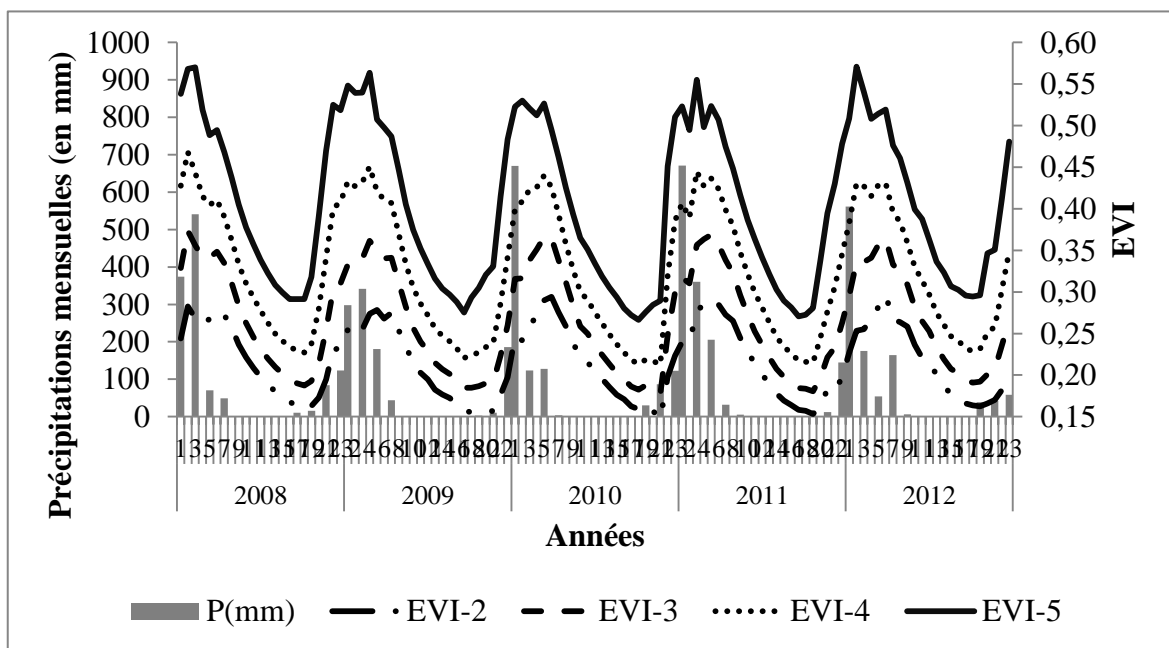


Figure 4 : Evolution de l'indice EVI entre 2008 et 2012 pour 4 classes d'occupation du sol de la région du parc d'Ankarafantsika identifiées à partir des données composites 16 jours MODIS et précipitations (en mm) mensuelles moyennes (station de Mahajunga)

A partir d'une analyse bivariée, nous avons cherché à étudier la relation entre les types d'occupations du sol identifiés sur les images MODIS à travers l'indice EVI et le cumul de précipitations tous les 15 jours, dans le cas de la région du parc de Ranomafana (figure 5). Il apparaît être difficile d'établir une relation claire entre les deux variables. Il serait intéressant alors de réaliser un cumul des précipitations à un autre pas de temps (mensuel) ou le décaler par rapport à l'EVI étant donné que la végétation ne réagit pas de manière instantanée à la variabilité du climat.

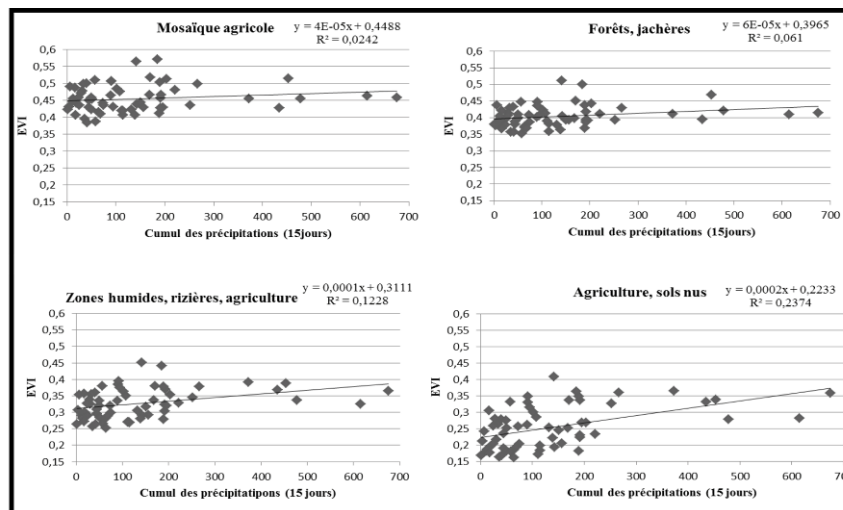


Figure 5 : Relation entre précipitations en mm (cumul sur 15 jours entre 2010 et 2012) et activité végétale (EVI) selon quatre classes d'occupation du sol extraites à partir des données MODIS.

Conclusion

Cette étude permet d'avoir une première approche des relations entre les types d'occupation du sol et l'activité végétale, en lien avec les données pluviométriques. Les résultats issus des analyses des variations du EVI devront être par la suite, mis en relation avec les dynamiques d'occupation du sol afin de mieux comprendre les relations entre les modifications environnementales et l'activité bioclimatique des milieux forestiers malgaches. D'autres indices de végétation pourraient être utilisés, comme le SIWSI par exemple, afin de mieux discriminer certains milieux plus sensibles aux modifications climatiques, comme les savanes ou encore les zones humides.

Remerciements

Les auteurs remercient : Madagascar National Park, en particulier les directeurs de Ranomafana et d'Ankarafantsika, Mamy Rakotoarijaona et René Razafindrajery, l'IRD (délégations de la Réunion et de Madagascar), le CIRAD d'Antananarivo, Samuel Razanaka du CNRE, Sandra Luque de l'IRSTEA Grenoble, ainsi que l'Ecole Doctorale TUE de l'Université de Grenoble Alpes, la NASA et le programme MODIS pour les données satellitaires (<http://reverb.echo.nasa.gov/>).

Références bibliographiques

- Andrianary Nomenjanahary E., 2012 : *Etude de la dynamique spatio-temporelle des ressources forestières du parc national de Ranomafana et de ses zones périphériques*. Mémoire de fin d'étude pour Ingénieur des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo, 89p.
- Gao, X., Huete, A. R., Ni, W., Miura, T., 2000: Optical-Biophysical Relationships of Vegetation Spectra without Background Contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74, 609-620.
- Gond V., Fayolle A., Pennec A., Cornu G., Mayaux P., Camberlin P., Doumenge C., Fauvet N., Gourlet-Fleury S., 2013: Vegetation structure and greenness in Central Africa from Modis multi-temporal data, *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368, 8 p.
- Green G.M., Sussman R.W., 1990: Deforestation history of the eastern rainforest of Madagascar from Satellite images, *Science*, 248 (4952), 212-215.
- 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.
- Huete A. R., Didan K., Miura T. R. E.P., Gao X., Ferreira L.G., 2002: Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83, 195-213.
- Justice, C. O., Vermote, E., Townshend, J.R.G., 1998: The MODIS Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36 (4), 1228-1249.

- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent J., 2000: Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Pennec A, Gond V, Sabatier D., 2011: Tropical forest phenology in French Guiana from MODIS time-series. *Remote Sensing Letters*. 2, 337-345.
- Rakotondratsimba H.M., 2008: *Etudes ethnobotaniques, biologiques et ecogéographiques des Dioscorea spp sauvages d'Ankarafantsika en vue de leur conservation*. Mémoire en Ecologie Appliquée. Université d'Antananarivo, 136p.
- Solano R., Didan K., Jacobson A., Huete A., 2010 : MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series), Université d'Arizona, 42p.
- Tadross, M., Randriamarolaza, L., Rabefitia, Z. & Zheng, K. Y. 2008: *Climate change in Madagascar; recent past and future*. Washington, DC: World Bank, 18p.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	2
SOMMAIRE	5
LISTE DES ACRONYMES	8
INTRODUCTION GENERALE	11
CHAPITRE 1 : Contexte et problématique de la zone d'étude	21
1. Le contexte environnemental et sociétal à Madagascar	23
1.1. Une hétérogénéité altitudinale est-ouest	23
1.2. Le climat moyen malgache	24
1.2.1. Les conditions pluvio-thermiques moyennes	24
1.2.2. Evolutions climatiques interannuelles	27
1.2.3. Le risque cyclonique	30
1.3. Les régions bioclimatiques malgaches	33
1.4. Les évolutions socio-environnementales en cours sur le territoire malgache	42
1.4.1. Une démographie croissante	42
1.4.2. Les changements dans l'usage des terres	43
2. Les enjeux liés à la conservation des forêts tropicales face à la déforestation.....	45
2.1. Définitions dans le contexte malgache	45
2.2. Impacts potentiels des changements climatiques sur les milieux forestiers	46
2.3. Situations et évolutions des forêts à travers le globe	47
2.4. Causes et conséquences de la déforestation à Madagascar	49
2.5. L'évolution de la déforestation à Madagascar à partir du XX ^{ème} siècle	52
2.6. L'évolution des politiques forestières à Madagascar à partir de la fin du XX ^{ème} siècle.....	56
2.6.1. La mise en place du Plan National d'Action Environnementale	58
2.6.2. La Loi GELOSE.....	58
2.6.3. Le Code de Gestion des Aires Protégées (AP)	59
2.6.4. La réintégration de la population locale dans la gestion de l'environnement et des ressources	61
2.7. Le suivi des dynamiques paysagères en milieu forestier tropical.....	62
3. Le contexte géographique et environnemental du Parc de Ranomafana	64
3.1. Localisation du Parc.....	64
3.2. Le contexte environnemental du parc	66
3.2.1. Profil altitudinal et réseau hydrologique	66
3.2.2. Les conditions pluvio-thermiques à Ranomafana	68

3.2.3.	Les principaux éléments biogéographiques à Ranomafana	69
3.2.4.	La variabilité bioclimatique à l'échelle de Ranomafana	70
3.3.	La démographie et les pratiques agricoles dans la région du Parc de Ranomafana	72
3.3.1.	Evolution de la population	72
3.3.2.	Un territoire partagé entre deux ethnies	72
CHAPITRE 2 :	Cartographie de l'occupation du sol dans la région du Parc de Ranomafana	76
1.	Reconnaissance des principales formations végétales de la région	78
2.	Les différents types d'occupation du sol au sein du Parc et à sa marge proche.....	79
2.1.	Les types d'occupation du sol observés dans les marges du Parc	88
3.	Acquisition et traitements de l'image SPOT-5 du 31 mai 2013	92
3.1.	Les caractéristiques des images SPOT-5	93
3.2.	Démarche générale pour l'utilisation de ces données satellitaires	94
3.2.1.	Première étape : prétraitements des données.....	94
3.2.2.	Reconnaissance de l'occupation du sol à haute résolution spatiale.....	96
CHAPITRE 3 :	Dynamiques paysagères dans la région du Parc de Ranomafana analysées entre 1989 et 2013 à partir de l'imagerie satellitaire LANDSAT	121
1.	Acquisition et prétraitements des données LANDSAT	123
1.1.	Choix et acquisition des données.....	123
1.2.	Prétraitements des données.....	125
1.2.1.	Corrections radiométriques	126
1.2.2.	Corrections géométriques.....	126
1.2.3.	Prise en compte de la couverture nuageuse.....	127
1.3.	Méthodologies pour le suivi des dynamiques paysagères à Ranomafana	128
1.3.1.	Choix de la démarche analytique pour le suivi des différents types d'occupation du sol à Ranomafana	128
1.3.2.	Test de séparabilité des classifications d'occupation du sol	131
1.3.3.	Les signatures spectrales des différentes classes d'occupation du sol retenues pour l'image LANDSAT de 2013	132
1.3.4.	Validation des classifications à partir de l'indice de Kappa	133
2.	Analyse multivariée pour l'étude des trajectoires d'évolution entre 1989 et 2013	135
3.	Les dynamiques paysagères dans la région de Ranomafana entre 1989 et 2013.....	139
3.1.	Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1989-1993.....	140
3.1.1.	Suivi de la dégradation forestière	140
3.1.2.	Suivi de l'occupation du sol à Ranomafana en 1989 et 1993	143
3.2.	Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1993-1998.....	148

3.2.1. Suivi de la dégradation forestière.....	148
3.2.2. Les dynamiques d'occupation du sol entre 1993 et 1998	150
3.3. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 1998-2002.....	152
3.3.1. Suivi de la dégradation forestière.....	152
3.3.2. Suivi de l'occupation du sol à Ranomafana en 2002	153
3.4. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2002-2009.....	155
3.4.1. Suivi de la dégradation forestière.....	155
3.4.2. Suivi de l'occupation du sol en 2009	157
3.5. Les évolutions de l'occupation du sol pour la période 2009-2013.....	159
3.5.1. Suivi de la dégradation forestière entre 2009 et 2013.....	159
3.5.2. Suivi de l'occupation du sol en 2013	161
4. Synthèse sur l'évolution de la couverture forestière à Ranomafana entre 1989 et 2013	164
4.1. Evolution de la dégradation forestière au sein du Parc et dans les 3 zones tampons	164
4.2. Analyse de la dégradation forestière en fonction des périodes d'étude.....	166
4.3. Conclusion partielle sur l'évolution de la couverture forestière observée à partir des données LANDSAT.....	170
4.4. Synthèse sur les trajectoires d'évolution de l'occupation du sol autour du Parc de Ranomafana entre 1989 et 2013	172
5. Conclusion du troisième chapitre.....	178
CHAPITRE 4 : Evolution de l'activité bioclimatique forestière dans la région du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014.....	183
1. Méthodologie à partir de l'analyse de données MODIS	185
1.1. Les données à basse résolution spatiale MODIS	185
1.2. Méthode de traitement des données MODIS	186
1.2.1. Acquisition des données et prétraitements.....	186
1.2.2. Synthèse des données pour le suivi de l'activité végétale pour « une année type » ...	187
1.2.3. Analyse du suivi annuel et interannuel de l'activité végétale	187
1.2.4. Exemple d'un outil d'analyse : l'outil TIMESAT.....	187
1.3. Analyses des variations pluvio-thermiques en lien avec le suivi de l'activité végétale	188
2. Activité bioclimatique forestière moyenne au sein du Parc de Ranomafana	191
2.1. Le régime moyen de l'activité végétale dans la région du Parc	192
2.2. Activité végétale entre 2000 et 2014 sur l'ensemble de la zone d'étude.....	193
3. Evolution interannuelle du SIWSI et du EVI au sein du Parc de Ranomafana et pour les cibles de conservations	195
3.1. Activité végétale au sein du Parc de Ranomafana entre 2000 et 2014.....	195
3.1.1. Evolution de l'activité végétale à Ranomafana à partir du EVI	196

3.1.2. Estimation de la teneur en eau des feuilles à Ranomafana à partir du SIWSI.....	198
3.2. Etude d'une période de « faible » (2010-2012) et de « forte » (2002-2004) activité végétale régionale	198
3.3. Caractérisation de l'activité végétale de cibles de conservation et de zones agricoles	201
3.3.1. Caractérisation de l'activité végétale pour la forêt de basse altitude.....	201
3.3.2. Caractérisation de l'activité végétale en milieu de zone humide.....	203
3.3.3. Caractérisation de l'activité végétale en milieu de jachères/cultures	205
4. Conclusion du quatrième chapitre	207
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	209
Synthèse des analyses menées.....	211
Perspectives et améliorations envisagées	214
BIBLIOGRAPHIE	216
TABLE DES FIGURES.....	237
TABLE DES PHOTOGRAPHIES	245
LISTE DES TABLEAUX.....	247
ANNEXES	250
TABLE DES MATIÈRES	265

Dans le contexte des changements environnementaux en cours et face aux pressions anthropiques, la préservation des milieux forestiers tropicaux est devenue un enjeu majeur. C'est dans ce cadre que l'île de Madagascar a mis en place une nouvelle politique forestière à partir des années 1990, avec la création d'Aires Protégées. Le Parc de Ranomafana a ainsi été créé en 1991 et classé au patrimoine mondial en 2007. La mise en place d'un suivi des dynamiques paysagères à l'échelle locale, par le biais de l'imagerie satellitaire optique (SPOT, Landsat, MODIS), permet de suivre, sur des périodes récentes (particulièrement 1990-2014), l'évolution des milieux forestiers et de certaines cibles de conservation définies par le Parc sur le plan international, à la lumière de certaines variations bioclimatiques (pluviométriques notamment) ou anthropiques (agro-sylvo-pastorales). Ce suivi permet d'observer les trajectoires au cours des trois dernières décennies et de pointer les principales évolutions paysagères ainsi que le poids des variations des conditions climatiques et d'usages des terres sur les dynamiques de la végétation. La tendance est à la diminution du couvert forestier, essentiellement au détriment de la forêt de basse altitude. Le taux de dégradation forestière durant les 25 années étudiées est estimé à 0,62 %/an, ces variations étant différentes en fonction de l'éloignement au Parc. De plus, l'analyse de l'activité photosynthétique révèle une diminution générale des valeurs sur la période d'étude, quel que soit le type de formation végétale étudié.

Mots-clés : Madagascar, parc national, télédétection satellitaire, forêts tropicales, pressions anthropiques, changements d'occupation du sol

In the context of current environmental changes, and deal with anthropogenic pressures, the preservation of tropical forest has become a major issue. In this context, Madagascar island has implemented a new forest policy since 1990, having garnered the creation of protected areas. Ranomafana National Park has been created in 1991 and classified as World heritage in 2007. The establishment of a landscape dynamics monitoring at the local level, using remote sensing, allow analysis of forest changes faces anthropogenic pressures, taking into account the specificities of the study area. This monitoring allows to observe past and current pressures on forest and point landscape trajectories. In addition, the forest bioclimatic activity monitoring examines the impact of climatic conditions and land use change on vegetation dynamics. The trend is the global reduction of forest cover mainly of lowland forest. Forest degradation rate during these past 25 years is estimated at 0,62%/year. These variations are different depending on the distance to the Park. Furthermore, analysis of photosynthetic activity reveals a general decline in values over the study period, regardless of the plant community type studied.

Keys-words : Madagascar, remote sensing, tropical forests, Land-use change